



CARACTERIZAÇÃO DA DECANTABILIDADE DAS LAMAS ACTIVADAS DA ETAR DE SOBREIRAS, PORTO, VIA DETERMINAÇÃO FISIOLÓGICA GLOBAL ATRAVÉS DA MONITORIZAÇÃO DE SOUR

JOANA PATRÍCIO SOUSA

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA PARA SATISFAÇÃO PARCIAL DOS REQUISITOS DO GRAU DE
MESTRE EM ENGENHARIA DO AMBIENTE — ESPECIALIZAÇÃO EM GESTÃO

Orientador: Professor Doutor Cheng Chia-Yau

JULHO DE 2011

MESTRADO INTEGRADO EM ENGENHARIA DO AMBIENTE 2010/2011

Editado por

FACULDADE DE ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE DO PORTO

Rua Dr. Roberto Frias

4200-465 PORTO

Portugal

Tel. +351 22 508 1400

Fax +351 22 508 1440



feup@fe.up.pt



<http://www.fe.up.pt>

Reproduções parciais deste documento serão autorizadas na condição de que seja mencionado o Autor e feita referência a *Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente - 2010/2011 - Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, Portugal, 2011*

As opiniões e informações incluídas neste documento representam unicamente o ponto de vista do respectivo Autor, não podendo o Editor aceitar qualquer responsabilidade legal ou outra em relação a erros ou omissões que possam existir.

Este documento foi produzido a partir de versão electrónica fornecida pelo respectivo Autor.

Ao Carlos e à Fatinha

No Man is an Island

Jonh Donne

AGRADECIMENTOS

Não poderia deixar de começar por agradecer a sabedoria, experiência e simpatia partilhadas pelo Doutor Cheng, que foram fonte de incentivo para a realização deste trabalho.

À Eng.^a Elza e à Dr.^a Cristina da ETAR de Sobreiras, que se prontificaram a disponibilizar amostras e as instalações da ETAR de Sobreiras, sempre com boa disposição, estou muito agradecida. Aos operadores que me acompanharam durante as amostragens ou que as colheram até nas horas menos agradáveis, também uma palavra de reconhecimento.

À Eng.^a Patrícia Alves que, com paciência e conhecimento, me ajudou a familiarizar com o Laboratório de Engenharia Sanitária e me acompanhou em muitas horas de trabalho e incerteza, muito obrigada. Obrigada, Eng.^a Ana Carolina pelo agradável apoio, modelo e disponibilidade.

Pela prontidão e gosto com que me recebeu, deixo o meu profundo agradecimento à Doutora Olga Pastor Nunes e também às Engenheiras Sílvia e Paula que me apoiaram no laboratório de microbiologia.

À minha companheira de investigação laboratorial, dos gratificantes e dos desafiantes momentos, Luísa Girão, agradeço com o voto das maiores e merecidas felicidades.

Às irmãs que a Faculdade me deu, Joana Pereira e Teresa Santos, pelo incondicional apoio, noite e dia, no trabalho e no lazer, nem tenho palavras para agradecer.

Aqueles amigos a quem carinhosamente apelido de *Pessoal* não podiam passar sem receber uma palavra de apreço pela alegre companhia ao longo desta importante etapa académica. Deixo um especial agradecimento à Filipa Lobo, Lara Fraga e Sofia Ribeiro.

Dr.^a Joana Mafalda, muito obrigada pelos eruditos conselhos e pela cumplicidade de prima num desafio comum.

À minha extraordinária família, a quem raramente agradeço, mas a quem tudo devo, só posso estar grata: ao meu pai, pela voz da experiência e presença; à minha mãe pela atenção; a minha irmã Ana, por fazer tudo o que está ao seu alcance; à minha irmã Patrícia pelo exemplo e ao meu incansável cunhado José Pedro, por ter sempre solução para tudo.

RESUMO

O processo de tratamento de águas residuais urbanas por lamas activadas tem vindo a ser amplamente usado em Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), como tratamento biológico. A eficiência deste processo reflecte-se e depende da eficácia de separação das fases sólida e líquida após a etapa biológica, que geralmente se processa em decantadores secundários. Os problemas mais comuns na decantabilidade de lamas activadas são conhecidos como: *bulking*, *foaming* (lamas flutuantes e espumas devido à proliferação de organismos filamentosos), crescimento disperso, formação de microflocos e ascensão de manto de lamas. Apesar de ser um processo quase centenário, ainda não foi descoberta uma forma prática de resolver os problemas de sedimentabilidade, tanto pela variabilidade de fenómenos, como pela dificuldade de identificar a sua causa, normalmente associada ao comportamento da massa microbiana.

A ETAR de Sobreiras, Porto, foi alvo de caso de estudo para a análise de decantabilidade de lamas activadas, através da determinação fisiológica global: estudo da Carência Química de Oxigénio (CQO), formas de azoto (NO_3 e NH_3), Sólidos Suspensos Totais (SST), ensaios de sedimentação e monitorização da taxa de consumo específico de oxigénio (SOUR) – que permite avaliar a actividade biológica.

Os principais resultados deste trabalho demonstram uma ineficiente decantabilidade de lamas, por ascensão de manto de lamas e formação de espumas. Estes parecem estar associados à ocorrência de desnitrificação nos decantadores secundários e proliferação de bactérias filamentosas no licor misto.

São apresentados métodos operacionais, medidas físicas, químicas e específicas para o caso em estudo para actuação no efeito ou na causa do problema de decantabilidade, controlando a comunidade microbiana da biomassa e ponderado a possibilidade de evitar a ocorrência de desnitrificação no decantador. São discutidos os possíveis benefícios e as principais limitações das alternativas, maioritariamente impostas pela configuração das instalações. Destas opções, destaca-se a melhoria do equipamento de filtração em tratamento terciário, uma vez que o processo de tratamento biológico se encontra em condições satisfatórias de funcionamento.

PALAVRAS-CHAVE: ANÁLISE DECANTABILIDADE, LAMAS ACTIVADAS, SOUR.

ABSTRACT

Activated sludge process has been widely employed as a biological treatment step in Wastewater Treatment Plants treating urban sewage. The process efficiency reflects and depends on the separation of the sludge from treated wastewater that is typically taking place in gravitational settling tanks. The most common problems occurring in activated sludge settling are known as: bulking, foaming, dispersed growth, pin floc and rising sludges. Although the process is almost centenary, practical solutions for settling problems have not yet been satisfactorily established, due to phenomenon variability and difficulty to identify the causes which are usually linked to microbial community physiology.

The wastewater treatment plant of Sobreiras, Porto, was aimed to be the study case for the activated sludge settleability analysis, through global physiological determination of Chemical Oxygen Demand (COD), nitrogen forms (NO_3 and NH_3), Mixed Liquor Suspended Solids (MLSS), settling tests, and Specific Oxygen Uptake Rate (SOUR) monitoring.

The principal presented results indicate an inefficient sludge settleability caused by rising sludges and foaming. These appear to be linked to the filamentous bacterium proliferation in the aeration tanks and denitrification occurring in the settling tanks.

Different approaches of corrective measures are presented in order to mitigate the problem either on its effect or on the cause through improving the microbial community suitability and studying the possibility denitrification in the settling tank. The major advantages and limitations of the given alternatives are discussed, concluding that the existing treatment plant configuration is the most significant obstacle for process modifications.

The mechanical filtration technology is highlighted to be a possible improvement measure, since the biological treatment presents satisfactory operational results.

KEY WORDS: SETTLING ANALYSIS, ACTIVATED SLUDGE, SOUR

ÍNDICE DE TEXTO

Agradecimentos	iii
Resumo.....	v
Abstract	vii
Índice de texto.....	ix
Índice de Figuras	xiii
Índice de Tabelas.....	xvii
Lista de Abreviaturas.....	xix
Enquadramento	1
Âmbito.....	1
Objectivo	1
Estrutura do documento	2
1 Tratamento de Águas Residuais	3
2 Processo de Lamas Activadas	7
2.1 Principais Parâmetros de Processo	9
2.1.1 Temperatura.....	9
2.1.2 pH.....	9
2.1.3 Oxigénio Dissolvido.....	10
2.1.4 Razão Alimento/Microrganismos	11
2.1.5 Idade das Lamas	13
2.2 Remoção Biológica de Azoto	14
2.2.1 Nitrificação.....	16
2.2.2 Desnitrificação	17
3 Análise de Decantabilidade	21
3.1 Formação de Flocos.....	23
3.2 <i>Bulking</i>	27

3.3	<i>Foaming</i> (Espumas)	29
3.4	Lamas ascensionais (Desnitrificação)	31
3.5	Outros Problemas de Decantabilidade.....	33
3.5.1	Nuvens de Sólidos e <i>Ashing</i>	33
3.5.2	Crescimento Disperso	34
3.5.3	Formação de Microflocos	34
4	Medidas de Controlo	37
4.1	Métodos Não Específicos	38
4.1.1	Controlo Químico	38
4.1.2	Processos Mecânicos	41
4.2	Métodos Específicos.....	42
4.2.1	Controlo de Lamas Ascensionais	43
4.2.2	Uso de Selectores	43
4.2.3	Análise de Casos	47
5	ETAR de Sobreiras – Porto	49
5.1	Processo de Tratamento.....	50
5.1.1	Linha Líquida	51
5.1.2	Linha de Lamas	52
5.1.3	Linha de Desodorização.....	52
6	Caso de estudo	55
6.1	Metodologia de Análise.....	55
6.2	Amostragem	56
6.3	Análise Qualitativa e Quantitativa.....	57
6.3.1	Sólidos Suspensos Totais (SST)	57
6.3.2	Índice Volumétrico de Lamas (IVL)	58
6.3.3	Microbiologia.....	60
6.3.4	Carência Química de Oxigénio (CQO)	62

6.3.5	Azoto Amoniacal.....	63
6.3.6	Nitratos	64
6.3.7	SOUR.....	65
7	Resultados e Discussão.....	69
7.1	SOUR e Carga Orgânica Mássica.....	69
7.2	Ensaio de Decantabilidade	74
7.3	Nitratos.....	76
7.4	Carência Química de Oxigénio (CQO).....	80
7.5	Azoto Amoniacal.....	82
7.6	<i>Mixed Liquor Suspended Solids (MLSS)</i>	83
7.7	Microbiologia.....	85
7.8	Conclusões.....	88
8	Análise de Medidas de Controlo	91
8.1	Métodos Operacionais	92
8.2	Métodos Químicos	92
8.3	Métodos Específicos.....	93
8.4	Métodos Físicos	95
9	Considerações Finais	99
10	Referências Bibliográficas.....	103
11	ANEXOS.....	107
11.1	ANEXO A - Legislação.....	107
11.2	ANEXO B – Imagens de Microrganismos Típicos em ETAR.....	109
11.3	ANEXO C – Tabela de Resultados	111

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema geral de tratamento de águas residuais domésticas	5
Figura 2 - Processo convencional de lamas activadas: arejamento por arejador mecânico ou ar comprimido. 7	
Figura 3 - Efeito da carga orgânica biodegradável na decantabilidade de lamas activadas	12
Figura 4 - Evolução dos grupos de microrganismos em função da idade da lama. (CANLER, PERRET, DUCHÈNE, & COTTEUX, 1999)	13
Figura 5 – Ciclo generalizado do Azoto (METCALF & EDDY, 2004 b).....	14
Figura 6 – Processo mais utilizado para remoção de azoto em águas residuais urbanas: <i>Modified Ludzack-Ettinger, MLE</i> . (METCALF & EDDY, 2004 b)	19
Figura 7 – Representação esquemática da organização e estrutura do floco de lamas activadas. (SEVIOUR & NIELSEN, 2010)	24
Figura 8 – Espumas à entrada do decantador secundário (2011/06/09).....	30
Figura 9 – Alastre de espuma ao decantador secundário (2011/03/31)	30
Figura 10 – Formação de espuma à superfície do arejamento num reactor biológico (2011/03/30)	31
Figura 11 – Persistência de espumas à superfície do decantador secundário (2011/05/04)	31
Figura 12 – Formações gasosas no seio do sobrenadante em ensaio de decantabilidade.....	32
Figura 13 – Sequência de ascensão de lamas num ensaio de decantabilidade (2011/05/19).....	32
Figura 14 – Representação esquemática de um selector típico.....	44
Figura 15 – Selecção cinética de organismos filamentosos baseada na equação de <i>Monod</i> (BITTON, 1994) .	45
Figura 16 – Vista aérea da ETAR de Sobreiras e estuário do Douro (www.ambienteportugal.com , acedido a 2011/06/30).....	49
Figura 17 – Esquema geral de tratamento de águas residuais, lamas e gases da ETAR de Sobreiras, Porto (Imagem cedida pela empresa Águas do Porto)	50
Figura 18 - Esquema de tratamento biológico da ETAR de Sobreiras com zonas anóxica e de arejamento	51
Figura 19 – Imagem de um decantador secundário com formações de sólidos à superfície (tipo espuma)....	55
Figura 20 - Equipamento utilizado na análise de MLSS: bomba de vácuo (<i>General Electric</i> Modelo 5KH33EN25T), estufa (T-122 da <i>Heraeus</i>) e balança analítica (modelo 120-4 da marca <i>KERN ABS</i>).....	58
Figura 21 – Ensaio de decantabilidade (proveta da direita aos 30 min) 2011/04/04	59
Figura 22 - Microscópio <i>NIKON Japan, modelo SC</i> utilizado para a observação microscópica regular das amostras	62
Figura 23 – Digestor <i>Nanocolor ® Vario Compact da Machery-Nagel</i> e espectrofotómetro <i>UV-1603 da Shimadzu</i> utilizados para análise de CQO	63
Figura 24 – Dispositivo de destilação utilizado para determinação do azoto amoniacal	63

Figura 25 – KIT Nanocolor® 400 D utilizado para determinação de nitratos	64
Figura 26 – Saturação de água para calibração da sonda YSI 5905 BOD Probe para análise de SOUR.....	66
Figura 27 – Representação esquemática da análise SOUR: arejamento da amostra, medição de OD ao longo do tempo com agitação magnética	66
Figura 28 – Dispositivo para análise SOUR e medidor analógico de OD (ISY 54A).....	67
Figura 29 - Gráfico resultante do ensaio para cálculo da taxa específica de consumo de oxigénio (Ensaio de 2011/03/24).....	69
Figura 30 – Valores de SOUR _{20°C} para a série de amostras e respectivos valores médios	70
Figura 31 – Valores de SOUR e SST de efluente clarificado	70
Figura 32 – Evolução da razão A/M ao longo do período de amostragem com as respectivas médias de 0,17 (kg CBO/kg MLSS/d).....	71
Figura 33 - Evolução da carga orgânica e dos resultados médios de ensaios de SOUR para a série de amostras	72
Figura 34 – Relação SOUR - IVL para previsão da decantabilidade das lamas (DASSANAYAKE, 2007).....	73
Figura 35 – Ensaio de decantabilidade de 7 L em agitação com partição superficial da lama (à esquerda) e persistência do sobrenadante em repouso (à direita).....	74
Figura 36 – Concentração de sólidos suspensos totais no efluente de saída do decantador.....	75
Figura 37 – Simulação da remoção de nitratos (amostra da entrada do decantador secundário)	76
Figura 38 – Remoção de nitratos ao longo do tempo - amostra da saída do arejamento (R1: Reactor arejamento 1; R2: Reactor arejamento 2).....	76
Figura 39 - Ascensão de lamas com presença de bolhas de gás que aderem ao recipiente plástico do ensaio (2011/04/13)	77
Figura 40 – Formação de flocos (com aspecto de nuvens) e tendência de sedimentação no início do ensaio sem agitação (2011/04/01)	78
Figura 41 – Lama sedimentada com tendência a compactar aos 9 minutos de ensaio e registo de uma camada de sobrenadante com bolhas de gás, sem ocorrência de ascensão de flocos (2011/04/01).....	78
Figura 42 – Aspecto da fina camada de sobrenadante com pequenas bolhas de gás no minuto 11 de ensaio (2011/04/01)	78
Figura 43 – Aspecto volumoso da porção de lama decantada (2011/04/01)	78
Figura 44 – Ascensão de lamas após compressão do manto num efluente pouco turvo passadas várias horas de ensaio (2011/04/01).....	79
Figura 45 – Efluente bastante clarificado, em lamas ascensionais com presença de alguns flocos no fundo (2011/04/01)	79
Figura 46 – Gráfico ilustrativo do aumento de pH no decantador secundário e respectivos valores médios .	79

Figura 47 – Distribuição dos valores da CQO total e valor médio.....	80
Figura 48 – Distribuição dos valores da CQO dissolvida e seu valor médio	81
Figura 49 - Gráfico ilustrativo da evolução da diferença entre a CQO dissolvida e a CQO total e a concentração em SSV no efluente clarificado.....	82
Figura 50 - Distribuição dos valores de azoto amoniacal e seu valor médio ao longo do período de amostragem.....	83
Figura 51 – Distribuição dos valores de MLSS e valor médio para a série de amostras	84
Figura 52 – Gráfico dos parâmetros SST e CQO à saída da ETAR.....	85
Figura 53 – Agregação de flocos 100x (2011/04/07)	85
Figura 54 – Flocos com filamentos e protozoário flagelado 400x (2011/04/07)	85
Figura 55 – Flocos do licor misto com observação de ramificações filamentosas 100x (2011/06/09).....	86
Figura 56 – Visão geral da agregação dos flocos no licor misto 100x (2011/06/09).....	86
Figura 57 – Flocos com ramificações filamentosas pronunciadas 1000x (2011/06/09)	86
Figura 58 – Organismos filamentosos 1000x (2011/06/09).....	86
Figura 59 – Ciliados Sésseis 400x (2011/04/07)	87
Figura 60 – Ciliados Sésseis 100x (2011/04/07)	87
Figura 61 – Colonização típica de flocos com boa condição de sedimentação 100x (2011/04/07)	87
Figura 62 – Bactéria filamentosa a atravessar floco 100x (2011/06/09).	87
Figura 63 – Vista do tipo de configuração de um dos reactores biológicos da ETAR de Sobreiras que limita a implementação de modificações de processo	94
Figura 64 – Filtros de areia de volume <i>upflow</i> contínuo (CONTIFLOW [®] Sandfilter CFSF). Imagem de <i>Huber Technology</i>	96
Figura 65 – Microtamisador de filtração em contínua (RoDisc [®] Micro-filtro de discos). Imagem de <i>Huber Technology</i>	97

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Principais contaminantes a tratar em Águas Residuais (BITTON, 1994)	4
Tabela 2 – Características típicas de uma água residual doméstica bruta (METCALF & EDDY, 1991 a)	4
Tabela 3 – Valores típicos de Carga Orgânica Mássica (A/M) e tempo de retenção hidráulica (TRH) (METCALF & EDDY, 1991 a).....	12
Tabela 4 – Condições óptimas para a ocorrência de nitrificação. (BITTON, 1994)	17
Tabela 5 – <i>Genera</i> de microrganismos capazes de desnitrificação (BITTON, 1994)	18
Tabela 6 – Principais tipos de problemas biológicos registados separação de sólidos em lamas activadas (JENKINS, RICHARD, & DAIGGER, 2004 b).	22
Tabela 7 – Grupos de bactérias presentes em processos de lamas activadas e respectivas necessidades metabólicas. (NICOLAU, MARTINS, MOTA, & LIMA, 2002)	25
Tabela 8 - Principais organismos filamentosos em lamas activadas. (GRAY, 2004), (RICHARD, SEAR-BROWN, & COLLINS, 2003)	26
Tabela 9 – Medidas de controlo de causas genéricas de problemas de decantabilidade	42
Tabela 10 – Tipo de selectores, finalidade e princípio de funcionamento	46
Tabela 11 – Análise de eficácia da aplicação de medidas físicas, químicas e biológicas em processos de lamas activadas com problemas de <i>bulking</i> e <i>foaming</i> filamentoso (MADONI, DAVOLI, & GIBIN, 2000).	47
Tabela 12 - Dados de base de projecto da ETAR.....	53
Tabela 13 – Características previstas da Água tratada.....	53
Tabela 14 – Plano de amostragens ao longo dos Meses de Março, Abril, Maio e Junho	57
Tabela 15 – Protozoários como indicadores da eficiência de processo de lamas activadas	61
Tabela 16 – Resultados quantitativos das análises laboratoriais com valores médio, máximo e mínimo	88
Tabela 17 – Selecção de medidas que podem ser aplicadas no controlo dos problemas analisados no caso de estudo.....	91
Tabela 18 – Principais parâmetros e dimensionamento do selector anaeróbio proposto.....	94

LISTA DE ABREVIATURAS

A/M – RAZÃO ALIMENTO / MICRORGANISMOS

CBO – CARÊNCIA BIOQUÍMICA DE OXIGÉNIO

CBO₅ – CARÊNCIA BIOQUÍMICA DE OXIGÉNIO AO FIM DE 5 DIAS

COV – COMPOSTOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS

CQO – CARÊNCIA QUÍMICA DE OXIGÉNIO

ETAR – ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

IVL – ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LAMAS

MLSS – MIXED LIQUOR SUSPENDED SOLIDS

MLVSS – MIXED LIQUOR VOLATILE SUSPENDED SOLIDS

NTK – AZOTO TOTAL DE KJELDAHL

OD – OXIGÉNIO DISSOLVIDO

OUR – OXYGEN UPTAKE RATE

SOUR – SPECIFIC OXYGEN UPTAKE RATE

SS – SÓLIDOS SUSPENSOS

SST – SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS

SSV – SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS

ENQUADRAMENTO

ÂMBITO

Para o tratamento de águas residuais, imprescindível para a manutenção da saúde pública e ambiental, o tratamento biológico mais frequentemente aplicado é o processo de lamas activadas. De elevada eficiência na redução da carga orgânica e remoção de azoto (nitrificação seguida de desnitrificação), este processo inclui sempre uma etapa de separação das fases sólida e líquida.

A clarificação das águas residuais tratadas é um parâmetro que determina o comportamento geral da etapa de tratamento biológico de Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) equipadas com processos de lamas activadas. As características fisiológicas das lamas activadas são muito complexas, incluindo espécies, populações e interações entre os microrganismos que formam a comunidade biológica das lamas. Esta comunidade é determinada pelas condições de funcionamento do reactor, incluindo a carga orgânica, tempo de retenção, disponibilidade de substratos e nutrientes, temperatura e concentração de oxigénio dissolvido. Entre estes parâmetros, a carga orgânica apresenta influência mais significativa.

A carga orgânica biodegradável reflecte-se na taxa específica de consumo de oxigénio, genericamente denominado como *SOUR* (*Specific Oxygen Uptake Rate*) cuja monitorização poderá ser uma indicação para prever a decantabilidade das lamas.

OBJECTIVO

O objectivo principal do trabalho foi orientado para o estabelecimento de uma relação entre a carga orgânica afluente à ETAR de Sobreiras, representada pelo SOUR, e a decantabilidade, determinada pelo Índice de Volume de Lamas (IVL) e pelos Sólidos Suspensos Totais (SST) do efluente decantado, sob as actuais condições de funcionamento ao longo de um período de cerca de três meses.

Este documento reflecte o trabalho prático, de realização intensiva, em laboratório, das análises de SST, SOUR, Carência Química de Oxigénio (CQO), azoto (NO_3 e NH_3), ensaios de decantabilidade e análise de microscopia.

ESTRUTURA DO DOCUMENTO

No primeiro capítulo é apresentado, a título introdutório, o funcionamento geral do tratamento de águas residuais e seus objectivos para apresentação e contextualização do tema.

O segundo capítulo faz uma breve descrição dos processos de tratamento por lamas activadas, com especial enfoque para a remoção biológica de azoto e descrição dos principais parâmetros operacionais.

No capítulo três é feita uma síntese da caracterização global dos principais problemas de decantabilidade frequentemente registados em processos de tratamento de águas residuais.

O quarto capítulo refere possíveis medidas de controlo (métodos específicos e não específicos) a adoptar em casos de ineficiência de separação sólido-líquido após a etapa biológica em processos por lamas activadas.

No capítulo cinco é descrita a ETAR de Sobreiras, que serviu de base para o caso de estudo para a análise de decantabilidade por monitorização de SOUR e caracterização fisiológica global das amostras.

No capítulo seis encontra-se a descrição do trabalho prático, referindo a metodologia utilizada, a amostragem, principais passos procedimentais e equipamento utilizado.

Os resultados e discussão são apresentados no capítulo sete onde são também descritas as principais conclusões a que conduziram.

No oitavo capítulo são propostas possíveis medidas operacionais, químicas, físicas e específicas a ponderar para implementação de uma solução de controlo do problema de decantabilidade analisado. São analisadas as principais limitações e possíveis benefícios das alternativas indicadas.

São por fim, no capítulo nove, apresentadas as conclusões gerais do trabalho e são colocadas sugestões para estudos e trabalhos futuros neste âmbito.

1 TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

Com o crescimento e desenvolvimento populacional em todo o mundo, as questões relativas ao tratamento dos resíduos produzidos têm merecido mais atenção por parte da investigação científica. De facto, todo o cuidado com o tratamento dos resíduos sólidos, emissões gasosas e efluentes que produzimos antes da sua reintrodução na Natureza é imprescindível para caminhar rumo ao desenvolvimento sustentável da civilização humana.

Uma água residual consiste no resíduo fluido que é desprezado após o uso da água para fins domésticos, industriais, agrícolas e serviços públicos (como a rega e limpezas urbanas), podendo ou não ter o acréscimo de águas pluviais ou outras infiltrações. Quando não tratada, uma água residual tende a emanar odores e gases pela decomposição da matéria orgânica e representa uma ameaça para a saúde pública e ambiental por ser fonte de disseminação de microrganismos patogénicos. Assim, o tratamento de águas residuais surge na sociedade como uma forma de protecção do ambiente, da saúde pública e interesses económicos e sociais.

O presente trabalho foca o tratamento de águas residuais ditas domésticas. Estas são compostas maioritariamente por um misto de águas residuais provenientes de habitações familiares, institucionais, estabelecimentos comerciais e outros semelhantes. O tratamento destas águas residuais tem como objectivos principais a conversão dos resíduos materiais nelas presentes em produtos finais oxidados estabilizados, que podem ser descarregados em segurança em águas interiores ou costeiras atenuando efeitos negativos para o ambiente.

Uma estação de tratamento de águas residuais engloba um conjunto de operações e processos de tratamento em unidades projectadas tendo em vista a obtenção de um efluente final de qualidade a partir de um afluente com características gerais conhecidas. O conjunto das operações dominadas por reacções químicas, físicas ou biológicas, e processos unitários permitem atingir os vários níveis de tratamento necessários. O tipo de processo utilizado depende da natureza e características da água residual, dos objectivos de qualidade da água a tratar, do meio receptor e da diluição disponível (GRAY, 2004; METCALF & EDDY, 2003).

Os objectivos gerais de um processo de tratamento de águas residuais passam por:

- a) Redução da carga orgânica;

- b) Redução de os nutrientes: azoto e fósforo;
- c) Remoção ou desactivação de microrganismos patogénicos e parasitas;
- d) Condicionamento dos subprodutos de tratamento para seus destinos finais.

Os principais contaminantes a remover ou reduzir numa água residual urbana e as concentrações típicas dos parâmetros de referência encontram-se enumerados nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1 – Principais contaminantes a tratar em Águas Residuais (BITTON, 1994)

Contaminantes principais
Sólidos suspensos
Orgânicos biodegradáveis
Microrganismos patogénicos e parasitas
Nutrientes
Poluentes prioritários
Orgânicos persistentes
Metais pesados
Inorgânicos dissolvidos

Tabela 2 – Características típicas de uma água residual doméstica bruta (METCALF & EDDY, 1991 a)

Parâmetro	Concentração (mg/L)		
	Forte	Média	Fraca
CBO ₅	400	220	110
CQO	1000	500	250
N-Orgânico	35	15	8
N-NH ₃	50	25	12
N-total	85	40	20
P-total	15	8	4
Sólidos totais	1200	720	350
Sólidos suspensos	350	220	100

Os requisitos legais para os parâmetros de saída e descarga no meio receptor para águas residuais urbanas, estabelecidos pelo Decreto-Lei nº 152/97, de 19 de Junho, com as alterações redigidas pelo Decreto-Lei nº 348/98, de 9 de Novembro, podem ser consultados no ANEXO A.

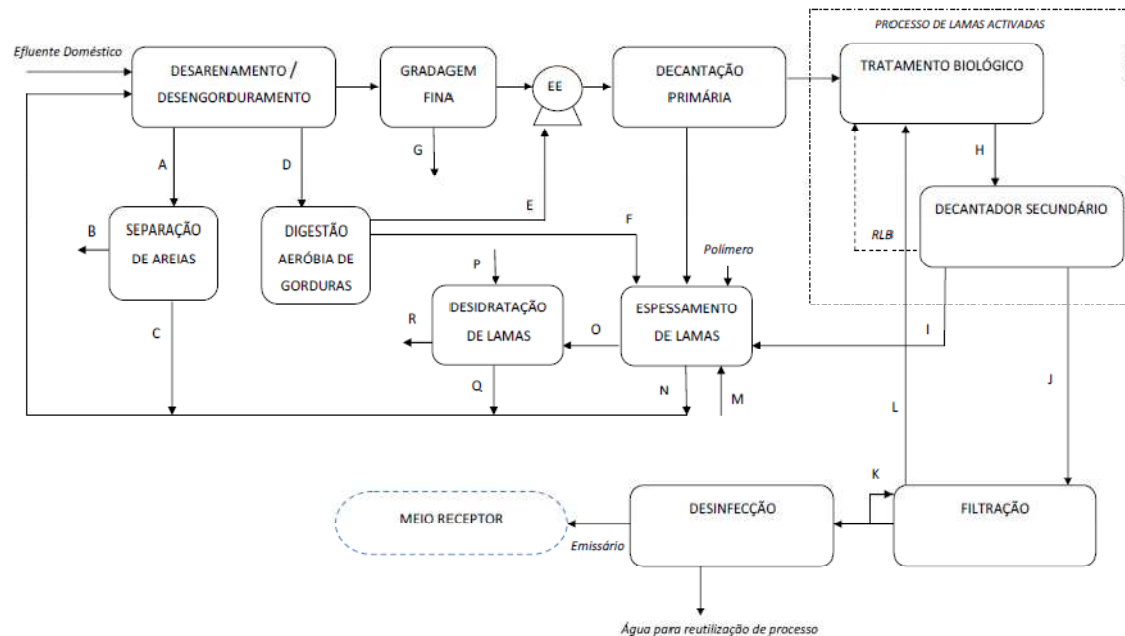


Figura 1 - Esquema geral de tratamento de águas residuais domésticas

LEGENDA:

RLB: Recirculação de Lamas Biológicas

EE: Elevação de efluente pré-tratado

- A. Areia e efluente
- B. Areia separada
- C. Escorrências provenientes da separação de areia
- D. Gorduras
- E. Gorduras tratadas
- F. Lamas em excesso
- G. Gradados
- H. Licor Misto
- I. Purga de Lamas
- J. Efluente clarificado
- K. Água para lavagem dos filtros
- L. Água suja de lavagem dos filtros
- M. Água para lavagem do espessador
- N. Escorrências provenientes do espessamento
- O. Lamas espessadas
- P. Água para lavagem do filtro de desidratação
- Q. Escorrências provenientes da desidratação
- R. Lamas desidratadas para destino final

A Figura 1 apresenta um esquema genérico de tratamento de águas residuais por lamas activadas. Este processo, quase centenário, tem vindo a ser amplamente utilizado para o tratamento biológico de águas residuais e inclui sempre uma etapa de separação entre as fases sólida e líquida após a reacção biológica. O processo de separação mais comum consiste em tanques de sedimentação onde as lamas em repouso tendem a decantar e são colhidas para purga e / ou recirculação.

Possíveis desequilíbrios decorrentes do processo de lamas activadas reflectem-se na sua sedimentabilidade, pondo em causa a qualidade do efluente clarificado. Podem, no entanto, ocorrer outras irregularidades nos tanques de decantação que não tenham origem no processo biológico, como a própria configuração do tanque.

Quando surgem dificuldades de decantação, torna-se imperativo identificar os problemas e tentar corrigi-los. No entanto, não é fácil estabelecer esta relação causa-efeito pois os fenómenos podem ocorrer em simultâneo, agravando a sua forma de manifestação. Mesmo quando identificada a causa, é geralmente necessário proceder a alterações a nível operacional e / ou de processo e aguardar pela reacção do sistema, readaptando as medidas de acordo com esta.

Estes problemas são tão frequentes como variáveis, podendo ocorrer em todo o tipo de ETAR, sem que o operador se aperceba da causa. As análises laboratoriais revelam-se fundamentais para compreender o comportamento do licor misto, mas a aplicação de medidas mitigadoras genéricas pode não ser aplicável. Esta análise exige tanto a compreensão da teoria de base dos fenómenos físicos, químicos e biológicos do processo de lamas activadas, como o conhecimento empírico relativo ao caso em estudo e metodologias de ensaio aplicáveis.

Não há uma solução clara para os problemas de decantabilidade, nem uma forma unívoca de resolver cada tipologia de irregularidade detectada. As irregularidades de decantabilidade mais comuns ocorrem por proliferação de microrganismos que desadequam a comunidade microbiana ao tipo de decantação pretendida, quer pela sua morfologia, quer pelo seu metabolismo de acordo os parâmetros operacionais verificados. Apesar dos inúmeros estudos já empreendidos no sentido de identificar as causas destas proliferações, a comunidade científica ainda não conseguiu clarificar as dúvidas dos operadores de ETAR, dando um fundamento para as causas e uma solução global.

O presente trabalho pretende analisar, com aplicação ao caso de estudo da ETAR de Sobreiras, a sedimentabilidade das lamas após a saída do reactor biológico, com a proposta de uma melhoria da mesma.

2 PROCESSO DE LAMAS ACTIVADAS

O processo de tratamento biológico por lamas activadas foi desenvolvido em 1914 por E. Arden e T. Lockett em Inglaterra. A atribuição do nome deveu-se ao facto envolver a produção de uma massa activa de microrganismos capazes de estabilizar os resíduos aerobiamente. Em geral, o tratamento biológico é dominado por estes processos de lamas activadas por se revelarem eficientes na redução de carga orgânica e na oxidação de compostos de azoto (nitrificação e desnitrificação). Tem vindo a ser amplamente usado, tanto na forma da sua concepção original (Figura 2) como em muitos processos variantes que foram surgindo (METCALF & EDDY, 2003).

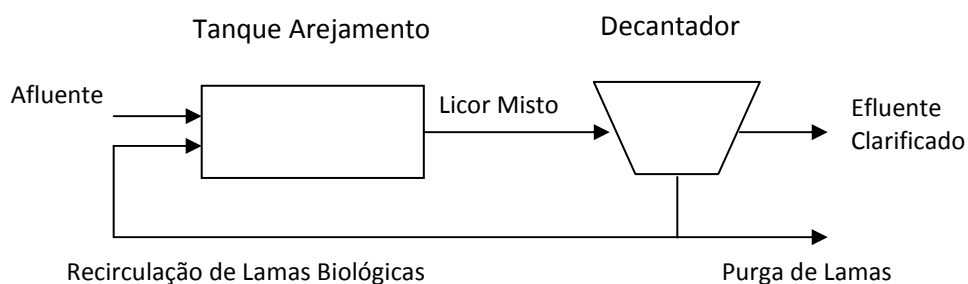


Figura 2 - Processo convencional de lamas activadas: arejamento por arejador mecânico ou ar comprimido

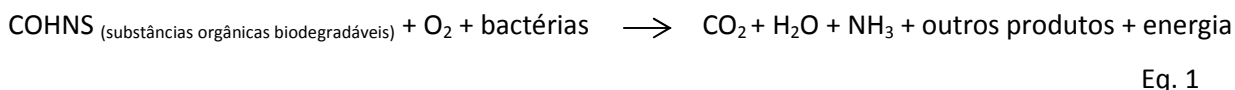
Tipicamente, o sistema processa-se com a passagem do efluente por uma unidade de arejamento, seguida de um tanque de sedimentação (clarificador) ou por filtração. Globalmente, pretende atingir-se a remoção de matéria orgânica dissolvida e coloidal no efluente.

O principal objectivo do arejamento é a remoção da matéria orgânica secundária por acção de uma massa microbiana com capacidade de agregação em flocos, enquanto no sedimentador é privilegiada a remoção da matéria orgânica floculada. As bactérias quimioheterotróficas aeróbias metabolizam, por respiração, os substratos orgânicos do licor misto, produzindo biomassa celular e dióxido de carbono (SEVIOUR & NIELSEN, 2010). O sucesso deste tipo de processo assenta numa eficaz separação entre a fase líquida e a biomassa celular, decorrente da adequada formação de flocos, no sedimentador secundário.

Sem o fornecimento de ar, o efluente teria uma Carência Química de Oxigénio (CQO) muito superior à de entrada no sistema, devido à contribuição da biomassa entretanto formada.

As reacções bioquímicas que dominam os processos de lamas activadas podem esquematizar-se de acordo com o apresentado nas Equações 1 a 6.

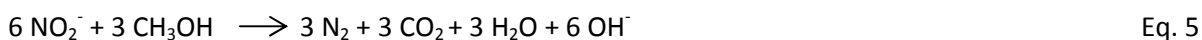
1) Oxidação da Matéria Orgânica:



2) Nitrificação:



3) Desnitrificação:



4) Síntese de Biomassa



sendo CH_3OH uma substância facilmente biodegradável

A eficiência do processo de lamas activadas depende de vários parâmetros operacionais como a carga orgânica mássica, a temperatura, o tempo de retenção hidráulica, a idade das lamas, o nível de oxigénio dissolvido, o pH e composição da água residual afluyente. A alteração de algum destes parâmetros pode ter implicações no desempenho de todo o processo, e consequentemente nas condições de sedimentabilidade da lama.

2.1 PRINCIPAIS PARÂMETROS DE PROCESSO

Sendo o processo de tratamento biológico por lamas activadas dependente do comportamento da massa microbiana do sistema, é fundamental compreender a articulação dos principais parâmetros para a sua operação. Dos parâmetros analisados, a carga orgânica representa o mais relevante para controlo operacional do sistema, estando de alguma forma, relacionados com esta, todos os outros parâmetros referidos.

2.1.1 Temperatura

A temperatura é um dos parâmetros que mais afectam o crescimento e sobrevivência dos microrganismos. O crescimento microbiano pode dar-se desde temperaturas negativas até valores acima dos 100 °C. É de acordo com a sua temperatura óptima de crescimento, que os microrganismos se podem denominar como:

1. Mesófilos: temperaturas de 20 a 50°C, intervalo óptimo de 25 a 40°C;
2. Psicrófilos: temperaturas de 10 a 30°C, intervalo óptimo de 12 a 18°C;
3. Termófilos: temperaturas de 35 a 75°C, intervalo óptimo de 55 a 65°C.

A temperatura tem também um grande significado na concentração de Oxigénio Dissolvido OD, uma vez que a solubidade do oxigénio na água é função da temperatura. Pode esperar-se que a temperatura do licor misto num reactor biológico se situe entre os 17 °C e os 25°C (para a temperatura ambiente típica em Portugal).

2.1.2 pH

O tratamento biológico ocorre geralmente a pH neutro, aproximadamente o valor óptimo para o crescimento das bactérias (embora haja algumas obrigatoriamente acidofílicas que prosperam a pH inferior a 2 – *Thiobacillus*, *Sulfobolus*).

A generalidade dos autores considera que o pH deva situar-se entre 5 e 9 situando-se as condições no intervalo de 6,5 a 8,5. O pH afecta essencialmente a actividade das enzimas microbianas, a ionização de químicos, desempenhando um papel importante no transporte de nutrientes e químicos tóxicos para as células (BITTON, 1994).

O crescimento microbiano resulta numa redução de pH do meio pela libertação de metabolitos ácidos, como ácidos orgânicos e ácido sulfúrico. Há, no entanto, microrganismos que podem provocar o aumento do pH do meio como os desnitrificantes e *algae*.

2.1.3 Oxigénio Dissolvido

O oxigénio dissolvido é um factor importante para a actividade microbiana. O seu consumo é um indicador do estado da biomassa, podendo recorrer-se à monitorização de OD para avaliar a actividade microbiana no seu seio.

O estudo da taxa de consumo de oxigénio (*Oxygen Uptake Rate*: OUR) ilustra a velocidade de consumo de oxigénio utilizado pelos microrganismos, constituindo uma medida da actividade biológica no reactor, aumentando com esta. O seu valor, em mg O₂/L/h pode ser obtido através de uma sonda de oxigénio em amostra de licor misto saturada, registando o decaimento de OD ao longo do tempo. Pelo estudo do OUR em conjunto com a quantidade de biomassa (MLSS ou *Mixed Liquor Volatile Suspended Solids*: MLVSS) pode definir-se o parâmetro da taxa específica de consumo de oxigénio, ou taxa de respiração (*Specific Oxygen Uptake Rate*: SOUR). O SOUR é definido em termos mg O₂/g MLSS/h ou mg O₂/g MLVSS/h.

O SOUR relaciona-se com a CQO do efluente final, podendo apoiar previsões da qualidade do efluente em situações de variação de carga (METCALF & EDDY, 1991).

Os microrganismos podem propagar-se tanto na presença como na ausência de oxigénio, o que os divide entre estritamente aeróbios, aeróbios facultativos ou estritamente anaeróbios. Pelo seu metabolismo, os aeróbios podem transformar o ambiente, tornando-o propício à proliferação dos anaeróbios. A respiração aeróbia recorre ao oxigénio como aceitador final de electrões enquanto em regime anaeróbio / anóxico são utilizados outros aceitadores como o sulfato, o nitrato ou o dióxido de carbono. Os organismos facultativos podem ou não utilizar o oxigénio, de acordo com a sua disponibilidade enquanto os microaerófilos usam oxigénio a baixos níveis. Pela sua redução, o oxigénio origina produtos tóxicos como o

superóxido (O_2^-), peróxido de hidrogénio (H_2O_2), ou radicais hidroxilo, tendo os microrganismos que recorrer a enzimas específicas para os desactivar.

2.1.4 Razão Alimento/Microrganismos

A relação entre a quantidade de substrato disponível, expressa em termos de Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO), medida da concentração de biomassa biodegradável, com a concentração de massa microbiana no seio do licor misto é genericamente denominada como A/M (razão alimento/microrganismos) ou F/M (*food/microrganisms*).

A quantidade de alimento (A), ou seja, o fluxo mássico de substrato que afluí ao tanque de arejamento, expresso em kg CBO/d, é determinado pelo caudal (m^3/d) e pela concentração de CBO, em mg/L. Já a quantidade mássica de microrganismos disponíveis (M) para assimilação da CBO afluente é determinada pela massa total dos microrganismos contidos no tanque de arejamento (biomassa) e pode ser definida pelo *peso* do material volátil suspenso no tanque (ou MLVSS) e corresponde ao produto do volume do tanque pela concentração de lamas em mg/L no tanque.

$$\frac{A}{M} = \frac{Q}{x} \frac{S_o}{V} = \frac{S_o}{x \theta} \quad \text{Eq. 7}$$

A razão A/M (Equação 7) exprime o valor da carga orgânica mássica em kg CBO/kg MLVSS/d, sendo:

A: Alimento (kg CBO)

M: Microrganismos (kg MLSS ou MLVSS)

Q: Caudal (m^3/d)

S_o : CBO_5 (kg/m^3)

x: Concentração de biomassa (kg/m^3)

V: Volume do reactor (m^3)

θ : Tempo de residência hidráulica (d)

O parâmetro M também é frequentemente expresso como a massa total de lamas no tanque de tratamento, ou seja material total suspenso (MLSS). O valor de MLVSS corresponde tipicamente a 70 – 80% do teor em MLSS.

As características de sedimentabilidade relacionam-se com a carga orgânica de acordo com o gráfico da Figura 3. Assim, a carga do sistema permite prever o Índice Volumétrico de Lamas (IVL), indicador da velocidade e adequação da decantação de lamas.

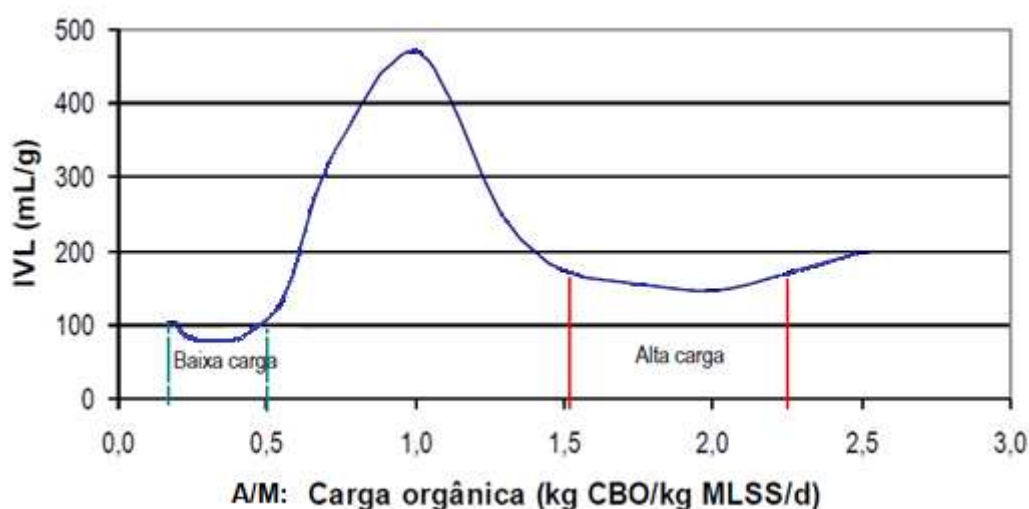


Figura 3 - Efeito da carga orgânica biodegradável na decantabilidade de lamas activadas

O tratamento biológico ocorre em função das substâncias que se relacionam através das reacções bioquímicas acima descritas (Equações 1 a 6) e do tempo de contacto entre elas. De acordo com a proporção A para M, o sistema pode ser classificado como baixa carga ou arejamento prolongado, alta carga ou arejamento rápido, média carga ou arejamento convencional. A Tabela 3 apresenta valores típicos para esta classificação.

Tabela 3 – Valores típicos de Carga Orgânica Mássica (A/M) e tempo de retenção hidráulica (TRH) (METCALF & EDDY, 1991 a)

Classificação de Processos	A/M (kg CBO/kg MLVSS/d)	TRH no reactor (h)
Arejamento prolongado	0,05 – 0,15	18 – 36
Convencional	0,2 – 0,4	4 – 8
Alta Carga	0,4 – 1,5	2 – 4

Valores baixos de A/M indicam um mais elevado grau de tratamento, com tempo de retenção hidráulica superior, maior volume de tanque de arejamento e maior consumo de energia para arejamento.

2.1.5 Idade das Lamas

A idade das lamas é um parâmetro operacional que reflecte a taxa de crescimento específico, podendo ser uma medida da sua actividade. É calculado através da razão entre quantidade total de lamas do sistema (kg) e o fluxo de lamas produzidas (kg/d) e pode ser controlado pela taxa de purga no sistema. Uma reduzida idade de lamas (inferior a 0,5 d) traduz uma elevada taxa de crescimento, característica dos sistemas de alta carga, enquanto uma idade elevada indica uma taxa de crescimento baixa, como acontece nos sistemas de arejamento prolongado. Nos sistemas convencionais de média carga, a operação é feita com idades de 3 a 4 dias, o indicado para uma boa sedimentabilidade. Já lamas com mais de 6 dias ou menos de 3 têm geralmente sedimentabilidade reduzida (GRAY, 2004). A idade de lamas eventualmente afecta a sua composição microbial (Figura 4) e consequentemente a sua decantabilidade.

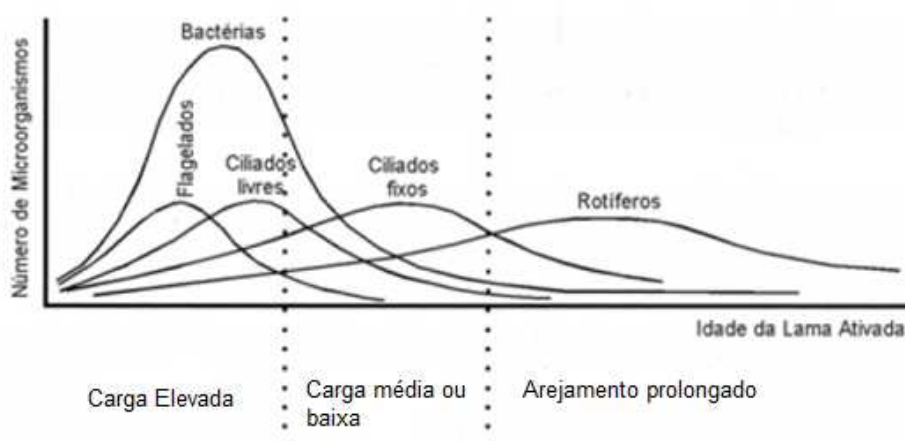


Figura 4 - Evolução dos grupos de microrganismos em função da idade da lama. (CANLER, PERRET, DUCHÈNE, & COTTEUX, 1999)

Numa lama relativamente jovem, os flagelados predominam e quando tende a envelhecer, os ciliados e os rotíferos são mais comuns. A presença de ciliados e rotíferos é geralmente sinal de uma lama de boa qualidade.

2.2 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE AZOTO

Pelo rumo que a investigação tomou, pela natureza do trabalho e caso de estudo que o motivou, torna-se relevante a descrição mais pormenorizada do ciclo típico dos compostos de azoto no seio da água residual. O nitrogénio gasoso não pode ser usado pelos microrganismos sem que primeiro seja convertido a amónia, isto porque o N_2 é uma molécula muito estável que só se sujeita a mudanças sob condições extremas como descargas eléctricas e elevadas pressões ou temperaturas.

Como esquematizado na Figura 5, os microrganismos desempenham um papel preponderante no ciclo do azoto no ambiente. As principais etapas do ciclo do azoto passam pelos processos de fixação, assimilação, mineralização, nitrificação e desnitrificação.

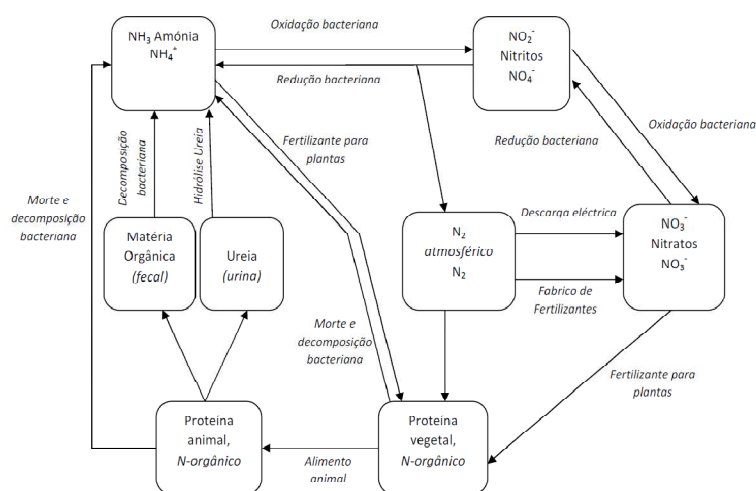


Figura 5 – Ciclo generalizado do Azoto (METCALF & EDDY, 2004 b)

Os compostos que contêm azoto podem ser orgânicos, nomeadamente as proteínas; ou inorgânicos, como a ureia e a amónia; nitratos e nitritos. Para a conversão dos compostos azotados contidos numa água residual, ocorrem reacções de hidrólise, nitrificação e desnitrificação. Nas águas residuais domésticas, o azoto encontra-se principalmente nas suas forma orgânica e amoniacal, que são quantificados conjuntamente como azoto total de Kjeldahl (NTK). A concentração média de NTK nas águas residuais urbanas em Portugal é cerca de 70 mg/L.

O azoto orgânico, sujeito a hidrólise enzimática é convertido a azoto amoniacal pelo processo biológico conhecido por amonificação (Equação 8).



Sob condições aeróbias, o azoto amoniacal pode ser oxidado sucessivamente a nitrito e nitrato por nitrificação (Equações 2 e 3). Em ambiente anóxico, o nitrato pode ser reduzido bioquimicamente a azoto gasoso por desnitrificação (Equações 4 e 5).

A nitrificação por oxidação de amónia, resulta na perda de 3 electrões para a formação de NO_2^- e de 5 para a formação de NO_3^- . A necessidade teórica de oxigénio é de 4,57 mg O_2 /mg N- NH_4 . A nitrificação, com a formação de ácido nítrico, consome alcalinidade. Já a desnitrificação consiste na redução do nitrato (aceitador de electrões) a azoto gasoso. São assim transferidos 5 electrões do NO_3^- para N_2 . Estas etapas são analisadas de forma mais detalhada nas secções 2.2.1 e 2.2.2, respectivamente.

A amónia existe em solução, no estado aquoso, dependendo a sua forma de amónia (NH_3) ou ião amónia (NH_4^+) do pH de acordo com a reacção de equilíbrio da Equação 9.



O equilíbrio tende a mover-se para a esquerda a pH acima de 10. Com o aumento do pH, o NH_3 tem tendência a predominar e pode ser libertado em fase gasosa.

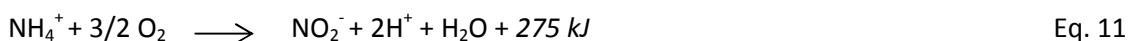
O azoto amoniacal pode ser determinado em laboratório através do aumento do pH. Numa destilação através da fervura de uma amostra, o ião que passa ao estado gasoso condensa na corrente que o absorve, sendo a medição feita por métodos colorimétricos. Os nitritos são também determinados por colorimetria, sendo no entanto, relativamente instáveis e facilmente oxidados à forma de nitratos.

2.2.1 Nitrificação

A nitrificação consiste na conversão de amónia em nitratos por acção microbiana. Este processo é conduzido por duas categorias de microrganismos para as seguintes fases:

Conversão do NH_4^+ a NO_2^- :

Os *Nitrosomas* oxidam a amónia a nitrito via hidroxilamina (NH_2OH). Os *Nitrosopira*, *Nitrosococcus* e *Notrosolobus* são também capazes de proceder à conversão traduzida pelas Equações 10 e 11.



Conversão do NO_2^- a NO_3^- :

As *Nitrobacter* convertem nitritos a nitratos de acordo com a Equação 12.



Este processo, sendo exotérmico, permite que os organismos usem a energia produzida para assimilar CO_2 . As necessidades de carbono dos nitrificantes são suprimidas pelo dióxido de carbono, bicarbonato ou carbonato. A nitrificação é favorecida pela presença de oxigénio e alcalinidade suficiente para neutralizar os iões H^+ produzidos durante o processo de oxidação.

Há vários factores que condicionam a nitrificação nas ETAR, como a concentração de amónia / nitrito, OD, pH, temperatura, razão CBO/NTK e a presença de químicos tóxicos. Destes, o nível de oxigénio dissolvido é considerado um dos mais relevantes, devendo encontrar-se bem distribuído no tanque de arejamento e a um valor inferior a 2 mg/L. As condições óptimas para a nitrificação ocorrer encontram-se resumidas na Tabela 4.

Tabela 4 – Condições óptimas para a ocorrência de nitrificação. (BITTON, 1994)

Características	Valor / Intervalo
pH (para 95% de nitrificação)	7,5 – 8,4
Temperatura admissível (para 95% de nitrificação)	15 – 35 °C
Temperatura óptima	30 °C
OD em caudal de ponta	> 1,0 mg/L
MLVSS	1200 – 2500 mg/L
Metais pesados inibidores de nitrificação (Cu, Zn, Cd, Ni, Pb, Cr)	<5 mg/L

2.2.2 Desnitrificação

O nitrato é um tipo de sal que se encontra facilmente disponível para plantas, devendo ser minimizado nas descargas de águas residuais de modo a evitar crescimento vegetal indesejado no meio receptor final. Os dois mecanismos primordiais de redução biológica dos nitratos são a redução assimilativa (ausência de N-NH_4) e a redução dissimilativa (desnitrificação biológica).

Este processo consiste numa respiração anóxica na qual o NO_3^- serve como aceitador final de electrões. O NO_3^- é reduzido a óxido nitroso (N_2O) e a azoto gasoso (N_2). A libertação do azoto gasoso é predominante entre os produtos da desnitrificação. No entanto, este gás tem pouca solubilidade na água e tende a escapar sob a forma de pequenas bolhas gasosas. No licor misto, este fenómeno pode ser problemático, pois a libertação gasosa é dificultada pela presença de flocos em sentido descendente, podendo interferir com a capacidade de sedimentação das lamas no clarificador. Os microrganismos envolvidos na desnitrificação podem ser autotróficos aeróbios ou heterotróficos que podem facultativamente alterar o seu crescimento para anóxico quando o nitrato é usado como aceitador final de electrões. Os organismos desnitrificantes (Tabela 5) pertencem a vários grupos fisiológicos (organotróficos, litotróficos e fototróficos) e taxonómicos, podendo usar diversas fontes de energia (orgânicas, inorgânicas, químicas ou luz).

Tabela 5 – *Genera* de microrganismos capazes de desnitrificação (BITTON, 1994)

<i>Genera</i>
<i>Pseudomonas</i>
<i>Bacillus</i>
<i>Spirillum</i>
<i>Hyphomicrobium</i>
<i>Agrobacterium</i>
<i>Acinetobacter</i>
<i>Propionobacterium</i>
<i>Rhizobacterium</i>
<i>Corynebacterium</i>
<i>Cytophega</i>
<i>Thiobacillus</i>
<i>Alcaligenes</i>

Os mais comuns são as *Pseudomonas* (*P.fluorescens*, *P.aeruginosa*, *P.denitrificans*) e os *Alcaligenes*, frequentemente encontrados em águas, solos e águas residuais.

Os principais factores que controlam a desnitrificação são as condições para respiração (meio desprovido de OD e adequada concentração de nitratos), presença de matéria orgânica, a temperatura e o pH (7,0 a 8,5 – aumentando o pH com a desnitrificação).

O processo mais utilizado para remoção biológica de azoto em águas residuais urbanas é do processo de *Ludzack-Ettinger Modificado* (MLE), cujo esquema é apresentado na Figura 6 (METCALF & EDDY, 2004 b).

Neste processo é feita uma recirculação interna do licor misto da etapa de arejamento que alimenta o caudal afluente com nitratos. A etapa anóxica pretende favorecer a desnitrificação na ausência de oxigénio dissolvido.

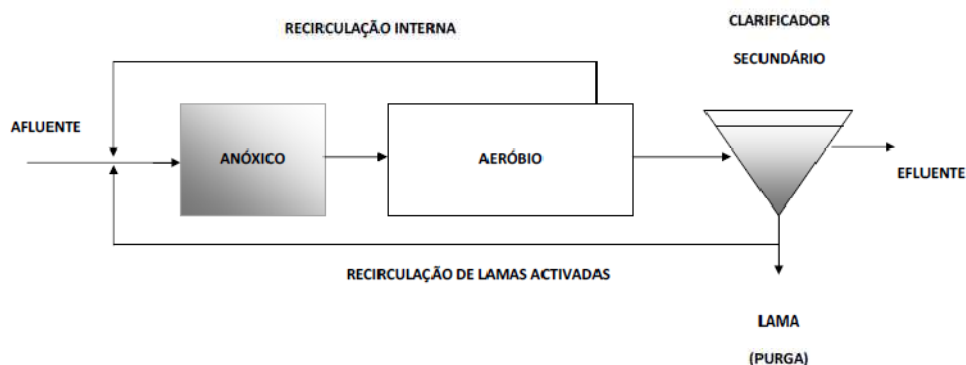


Figura 6 – Processo mais utilizado para remoção de azoto em águas residuais urbanas: *Modified Ludzack-Ettinger, MLE*. (METCALF & EDDY, 2004 b)

Há, no entanto, variantes mais clássicas em que a recirculação de nitratos é feita directamente à etapa anóxica: desnitrificação com utilização de substrato – dador de electrões; ou seguidamente à etapa de arejamento: desnitrificação com decaimento endógeno da biomassa – dador de electrões (geralmente com adição de uma fonte de carbono externa).

3 ANÁLISE DE DECANTABILIDADE

No processo de lamas activadas, a etapa mais usada para a separação de sólidos do licor misto é a decantação gravítica, ou clarificação. Esta processa-se de forma semelhante à decantação primária, devendo verificar-se uma eficácia superior na remoção de SST e na concentração de lamas decantadas.

Mesmo potenciando o ambiente para o desenvolvimento das referidas reacções bioquímicas, a avaliação da eficiência do processo de lamas activadas só pode ser completamente verificada após a correcta separação dos sólidos biológicos do efluente clarificado. As dificuldades operacionais mais comuns prendem-se com a ocorrência de fenómenos que perturbam a etapa de clarificação. Desenvolvem-se frequentemente problemas de natureza diversa que podem causar efeitos adversos na qualidade do efluente, por arraste de sólidos suspensos (SS) para o efluente clarificado. Sendo a massa microbiana o cerne do sistema a sua adequação revela-se essencial para o tratamento e gestão do processo.

Só recentemente alguns autores começaram a apontar a causa de dificuldades de separação das duas fases do licor misto para as características da cultura mista de microrganismos. Até então, a justificação apontava para um desadequado dimensionamento ou ineficiência do sistema de clarificação. Torna-se essencial proceder à observação e verificação do comportamento das lamas na unidade de decantação secundária. Por intermédio de ensaios laboratoriais podem ser medidas as condições de sedimentabilidade. O teste mais utilizado e representativo para este fim é a análise de IVL. Este parâmetro define o volume ocupado por unidade de massa decantada (geralmente em mL/g).

Quando o sistema persiste em apresentar flutuação dos sólidos no decantador e/ou arraste significativo de SS para o efluente clarificado, poderá ser necessário reavaliar os parâmetros do processo, de acordo com o descrito nos problemas padrão que se apresentam neste capítulo. Genericamente, as irregularidades nos tanques de sedimentação podem dever-se a:

- Má decantabilidade das lamas causada pelas características fisiológicas da massa microbiana, como a presença excessiva de bactérias filamentosas e / ou flocos biológicos frágeis (desadequada razão das bactérias formadoras de flocos e bactérias filamentosas);
- Desequilíbrio na temperatura no decantador, causando inversão térmica em que a água arrefecida na superfície decanta, causando a subida das lamas decantadas por pluma térmica;
- Caudal de entrada excessivo que provoca turbulência e agitação que desfavorece a decantação por questões hidráulicas e provoca a flutuação das lamas activadas.

Os fenómenos mais frequentemente descritos são denominados como *bulking* (lamas flutuantes, volumosas geralmente devido à proliferação de organismos filamentosos), lamas ascensionais e *foaming* (espumas que podem ser causadas por proliferação de microrganismos filamentosos, geralmente *Nocardia*). Surgem, no entanto, fenómenos descritos como o crescimento disperso ou a formação de microflocos. Embora haja algumas variantes descritas na bibliografia, estas são as denominações típicas.

Hobson (2009) atribui designações específicas a situações particulares de problemas de decantabilidade como as nuvens de sólidos (que distingue do *bulking*) e *ashing* (pequenas partículas à superfície) que serão referidos na secção 3.5.1.

A Tabela 6 apresenta o resumo destes tipos de problemas de separação de sólidos em lamas activadas

Tabela 6 – Principais tipos de problemas biológicos registados separação de sólidos em lamas activadas (JENKINS, RICHARD, & DAIGGER, 2004 b).

Tipo de Problema	Causa	Efeito
Bulking Filamentoso	Proliferação de organismos filamentosos que criam “pontes” entre flocos ou causam flocos volumosos, interferindo com a compactação e decantabilidade	Sedimentação muito lenta; baixas concentrações de sólidos nas lamas de recirculação e purga; rápida colmatção de filtros após decantador secundário
Foaming (espuma)	Detergentes não degradados; ou proliferação de Nocardioformes, <i>M.parvicella</i> ou tipo 1863 ⁽¹⁾	As espumas podem fazer flotar grandes quantidades de SS à superfície das unidades de tratamento; as originadas por nocardioformes e <i>M.parvicella</i> são persistentes e difíceis de quebrar mecanicamente; podem transbordar nos tanques
Ascensão do Manto de Lamas	Desnitrificação no decantador secundário com formação de azoto gasoso pouco solúvel que se liga a flocos de lamas activadas, provocando a sua flutuação no clarificador secundário	Formação de uma espuma superficial no decantador secundário e zona anóxica do reactor biológico
Crescimento Disperso	Microrganismos dispersos em formação de pequenos agregados ou células isoladas	Efluente turvo

Tipo de Problema	Causa	Efeito
<i>Bulking não Filamentoso (viscoso / Bulking Zoogloea)</i>	Microrganismos envolvidos em material extracelular polimérico muito viscoso que pode conferir consistência gelatinosa às lamas activadas	Reduzida capacidade de sedimentação e compactação.
<i>Formação de Microflocos (PinPoint Floc)</i>	Formação de flocos pequenos, finos de forma esférica irregular; os flocos pequenos têm fraca sedimentabilidade enquanto os maiores sedimentam rapidamente	Elevado teor em SS no efluente clarificado; IVL reduzido

⁽¹⁾ Imagens dos principais tipos de bactérias filamentosas podem ser observadas no ANEXO B

A possibilidade de sobreposição de fenómenos, as intensidades de manifestação e as questões hidráulicas inerentes, constituem os maiores obstáculos à identificação e actuação em conformidade das situações descritas na Tabela 6. A análise de estrutura dos flocos de lamas activadas constitui uma excelente ferramenta para caracterização de problemas de decantabilidade. Dos problemas em análise neste capítulo, apenas a ocorrência de desnitrificação no clarificador não pode ser detectada pela análise estrutural do floco devido à sua natureza.

3.1 FORMAÇÃO DE FLOCOS

Para o bom desempenho de um sistema de lamas activadas é fundamental que a separação entre o lama e a fase líquida que ocorre no decantador secundário seja rápida e eficiente. As partículas de uma lama activada podem encontrar-se na forma de flocos (25 a 1000 µm) ou partículas primárias (bactérias e outros componentes do floco (0,5 a 5 µm)). O floco deve ser analisado como uma estrutura heterogénea complexa composta por agregados de bactérias e outros organismos envolvidos num gel ou matriz polimérica (substâncias extracelulares poliméricas). Nesta matriz encontra-se também envolvido material orgânico particulado e partículas inorgânicas (Figura 7).

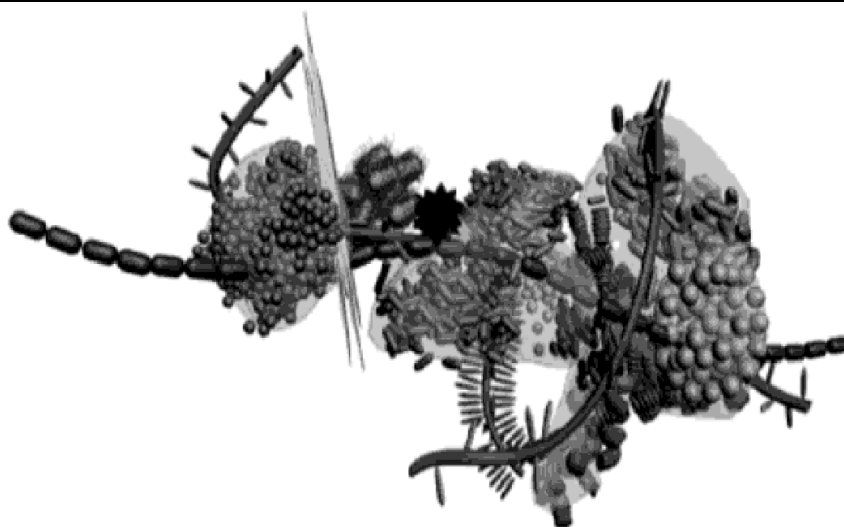


Figura 7 – Representação esquemática da organização e estrutura do floco de lamas activadas. (SEVIOUR & NIELSEN, 2010)

A formação do floco compreende dois processos:

1. **Floculação de bactérias** a partir das quais se formam os pequenos agregados que englobam também partículas inorgânicas - fenómeno potenciado pela energia da agitação e formação de exopolissacarídeos segregados por diversos tipos de bactérias;
2. **Formação de um “esqueleto filamentoso”** através do qual os flocos aumentam as suas dimensões e resistem às agressões mecânicas. A compactação da estrutura do floco é favorecida pelo crescimento deste esqueleto filamentoso sobre o qual se vão acumulando substâncias inertes e outras bactérias.

De uma forma geral, a massa microbiana do processo de lamas activadas é constituída por 95% de bactérias e 5% de outros organismos como protozoários, rotíferos e invertebrados. A variedade da composição microbiana e respectiva actividade dependem de diversos factores, entre os quais:

- Constantes cinéticas das várias espécies;
- Disponibilidade e natureza do substrato;
- Condições físico-químicas;
- Configuração da instalação;
- Resistência à difusão dos substratos nos flocos;
- Relações bióticas estabelecidas entre os vários tipos de microrganismos presentes.

As bactérias comuns em processos de lamas activadas podem ser classificadas segundo o seu tipo de metabolismo e função estrutural (Tabela 7), podendo surgir na forma de bactérias dispersas, bactérias formadoras de flocos e bactérias filamentosas. O equilíbrio entre as formas filamentosas e formadoras de flocos é fundamental para a integridade e boa sedimentabilidade dos flocos (JENKINS, RICHARD, & DAIGGER, 2004 b).

Tabela 7 – Grupos de bactérias presentes em processos de lamas activadas e respectivas necessidades metabólicas. (NICOLAU, MARTINS, MOTA, & LIMA, 2002)

Grupo Metabólico	Fonte de Carbono	Fonte de Energia	Aceitador Final de Electrões	Forma de Crescimento
Organotróficas	Orgânica	Fermentação	O ₂	FF ⁽¹⁾
Anaeróbias fermentativas	Orgânica	Oxidação anóxica	Compostos orgânicos	FF / FIL ⁽¹⁾
Nitrificantes	Inorgânica	Oxidação aeróbia	O ₂	Aderidas
Desnitrificantes	Orgânica	Oxidação anaeróbia	NO ₃ -N	FF / FIL ⁽¹⁾
Poli-P	Orgânica	Fosfatos	O ₂	Clusters
Oxidante-S	Inorgânica	Oxidação aeróbia	O ₂	FIL / FF
Redutoras-SO ₄	Orgânica	Oxidação anaeróbia	SO ₄ -S	FF ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Ainda sob investigação

FF: Formadoras de Flocos; FIL: Filamentosas

O floco a lama é constituído por uma agregação entre os componentes orgânicos e inorgânicos e nele se encontram as bactérias formadoras de flocos, tipicamente dos géneros: *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Citromonas*, *Flavobacterium*, *Zooglea*.

Estes organismos são capazes de segregar glicocalíce, um polímero viscoso e gelatinoso que envolve a membrana celular externa. O aumento de viscosidade no micro-ambiente favorece a agregação de bactérias, facilitando a actividade das enzimas extra-celulares e promovendo a agregação de células até à formação de flocos. A biofloculação consiste então na interacção entre o exopolímero das células individuais para formar

uma matriz dimensional capaz de captar partículas inorgânicas que incrementam a massa do floco e potenciam a sua sedimentação.

As bactérias filamentosas são parte integrante da comunidade microbiana do processo de lamas activadas e desempenham um papel estruturante na formação de flocos com boa capacidade de sedimentação. Os flocos sem esqueleto filamentoso ou em que esta microestrutura se apresenta incipiente são geralmente mais vulneráveis a agressões externas, como as causadas pelo arejamento e têm menor capacidade em decantar. No entanto, quando o balanço de indivíduos da comunidade é perturbado e estes proliferam, surgem problemas como o *Bulking* (lamas flutuantes) e *Foaming* (espumas).

Tabela 8 - Principais organismos filamentosos em lamas activadas. (GRAY, 2004), (RICHARD, SEAR-BROWN, & COLLINS, 2003)

Organismos Filamentosos		
<i>Microthrix parvicella</i>	<i>Nostocoida limicola</i>	Tipo 0901
<i>Nocardia spp.</i>	Tipo 0675	Tipo 1701
<i>Beggiatoa</i>	Tipo 0092	Tipo 1851
<i>Haliscobenobacter hydrossis</i>	Tipo 021N	Tipo 1863
<i>Sphaerotilus notens</i>	Tipo 0041	Tipo 0803
<i>Thiothrix spp</i>	Tipo 0914	Tipo 0411

A Tabela 8 apresenta alguns dos organismos filamentosos mais conhecidos pela sua capacidade de predominar no tratamento biológico de águas residuais. Imagens de alguns organismos filamentosos podem ser observadas no ANEXO B.

São conhecidas vinte e cinco bactérias causadoras de problemas de decantabilidade, sendo mais comuns os tipos 0092, 0675, 0041, 0914 e *Microthrix parvicella* (GRAY, 2004).

A utilização de uma grande variedade de fontes de carbono e azoto e a capacidade de atingir a sua taxa de crescimento máxima em baixas concentrações de substrato fazem com que estes tipos de organismos possam competir eficazmente no seio da massa microbiana em sistemas de lamas activadas caracterizadas por uma concentração de nutrientes reduzida ou variável.

De um modo geral, segundo METCALF & EDDY (2004) o crescimento excessivo das formas filamentosas pode ser atribuído a um conjunto de factores, nomeadamente:

- Baixo teor em oxigénio dissolvido;
- Carência em nutriente (N e P);
- Presença de águas sépticas;
- Baixa carga orgânica mássica;
- Elevada idade de lamas;
- Configuração do reactor e decantador;
- Temperatura;
- pH.

Os problemas de sedimentabilidade causados por proliferação de organismos filamentosos não são fáceis de justificar. Ainda não foi encontrado um método eficaz para combater a sua formação, dada a grande variedade de microrganismos filamentosos que se podem desenvolver e a multiplicidade de factores que influenciam a sua proliferação.

3.2 **BULKING**

O *bulking* é genericamente conhecido como um problema de decantabilidade nos clarificadores, caracterizado pela ocorrência de lamas flutuantes.

O **bulking filamentoso** desenvolve-se quando os organismos filamentosos excedem os flocos, tornando-os volumosos, diminuindo a sua capacidade de sedimentar e compactar.

Em condições normais de funcionamento, os níveis de lamas no clarificador secundário podem atingir um manto com menos de 30 cm de espessura no fundo do decantador. Em condições de *bulking* extremo, não é possível conter o manto de lamas e grandes quantidades de sólidos suspensos podem ser transportadas no seio do efluente, pondo em causa o tratamento a jusante.

Na prática, as lamas com problemas de bulking revelam, nos testes laboratoriais, uma capacidade de decantação lenta. GRAY (2004) indica valores de IVL superiores a 150 mL/g como resultados típicos de testes de decantabilidade para este caso, encontrando-se os valores desejáveis numa gama de 80 a 120 mL/g. Na

eventualidade de ocorrência de picos de caudal, aumenta a probabilidade do arraste de sólidos para o efluente clarificado, pois estes flutuam numa camada de espessura variável, próximo da superfície do decantador.

Embora estas lamas sedimentem lentamente, podem revelar-se eficientes na purificação do efluente, na medida em que a teia formada pelos filamentos actua como um filtro que detém as pequenas partículas que causam turbidez (GRAY, 2004). Contudo, mesmo em situações em que haja um tempo de retenção hidráulico suficiente para permitir a decantação total com este fenómeno de “filitração”, torna-se difícil a formação de um manto compacto no fundo do decantador secundário. Como consequência, as lamas biológicas recirculadas ao reactor apresentam geralmente menor densidade que o desejável.

As causas mais apontadas para a formação de *bulking* filamentoso estão relacionadas com:

- Características físico-químicas da água residual: baixa concentração de OD no reactor; pH reduzido; alterações de temperatura no reactor; presença de gorduras, variações de caudal; natureza da água residual e seus componentes, presença de elementos tóxicos;
- Operação da instalação: reduzida carga; septicidade no efluente; carência de nutrientes, variações na carga orgânica, idade avançada de lamas, arejamento excessivo;
- Limitações de tratamento nas instalações: capacidade de injeção de ar; adequação da mistura; tipo de clarificador; limitações da capacidade de bombagem de lamas de recirculação; circuitos curtos ou agitação insuficiente.

Numa visão global, todas estas ocorrências se prendem com o tipo de operação e monitorização de processo.

Baixas razões A/M, principalmente em processos de agitação completa favorecem o crescimento de certos tipos de organismos filamentosos. Já razões elevadas deste parâmetro podem resultar em flocos pequenos e dispersos, condição que pode ser solucionada pelo aumento da taxa de recirculação de lama biológica.

Os organismos filamentosos apresentam taxas de crescimento menores, quando comparados com as bactérias formadoras de flocos. No entanto, as filamentosas têm maior competitividade sob condições de escassez de alimento ou nutrientes, provavelmente dada a sua maior superfície de absorção efectiva.

Outros organismos filamentosos como fungos (a pH reduzido) e *algae* podem ter alguma responsabilidade no fenómeno, mas não são normalmente dominantes em processos por lamas activadas.

O **bulking não filamentoso ou bulking viscoso**, uma outra forma deste fenómeno, parece ser causado pelos microrganismos *Zoogloea* (organismo tipicamente formador de flocos) através da formação cápsulas extra-celulares com elevado conteúdo em água, formando flocos volumosos que não se compactam. Quando estão presentes e proliferam, a sua consistência gelatinosa pode provocar o surgimento de espumas e favorecer a formação de sobrenadante, reduzindo a sedimentabilidade.

Os organismos *Zoogloea* proliferam em condições de alta carga e na presença de ácidos orgânicos específicos e álcoois em elevada concentração, devido à septicidade ou reduzida concentração de OD (RICHARD, SEAR-BROWN, & COLLINS, 2003).

3.3 FOAMING (ESPUMAS)

O fenómeno definido como *foaming* (formação de espumas) é tipicamente referente à ocorrência de espumas ou escumas persistentes na superfície do licor misto do tratamento biológico que se podem alastrar ao decantador secundário.

São no entanto, referidas como *foaming* também as espumas derivadas da presença de detergentes que se dispersam no reactor e decantador, sendo brancas e pouco densas. Contudo, com a redução do uso de detergentes não-degradáveis, o registo de ocorrência desta tipologia tem vindo a tornar-se mais raro (GRAY, 2004). A presença de organismos filamentosos em grandes quantidades é, na maioria dos casos, o factor desencadeador. Há autores que considerem também o fenómeno originado pela desnitrificação e ascensão de lamas com a libertação de azoto (secção 3.4) como um tipo de espuma, mas dada a sua natureza, merece caracterização e denominação detalhadas.

A intensidade do processo de lamas activadas produz geralmente pequenas quantidades de espuma clara que rapidamente dispersa. A formação de espumas mais densas, com cor e consistência tipo mousse de chocolate (Figura 8) constitui já um problema de operação. Dada a sua persistência e densidade, torna-se difícil impedir a sua passagem para os decantadores e evitar que perturbem o sistema de decantação secundária (Figuras 9 e 11).

Este tipo de espuma pode ser causado pelo crescimento excessivo de algumas bactérias filamentosas do género *Nocardia* que arrastam bolhas de ar do sistema de arejamento e flutuam à superfície do tanque de arejamento, onde se forma um sobrenadante fino ou uma espuma densa e estável. As causas para a

proliferação da *Nocardia* não são conhecidas, havendo factores como a temperatura (superior a 18°C), cargas elevadas e idades de lamas superiores a dez dias que aparentam ser comuns.

Ao contrário do fenómeno de lamas ascensionais em que a subida de bolhas de gás provoca a elevação das lamas, o mecanismo pelo qual as bolhas de ar se agregam à *Nocardia* parece ser complexo. Esta bactéria possui ramificações geralmente hidrofóbicas, o que lhes confere afinidade para as bolhas de ar.



Figura 8 – Espumas à entrada do decantador secundário (2011/06/09)



Figura 9 – Alastre de espuma ao decantador secundário (2011/03/31)

A formação de espuma depende da adequação da concentração em sólidos suspensos do licor misto (*MLSS* superior a 5000 mg/L), sendo a sua formação proporcional à quantidade de *Nocardia* presente numa base de comprimento total de filamentos. A mistura de espuma com os sólidos suspensos confere-lhe uma tonalidade castanho-escuro, contendo também um considerável teor em água, com uma densidade aparente de cerca de 0,7 g/mL.

Além da *Nocardia spp.*, a *M. parvicella* (também causadora de *bulking*) e os organismos tipo 1863, são tipicamente identificados como responsáveis pela ocorrência de *foaming* em processos de lamas activadas, estando associados com a presença de óleos ou graxas no sistema (RICHARD, SEAR-BROWN, & COLLINS, 2003).

As Figuras 10 e 11 ilustram respectivamente a formação de espumas num reactor fechado e a presença de sobrenadante denso e estável no decantador da mesma instalação.



Figura 10 – Formação de espuma à superfície do arejamento num reactor biológico (2011/03/30)



Figura 11 – Persistência de espumas à superfície do decantador secundário (2011/05/04)

Nos casos extremos, em que as passagens e equipamentos mecânicos ficam cobertos, a operação torna-se bastante mais difícil e perigosa. Outros problemas associados incluem a emissão de odores nos meses quentes e a produção de espumas no digestor anaeróbico de lamas, no caso de este figurar na linha de tratamento de sólidos.

3.4 LAMAS ASCENSIONAIS (DESNITRIFICAÇÃO)

Ocasionalmente pode verificar-se em lamas com boas características de sedimentação a ascensão ou flutuação de lamas à superfície após um período relativamente curto no decantador secundário. Este fenómeno é causado pela desnitrificação, pela qual nitratos e nitritos são convertidos a azoto gasoso. Grande parte do gás formado fica agregado e preso na massa de lama. No caso de ser formada uma quantidade significativa de azoto, a lama comporta-se como uma bóia e flutua à superfície.

As lamas ascensionais podem ser distinguidas do *bulking* pela presença de pequenas bolhas gasosas envolvidas pelos sólidos flutuantes. A Figura 12 ilustra bolhas gasosas aparentemente formadas por desnitrificação num ensaio laboratorial.



Figura 12 – Formações gasosas no seio do sobrenadante em ensaio de decantabilidade

Em análises de laboratório, observa-se regularmente a deposição das lamas no teste de decantação, o que aparentemente indica boa decantabilidade. No entanto, após um período de cerca de uma hora, estas podem ascender total ou parcialmente, por força do nitrogénio que tende a libertar-se do seio da depositada, arrastando-a até ao topo. A Figura 13 apresenta uma sequência do fenómeno de ascensão de lamas em ensaio de laboratório.

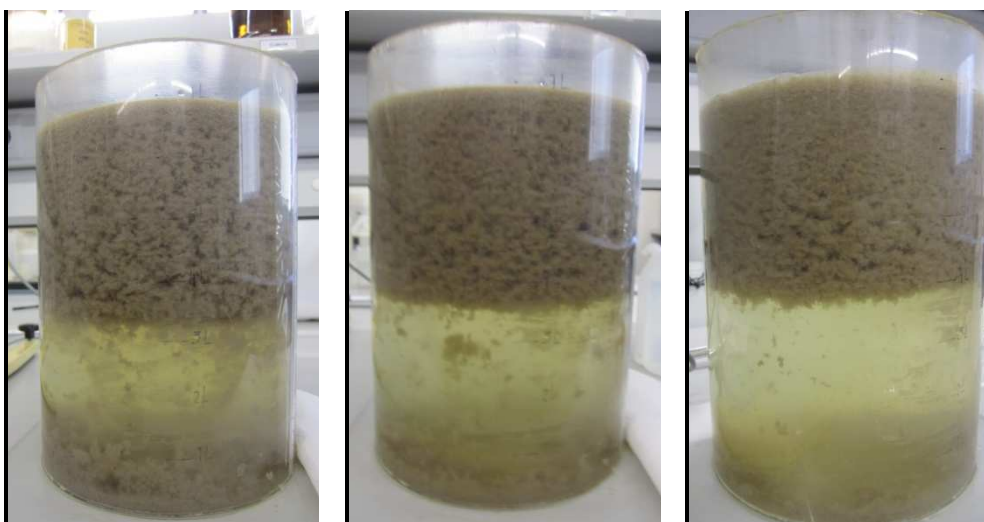


Figura 13 – Sequência de ascensão de lamas num ensaio de decantabilidade (2011/05/19)

Grande parte dos organismos desnitrificantes conhecidos não é estritamente anaeróbia, mas facultativa que, em condições anóxicas, recorre ao nitrato como aceitador final de electrões. A sujeição alternada do licor misto a condições aeróbias e anóxicas, não constitui um obstáculo para a sua actividade metabólica.

São diversas as condições operacionais que provocam a ocorrência de desnitrificação no decantador secundário. Podem indicar a necessidade de diminuição da taxa de arejamento e de aumento de recirculação de lamas biológicas (HOBSON, 2009).

A desnitrificação pode ser determinada por decaimento da concentração de NO_3 , medindo a formação de N_2O ou ainda usando ^{15}N como marcador (BITTON, 1994).

3.5 OUTROS PROBLEMAS DE DECANTABILIDADE

3.5.1 Nuvens de Sólidos e *Ashing*

Os problemas denominados por operadores de ETAR como “lavagem de sólidos” ou “nuvens de sólidos” são caracterizados pela formação de grandes nuvens de flocos de partículas que se espalham acima do manto de lamas e tendem a ser descarregadas no efluente clarificado. Esta ocorrência pode ser confundida com o *bulking* comum, pela sua aparência. A distinção é possível através do espaço existente (pouco menos de 1 m) entre a nuvem e a superfície do clarificador, que não se verifica nos problemas de *bulking*.

A ocorrência de nuvens de sólidos não é detectável em laboratório, uma vez que os testes de decantabilidade geralmente apresentam resultados satisfatórios. Este fenómeno pode ter origem numa sobrecarga hidráulica, numa desadequada configuração da entrada do decantador secundário, disposição inapropriada da saída para o efluente clarificado, ou ainda combinação destes (HOBSON, 2009).

É possível ocorrer ainda uma anomalia descrita como a ascensão de pequenas partículas de lama, usualmente de tonalidade castanho-escura a cinzenta que se dispersam por toda a superfície do clarificador. A este fenómeno foi atribuída a denominação de “*ashing*” pelo aspecto tipo “cinzas” à superfície.

Este problema surge na sequência do aumento da idade das lamas, pelo que deve ser aumentada a taxa de recirculação ao reactor biológico. A redução das taxas de descarga de ar ao mínimo aceitável pode ajudar a solucioná-lo (HOBSON, 2009).

3.5.2 Crescimento Disperso

As espécies formadoras de flocos podem crescer de forma dispersa sem tendência a decantar quando a sua taxa de crescimento é relativamente elevada. Este fenómeno é geralmente denominado como crescimento disperso. Ocorre mais frequentemente em estações de tratamento de águas residuais industriais, devido à elevada carga orgânica mássica e caracteriza-se por uma formação de flocos praticamente nula e consequente tendência da biomassa para flutuar de forma desagregada. Esta situação resulta num efluente turvo.

A medida mais adequada para problemas de crescimento disperso pode ser a redução da razão substrato/biomassa do sistema, aumentando a concentração de MLSS. É também comum o surgimento de crescimento disperso após fenómenos de toxicidade com o súbito aumento da carga orgânica mássica (JENKINS, RICHARD, & DAIGGER, 2004 b).

3.5.3 Formação de Microflocos

Outro fenómeno que também pode verificar-se junto da saída do decantador secundário, genericamente denominado como *Pin Floc* (flocos tipo cabeça de alfinete) é caracterizado pela ocorrência de pequenos flocos compactos, de diâmetro inferior a 0,8 mm, suspensos no efluente (ligeiramente turvo). Consiste na agregação por bactérias formadoras de flocos sem a presença do esqueleto filamentoso, em condições de carga orgânica muito reduzida (escassez de substrato) e idade das lamas avançada. Está associado à sobreoxidação das lamas, como resultado de taxas de recirculação de lamas biológicas muito elevadas, com várias passagens diárias pelo tanque de arejamento.

O teste de decantabilidade permite a confirmação rápida através da decantação de partículas discretas com disposição granular em vez de arranjo agregado. A lama tende a acumular-se de forma pontual no fundo do recipiente em vez de formar um manto que decante uniformemente. Pequenas

partículas granulares de lamas vão decaindo através do licor turvo em vez de se compactarem para uma decantação adequada. Esta dificuldade de agregação estável origina frequentemente o arraste de sólidos para o efluente clarificado. HOBSON (2009) recomenda o aumento da descarga de fundo de lamas e respectivo ajuste da taxa de recirculação, para diminuição da idade das lamas.

4 MEDIDAS DE CONTROLO

A cada tipologia de problema de decantabilidade em processos de lamas activadas é atribuído um leque de possíveis medidas de controlo na bibliografia. Embora a proliferação de filamentosas seja reconhecido como um dos problemas mais graves a nível de sistemas de tratamento biológico por lamas activadas, não existem soluções universais para o seu controlo. Para os casos genéricos de desadequação da comunidade microbiana e possível proliferação de organismos filamentosos, estas medidas podem ser definidas como específicas ou não específicas. Esta denominação é atribuída de acordo com a afinidade da medida com a tipologia dos microrganismos a eliminar ou a encorajar.

METCALF & EDDY (1991) recomendam sempre a verificação de alguns parâmetros chave no processo com vista à identificação do problema antes de analisar os ajustes necessários:

- Características da água residual;
- Níveis de oxigénio dissolvido;
- Carga orgânica afluyente;
- Taxa de recirculação de lamas biológicas;
- Carga do processo;
- Microbiologia do processo;
- Operação de decantação.

Embora sejam destacadas algumas estratégias no presente capítulo, a adequação a cada caso tem de ser ponderada pelo operador que conhece o processo e a caracterização do problema. São referidos métodos não específicos de controlo de problemas gerais de decantabilidade, como os causados pela proliferação de organismos filamentosos, que podem ser controlados por adição de químicos. Os métodos mecânicos, de emergência, permitem a desintegração de estruturas de lamas não desejáveis no decantador.

A aplicação de medidas específicas é feita com o objectivo de corrigir as causas dos problemas, quer por métodos operacionais (como a referida redução da idade das lamas e outros ajustes de operação) quer por aplicação de dispositivos de selecção de microrganismos do sistema (selectores).

4.1 MÉTODOS NÃO ESPECÍFICOS

De uma forma genérica, pode aplicar-se uma série de medidas com vista à minimização dos efeitos dos problemas de sedimentabilidade que atenuam a irregularidade mas não corrigem o desequilíbrio existente no processo biológico.

Quando o problema é provocado por microrganismos filamentosos, estes devem ser identificados para que se possa optar por uma medida adequada. O controlo de organismos filamentosos pode ser alcançado de diversas formas, como pela adição de cloro ou peróxido de hidrogénio às lamas recirculadas ao tanque de arejamento. Há também agentes tóxicos limitantes para filamentosas, como o sulfato ferroso, que podem ser adicionados para seu controlo. Com a adição de substâncias floculantes é possível conseguir uma manutenção artificial da agregação de flocos e sua sedimentabilidade.

É de notar que a adição de agentes químicos não actua como solução no sentido de eliminar a causa da anomalia e pode significar custos avultados prolongados, que apenas permitem a atenuação dos seus efeitos.

4.1.1 Controlo Químico

A inibição do crescimento de microrganismos filamentosos por adição de químicos, geralmente oxidantes como cloro, peróxido de hidrogénio ou ozono, baseia-se no princípio de que os organismos filamentosos sejam sujeitos a maior exposição à acção dos agentes oxidantes do que as bactérias formadoras de flocos, dada a sua elevada área de superfície por unidade de massa.

- **Cloragem**

O controlo de *bulking* e *foaming* por cloragem tem sido usado já desde há várias décadas, tendo sido uma técnica defendida por vários autores. Este método é apontado como sendo usado em mais de metade das ETAR com problemas de proliferação de filamentosas. A sua prática consiste na adição de cloro a um ponto estratégico do sistema quando o IVL excede um valor que é traçado como limite máximo aceitável (RICHARD, SEAR-BROWN, & COLLINS, 2003).

O objectivo desta medida é expor a lama activada a uma dose suficiente de cloro que permita danificar os filamentos que se prolongam além do floco sem perturbar o seu interior. As bactérias formadoras de flocos não são menos sensíveis ao cloro, pelo que a dosagem deve ser adequada de forma a tornar-se apenas letal à superfície dos flocos.

O cloro pode ser injectado sob a forma de gás ou de hipoclorito (HClO - líquido). O ponto de cloragem pode ser escolhido entre a corrente de lamas de recirculação, directamente no clarificador ou ainda no reactor de arejamento, desde que seja garantida adequada mistura por turbulência. O tanque de arejamento é desaconselhado como alvo de cloragem por geralmente provocar dispersão de flocos.

Os parâmetros mais relevantes são a dose e a frequência de exposição, sendo a dosagem seleccionada de acordo com a quantidade de lamas no sistema. Geralmente situa-se numa gama de 1 - 10 kg Cl₂/1000 kg MLVSS/d, sendo típico o intervalo de 2 - 4 kg Cl₂/1000 kg MLVSS/d. METCALF & EDDY (1991) recomendam dosagens de 2 - 3 kg Cl₂/1000 kg MLVSS/d ou de 8 - 10 kg Cl₂/1000 kg MLVSS/d para os casos mais severos. A formação de um efluente turvo com o registo de decréscimo de protozoários representa um sinal indicador de excesso de cloragem.

A dosagem deve ser aplicada gradualmente, partindo do valor mais reduzido da gama até se tornar eficaz, devendo a decantabilidade melhorar num espaço de tempo de um a três dias. Muitas ETAR atingem frequências superiores a 3 adições por dia na linha de recirculação de lamas biológicas (RICHARD, SEAR-BROWN, & COLLINS, 2003).

Alguns autores listam a interferência com a nitrificação, o aumento de turbidez e CQO no efluente secundário e a redução da remoção de fósforo como possíveis consequências negativas desta medida. Embora seja expectável que a cloragem origine organohalogenados no efluente, alguns autores afirmam que isto não se verifica, possivelmente devido ao *air stripping*.

Deve reforçar-se a ideia de que a adição de cloro não representa uma solução geral para todos os problemas causados por desequilíbrios da massa microbiana dos sistemas de lamas activadas. Eventualmente, pode representar uma medida indesejável se a causa do problema não residir no aumento de bactérias filamentosas.

- **Peróxido de Hidrogénio**

O peróxido de hidrogénio tem sido usado com bastante sucesso nas práticas de controlo químico de *bulking*. É globalmente uma prática semelhante à técnica de cloração. Embora a dose e frequência de aplicação variem com a ETAR, são tipicamente mais elevadas que na adição de cloro. Pode ser adicionado continuamente ou em batelada, também em pontos de mistura adequada na linha de recirculação de lamas, no canal de licor misto ou no tanque de arejamento.

Estudos indicam que o tempo necessário para reduzir o IVL a 50% do seu valor inicial é função da dose, podendo obter-se o resultado desejado em menos de 1 dia com a dose de 0,57 kg/kg MLVSS/d. O mesmo efeito foi obtido com uma dosagem de 0,14 kg/kg MLSS/d, mas em 8 dias. Uma vez que o peróxido de hidrogénio se dissocia em água e oxigénio, são minimizadas as preocupações em termos de formação de subprodutos tóxicos, não aparentando afectar a remoção de nutrientes para as dosagens referidas (JENKINS, RICHARD, & DAIGGER, 2004 b).

Um estudo comparativo entre o cloro e o peróxido de hidrogénio, realizado numa ETAR de uma fábrica de papel reciclado, apresentou eficácia em ambos os testes no controlo das bactérias filamentosas tipo 0675, 1851 e 0041. No entanto, a dose necessária de H_2O_2 foi cinco vezes superior à dose de Cl_2 , ao dobro do custo. Alguns autores indicam no entanto a vantagem de o H_2O_2 fornecer um suplemento de OD ao se dissociar em oxigénio e água (JENKINS, RICHARD, & DAIGGER, 2004 b).

- **Ozono**

O ozono apresenta-se como um oxidante alternativo em muitas estações de tratamento de água e de águas residuais para purificação. Sendo mais potente que o cloro, o ozono não contribui para a salinidade e não origina resíduos tóxicos.

Os seus benefícios no controlo do *bulking* e a melhoria da qualidade do efluente foram demonstrados em estudos para sistemas de remoção biológica de azoto, com injeção na etapa de arejamento. Foram testadas dosagens de 3 mg/L, 6 mg/L e 9 mg/L do caudal afluente, o que equivale a 2,9 g O_3 /kg MLVSS/d, 4,7 g O_3 /kg MLVSS/d e 8,6 g O_3 /kg MLVSS/d, respectivamente. A decantabilidade não se alterou para a dose mais reduzida, apresentando no entanto uma redução de IVL de 200 mL/g para 125 mL/g às dosagens de 6 mg/L e 9 mg/L. Assim, o valor de 5,7 g O_3 /kg MLVSS/d é indicado como a dose óptima que permite diminuir a turbidez, melhorando a nitrificação de azoto amoniacal (JENKINS, RICHARD, & DAIGGER, 2004 b).

No entanto, o ozono tem de ser produzido na instalação, sendo necessário equipamento dispendioso para tal.

4.1.2 Processos Mecânicos

A procura de uma possibilidade de combater o crescimento de microrganismos filamentosos tem levado à concepção de diferentes estratégias de contenção. A quebra mecânica de lamas com problemas de *bulking* ou *foaming* visa a obtenção de uma solução rápida para os combater. É uma técnica emergente que não passa pela eliminação do problema na sua raiz, mas combate o fenómeno e deve ser uma solução substituída logo que possível. Trata-se de uma solução temporária razoável, enquanto as restantes acções não se revelarem bem sucedidas.

A desintegração mecânica é usada para quebrar as estruturas filamentosas. Pela remoção da sua estrutura de suporte, as bolhas de gás são libertadas. Os flocos constituídos por fragmentos mais pequenos tendem a ter uma velocidade de decantação superior e a favorecer uma maior compactação da lama decantada. Este processo pode ser útil em eliminação de *Nocardia*, pois numa primeira fase de proliferação, esta tende a acumular-se à superfície, estando quase ausente no resto da lama activada.

Existem também estratégias anti-*foaming* como a aplicação de *sprays* de água que rompem as bolhas de ar. Revelam-se medidas pouco eficazes em espumas biológicas de elevada estabilidade e permitem apenas a sua diluição. No entanto, desta forma é possível reduzir a espessura da espuma no tanque de sedimentação e pode eventualmente a barreira ou saída de espuma conseguir assim contê-la. Uma substancial diluição pode permitir romper as barreiras de organismos filamentosos em biofilmes que rodeiam bolhas de gás, fazendo-as colapsar. O volume de água a aplicar é bastante superior ao utilizado em *sprays* para controlo de espumas químicas (de detergentes) e a intensidade é ajustada a cada caso prático, por observação da reacção do licor misto (WANNER, 1994).

Uma vez que os *sprays* de água apenas favorecem a quebra de estruturas criadas por organismos filamentosos presentes, estes permanecem no licor misto e, grande parte mantém-se no sistema através da recirculação de lama. Devem então ser aplicados apenas como medidas de emergência para atenuação rápida da espuma.

4.2 MÉTODOS ESPECÍFICOS

As medidas que verdadeiramente evitam ou eliminam os problemas de decantabilidade são aquelas que tendem a corrigir os desequilíbrios existentes nas condições do processo biológico.

Os designados meios específicos têm como objectivo a actuação na causa do problema de decantabilidade. Consistem na identificação da origem do desequilíbrio e aplicação de medidas correctivas adequadas. A Tabela 9 resume medidas que podem ser genericamente adoptadas para determinados problemas identificados pelo operador.

Tabela 9 – Medidas de controlo de causas genéricas de problemas de decantabilidade

Problemas identificados	Correcções
Baixo OD	Aumentar a concentração de OD no reactor de forma escalonada
Baixa A/M	Adequar a recirculação de lamas até atingir a carga pretendida
Septicidade e presença de enxofre	Identificar possíveis zonas anóxicas (“mortas”) no reactor de arejamento ou clarificadores e actuar em conformidade
	Submeter o efluente a pré-oxigenação antes da entrada nos reactores
Carência de nutrientes (N / P)	Adicionar os nutrientes necessários aos reactores
pH reduzido (<6,5)	Elevar o pH ligeiramente acima de 7

Neste tipo de ajustes de operação, é importante pensar o sistema como um todo. A alteração de parâmetros como o oxigénio dissolvido pode ter implicações de desadequação da mistura no reactor, por exemplo. A redução da carga orgânica por aumento da recirculação pode não ser adequada à idade de lamas pretendida e à produção habitual de lamas.

Um dos métodos mais usados para controlo do crescimento da *Nocardia* em processos de lamas activadas passa pela redução da idade das lamas, através do aumento da purga de forma a tentar eliminá-la do sistema. Se houver nitrificação no reactor, esta alternativa pode ser posta de parte uma vez que a idade mínima de lamas para retenção das bactérias nitrificantes é muito superior à necessária para eliminar a *Nocardia*.

4.2.1 Controlo de Lamas Ascensionais

Segundo METCALF & EDDY (1991), o fenómeno descrito como lamas ascensionais pode ser superado através de controlo operacional, de acordo com a flexibilidade de operação, como:

1. Aumento da recirculação de lamas biológicas para diminuir o TRH das lamas no clarificador;
2. Redução da taxa de arejamento no reactor, caso não seja possível reduzir a espessura do manto de lamas;
3. Aumentar a velocidade de recolha de lamas do fundo do clarificador.

HOBSON (2009) sugere ainda a redução dos níveis de OD ao mínimo possível ($1 \text{ mg O}_2/\text{L}$), assegurando a agitação necessária no tanque de arejamento e o ajuste da purga de lama do decantador para manutenção da carga e idade de lama adequadas.

4.2.2 Uso de Selectores

O termo “selector” denomina a zona de contacto para melhoria de um sistema de lamas activadas onde ocorre a mistura de lamas biológicas recirculadas com o caudal afluente de água residual. A terminologia deve-se ao papel do compartimento em seleccionar os organismos com características de decantabilidade desejadas.

Um selector para controlo de processos biológicos pode ser constituído por uma zona inicial (separada ou integrante) do reactor biológico que permite o controlo da dispersão e do gradiente de substrato do meio. Constitui um tanque de contacto (com TRH de 15 a 30 minutos) onde as lamas biológicas recirculadas são envolvidas com a água residual afluente ao reactor, sendo estabelecidas condições especiais favoráveis ao desenvolvimento de biomassa com características desejadas.

MANGRUM (1998) indica que o sistema modificado com o recurso a selectores favorece o crescimento de organismos formadores de flocos em detrimento dos filamentosos - nomeadamente as bactérias filamentosas características de sistemas de baixa carga que apresentam uma menor taxa de crescimento específico para condições de elevada concentração de substrato.

A Figura 14 apresenta os principais componentes deste tipo de processo: o selector recebe elevada carga orgânica através da alimentação pelo caudal afluyente e recirculação de lamas, com um tempo de retenção hidráulica relativamente baixo; seguidamente, a massa microbiana é conduzida ao tanque de arejamento onde é sujeita a um ambiente de baixa carga (escassez).

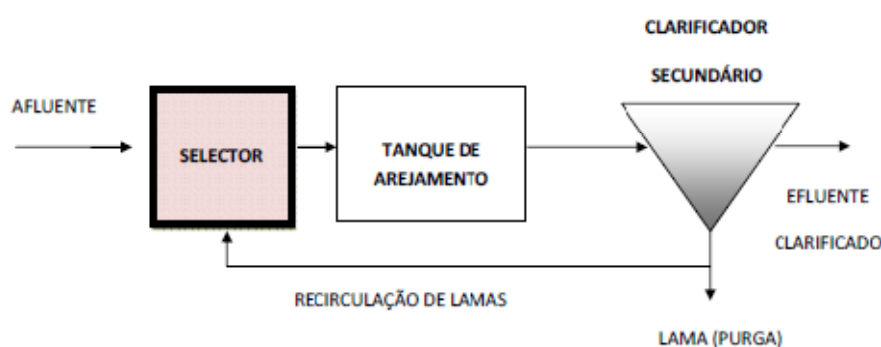


Figura 14 – Representação esquemática de um selector típico

Em aplicações práticas, verifica-se que estes processos induzem uma tendência de menor formação tipo *bulking*, com melhorias em análise de IVL e maior estabilidade das condições do efluente tratado.

Os microrganismos são expostos a períodos de abundância e de carência de substrato (alimento), para fomentar o desenvolvimento da sua capacidade de o assimilar e armazenar rapidamente. Os organismos formadores de flocos seleccionados nas câmaras selectoras apresentam elevada capacidade de consumir e assimilar rapidamente substrato, aumentando a sua eficiência no processo de lamas activadas. Diversos estudos têm apresentado resultados favoráveis concordantes com este princípio, mostrando que as condições criadas na zona inicial do selector favorecem o desenvolvimento de bactérias formadoras de flocos.

A cinética, ou a aptidão para rápida assimilação de substrato orgânico é uma das principais características do processo de selectores. A Figura 15 ilustra a selecção de bactérias predominantes em função da concentração de substrato limitante, com base na equação de *Monod* (Equação 13).

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} \quad \text{Eq. 13}$$

μ : taxa de crescimento específica (h^{-1})

$\mu_{\max}$: taxa de crescimento máxima (h^{-1})

K_s : Constante de saturação ou constante de *Monod* (concentração de substrato para a qual a taxa de crescimento específica é $\mu_{\max}/2$) (mg/L)

S : Concentração de substrato (mg/L)

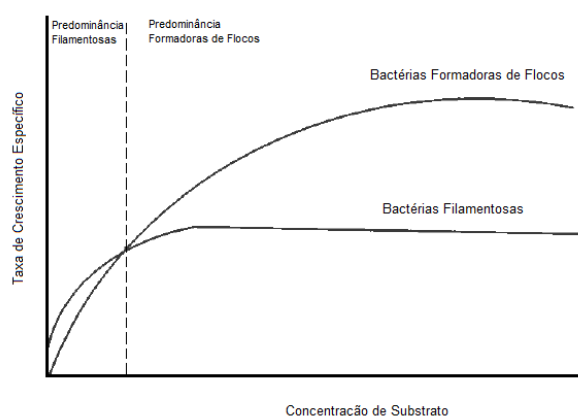


Figura 15 – Seleção cinética de organismos filamentosos baseada na equação de *Monod* (BITTON, 1994)

A remoção selectiva de populações filamentosas causadoras de espuma é uma alternativa geralmente eficaz mas difícil de conseguir. Os organismos filamentosos causadores de *foaming* têm necessidades metabólicas e respiratórias específicas e cinéticas de crescimento distintas. Os bacardioformes, tendem a ser mais vulneráveis a pressões de selecção do que a *M.parvicella* (WANNER, 1994). Assim sendo, as espumas causadas por este microrganismo são mais frequentemente tratadas com eficácia por métodos químicos ou remoção física, tornando-se mais comum a recomendação de uso de selectores para *Nocardia*.

Os selectores designam-se geralmente com base no método de oxidação da matéria orgânica, havendo selectores aeróbios, anóxicos ou anaeróbios de acordo com a Tabela 10.

Tabela 10 – Tipo de selectores, finalidade e princípio de funcionamento

Selector	Princípio	Tipo de selecção	Mecanismos
Anóxico	Ausência de OD e presença de nitrato em quantidades suficientes para suprimir as necessidades metabólicas	Metabólica	Armazenamento e desnitrificação
Aeróbio	Ambiente aeróbio com controlo do tempo de contacto	Cinética	Mecanismos de remoção de substrato dissolvido: respiração aeróbia e armazenamento.
Anaeróbio	Ausência de OD e de nitrato	Cinética e metabólica	Assimilação e armazenamento de substrato por via: 1) hidrólise de polifosfatos inorgânicos armazenados no interior das células (com libertação de ortofosfato); 2) Fermentação de glicogénio armazenado

De acordo com o apresentado na tabela, a um selector do tipo aeróbio, é fornecido oxigénio em quantidade suficiente para suprimir as necessidades metabólicas, sendo o armazenamento e a respiração aeróbia os principais mecanismos de remoção de substrato. Um selector anóxico deve conter um ambiente desprovido de OD, mas com fornecimento de nitrato em quantidades suficientes para satisfazer as necessidades metabólicas, sendo o armazenamento e a desnitrificação os principais mecanismos de remoção de substrato. Por último, o selector anaeróbio, sem OD nem NO_3 potencia o armazenamento de substrato por hidrólise de polifosfatos inorgânicos armazenados ou fermentação de glicogénio (RICHARD, SEAR-BROWN, & COLLINS, 2003).

Nos selectores do tipo anaeróbio e anóxico é necessária agitação de baixa intensidade e potência (agitadores tipo hélice) para manter os sólidos em suspensão.

Pretende obter-se razões A/M elevadas e tempos de contacto reduzidas para que a CQO solúvel seja inferior a 60 mg/L à saída do selector de modo a evitar a proliferação das bactérias filamentosas no reator de arejamento.

A escolha do tipo de selector deve ser função dos organismos e do tipo de afluente, em particular da necessidade de desnitrificação. PARKER *et al* (2003) refere o bom desempenho dos selectores anaeróbios num estudo integrado de diversas ETAR com implementação de selectores anaeróbios e anóxicos.

4.2.3 Análise de Casos

Um estudo comparativo sobre controlo de *bulking* e *foaming* filamentoso em processos de tratamento por lamas activadas em Itália, em que a *M.parvicella* é apresentada como o microrganismo mais frequente, aponta a criação de uma zona de contacto como a solução mais eficaz para estes problemas (MADONI, DAVOLI, & GIBIN, 2000). Embora apenas tenham sido analisadas duas estações de tratamento onde esta medida foi adoptada, associa-se a eficácia desta técnica à possibilidade de controlo e crescimento de certos organismos filamentosos resistentes a deficiências nutricionais. Os casos de sucesso atingiram a supressão total da *M.parvicella* e actinomicetes, através de uma zona de contacto inicial (aeróbia ou anóxica).

Na Tabela 11 são apresentados os resultados de um inquérito à eficácia de aplicação das diferentes medidas listadas em processos por lamas activadas.

Tabela 11 – Análise de eficácia da aplicação de medidas físicas, químicas e biológicas em processos de lamas activadas com problemas de *bulking* e *foaming* filamentoso (MADONI, DAVOLI, & GIBIN, 2000).

Medida Adoptada	Nº de Casos Analisados	Taxa de Sucesso (%)
Zona de Contacto	2	100
Adição de Nutrientes	8	88
Adição de Agente Anti-foaming	7	86
Adição de Coagulante	33	73
Redução da Concentração de Lamas	55	73
Redução da Concentração de Oxigénio	30	63
Remoção de Espumas por Processos Mecânicos	27	63
Adição de Agente Oxidante	21	62
Aumento da Concentração de Oxigénio	22	59
Aumento da Concentração de Lamas	20	55

As tentativas de combate ao *bulking* e *foaming* por adição de reagentes químicos parecem também ter taxas de eficácia relevantes. Destes, destaca-se o cloro, em detrimento da opção pelo peróxido de hidrogénio.

Estes autores indicam que em 92% dos casos são tomadas medidas operacionais / técnicas, com 70% de sucesso. Apenas 32% conseguiram, no entanto, atingir os objectivos através da adopção de uma única medida. Revela-se, portanto, necessário pensar e ensaiar várias alternativas para a solução do problema.

Um estudo laboratorial realizado à escala para análise de selectores anóxicos no controlo de *bulking* e *foaming* mostra um aumento de microrganismos formadores de flocos, nadadores livres e outros ciliados. A acompanhar este fenómeno registou-se o decaimento do número de organismos filamentosos, relativamente ao controlo. O sucesso deste tipo de selector é atribuído ao seu princípio de funcionamento por ciclos *abundância-fome* (*feed-starve*) (MANGRUM, 1998).

De acordo com o defendido por diversos autores, este estudo provou que sob condições óptimas de crescimento, a remoção de substrato é muito elevada e potencia a criação do eficaz ciclo abundância-fome. Este conduz à selecção dos microrganismos formadores de flocos em detrimento dos organismos filamentosos. Demonstrou também uma melhoria na biofloculação, como pretendido, como resultado da segregação dos produtos de armazenamento comum dos microrganismos formadores de flocos.

5 ETAR DE SOBREIRAS – PORTO

A ETAR de Sobreiras surgiu como um projecto de concepção e construção pelo consórcio de empresas Engil, Degrémont e EFACEC nos anos 2002-2004. O subsequente arranque foi assumido pela Degrémont nos anos 2004-2005. Após algumas modificações e melhoramentos da ETAR, a Degrémont prosseguiu com a fase de arranque até 2006, ano em que a responsabilidade de exploração passou para as “Águas do Porto”, após reestruturação dos SMAS (Serviços Municipalizados de Águas e Saneamento) do Porto.



Figura 16 – Vista aérea da ETAR de Sobreiras e estuário do Douro (www.ambienteportugal.com, acedido a 2011/06/30)

Esta ETAR trata as águas residuais urbanas da parte Ocidental da cidade do Porto, tendo sido dimensionada para servir um equivalente populacional de 200 000 habitantes.

A concepção do sistema de tratamento foi efectuada de modo a assegurar que o efluente tratado tenha qualidade suficiente para não causar contaminação da água do estuário do Douro e praias adjacentes, atingindo também características compatíveis com a sua utilização na rega de espaços verdes e como água de processo na instalação.

Estando localizada numa zona privilegiada da cidade, junto à Foz do Douro (Figura 16), na concepção desta ETAR foram impostas restrições de modo a minimizar potenciais impactes ambientais associados à emissão de odores, ruídos e poeiras, bem como da própria intrusão paisagística. Para permitir a concretização destes objectivos, a ETAR é constituída por módulos de tratamento integralmente fechados, ventilados e desodorizados, sendo as zonas técnicas de implantação dos equipamentos ruidosos isoladas e sujeitas a um tratamento acústico específico.

Não só para favorecer a integração arquitectónica, como para rentabilizar o terreno disponível, a ETAR desenvolve-se em vários níveis, partindo da cota da Rua de Sobreiras e terminando à cota da Rua de Gaspar Correia. Houve o cuidado de cobrir os principais órgãos de tratamento com espaços verdes e ajardinados.

5.1 PROCESSO DE TRATAMENTO

A ETAR é constituída por três linhas de tratamento: linha líquida, linha de lamas e linha de desodorização. O fluxograma geral da conjugação destas linhas com respectivas entradas e saídas encontra-se esquematizado na Figura 17.

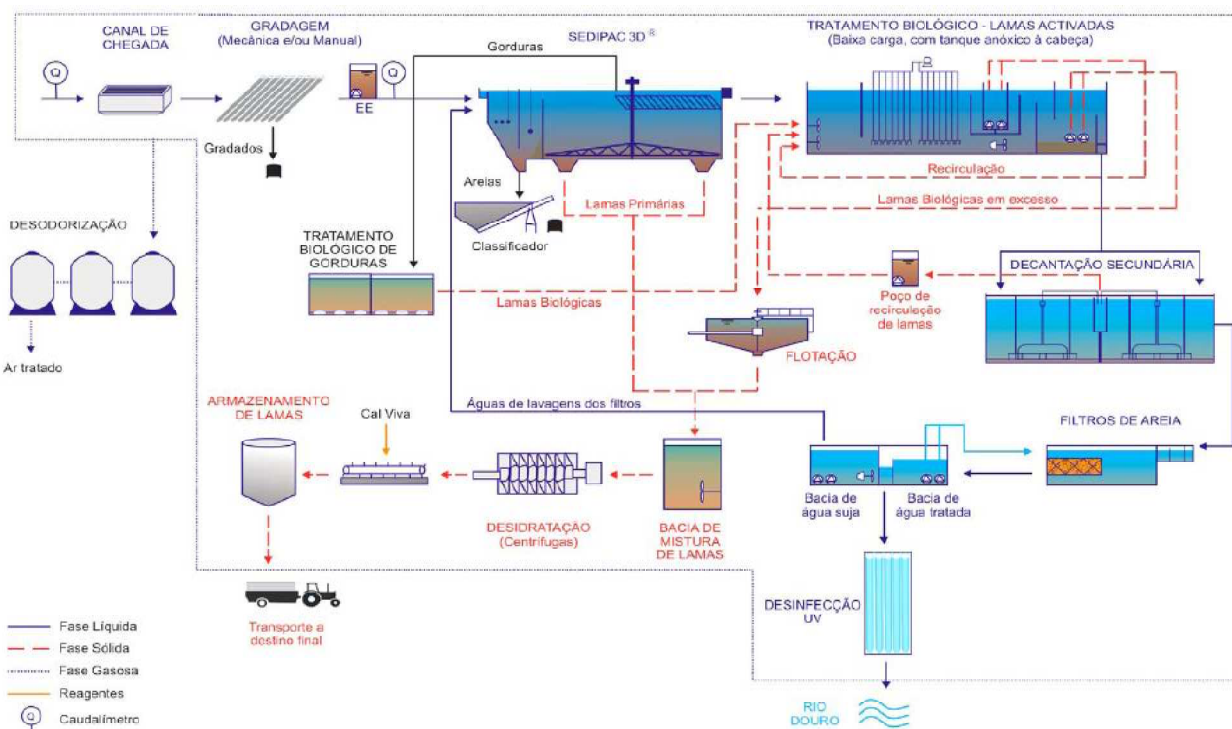


Figura 17 – Esquema geral de tratamento de águas residuais, lamas e gases da ETAR de Sobreiras, Porto (Imagem cedida pela empresa Águas do Porto)

5.1.1 Linha Líquida

A linha líquida, onde se realiza o tratamento das águas residuais afluentes, é constituída pelas seguintes etapas de tratamento:

- 1) Tratamento Preliminar, destinado à remoção dos detritos (gradados) com dimensões significativas, areias, óleos e gorduras, sendo constituído pelas seguintes etapas principais:
 - Gradagem
 - Desarenação e desengorduramento
 - Reactor biológico de tratamento de gorduras
- 2) Tratamento primário, destinado à remoção da componente sedimentável dos sólidos em suspensão existentes na água residual, que se efectua em decantadores primários lamelares.
- 3) Tratamento secundário, destinado à remoção dos compostos de natureza orgânica e dos nutrientes (azoto e parte do fósforo) existentes na água residual. Esta etapa inclui as seguintes fases principais (Figura 18):
 - Reactor biológico constituído por duas zonas – anóxica e arejada
 - Remoção de lamas em excesso a partir dos reactores arejados
 - Recirculação do “licor misto” para zona anóxica
 - Decantadores secundários rectangulares
 - Recirculação das lamas biológicas para o reactor biológico

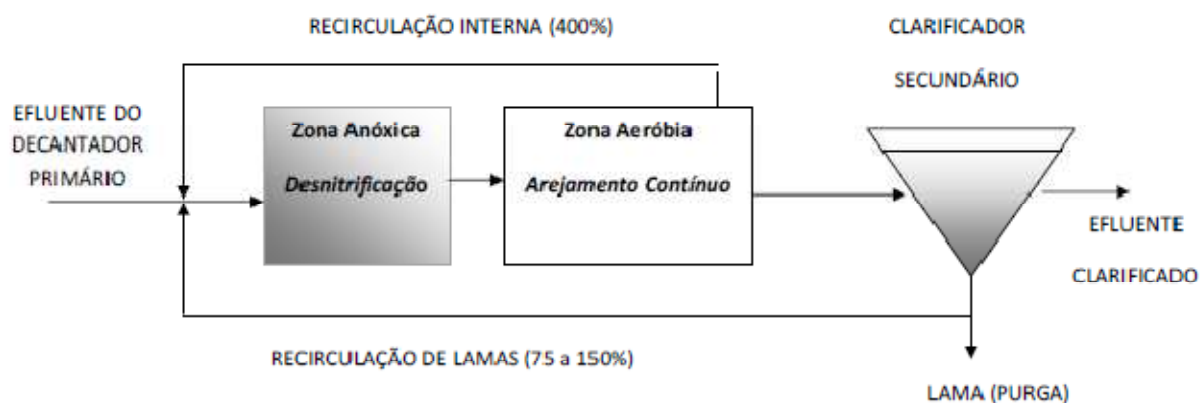


Figura 18 - Esquema de tratamento biológico da ETAR de Sobreiras com zonas anóxica e de arejamento

4) Tratamento terciário constituído pelas seguintes operações:

- Filtração gravítica em leitos de areia;
- Desinfecção por radiação ultravioleta.

5.1.2 Linha de Lamas

A linha de tratamento de lamas é constituída pelas seguintes etapas principais:

1) Espessamento das lamas brutas, que é realizado em dois órgãos distintos:

- Espessamento por flotação das lamas biológicas em excesso
- Mistura e homogeneização das lamas biológicas espessadas com as lamas primárias

2) Desidratação das lamas espessadas

Após homogeneização, as lamas são desidratadas até um teor em sólidos de 30%. Esta intervenção inclui as fases:

- Condicionamento químico com polímero
- Desidratação em centrífugas

3) Estabilização Química

As lamas desidratadas são sujeitas a uma etapa final de estabilização química com cal viva, destinada a garantir condições adequadas ao seu armazenamento e transporte a destino final.

4) Armazenamento

Antes do seu transporte a destino final, as lamas são armazenadas em dois silos com uma capacidade total de aproximadamente 270 m³.

5.1.3 Linha de Desodorização

A ETAR de Sobreiras está ainda equipada com uma linha de tratamento de odores, constituída por um circuito de extracção generalizada de ar viciado do espaço livre de todos os órgãos e tratamento,

conduzindo-o a um sistema específico. A extracção de ar contaminado é compensada pela entrada forçada de ar fresco.

A linha de tratamento de ar tem uma capacidade instalada para tratar um volume de cerca de 60 000 m³/h de ar viciado.

O tratamento do ar viciado consiste na sua lavagem química sequencial em três etapas:

- Lavagem ácida, com ácido sulfúrico
- Lavagem oxidante, com hipoclorito de sódio
- Lavagem básica com hidróxido de sódio

Na Tabela 12 encontram-se destacados os principais dados de base para projecto da ETAR até 2040 e na Tabela 13 a enumeração das características esperadas para o seu efluente final.

Tabela 12 - Dados de base de projecto da ETAR

Condições de Afluência	2000	2020	2040
Pop. Atendida (hab.)	200000	200000	200000
Capitação (L/hab.d)	200	230	270
Caudal de dimensionamento processual (m ³ /d)	40000	46000	54000
Caudal de dimensionamento hidráulico ponta (m ³ /h)	3449	3848	4342
CBO ₅ (mg O ₂ /L)	309	309	309
CQO (mg O ₂ /L)	626	626	626
SST (mg/L)	400	400	400
N-total (mg N/L)	71	71	71
P-total (mg P/L)	14	14	14
Coliformes Fecais (N/100 mL)	1 x 10 ⁷	1 x 10 ⁷	1 x 10 ⁷
Óleos e gorduras (mg/L)	100	100	100

Tabela 13 – Características previstas da Água tratada

Parâmetros	Limite
CBO ₅ a 20°C (mg O ₂ /l)	25
CQO (mg O ₂ /l)	125
SST (mg/l)	25
N-total (mg/l)	15
Nitratos (mg N/l)	10
P-total (mg P/l)	10
Coliformes fecais (N/100 mL)	1000
Coliformes totais (N/100 mL)	2000
E-Coli (N/100 mL)	800

Os valores limite legais aplicáveis podem ser consultados no ANEXO A.

6 CASO DE ESTUDO

Como referido, este trabalho pretendeu analisar a decantabilidade de lamas em função das características fisiológicas do licor misto. Para tal, foi possível proceder à aplicação ao caso de estudo da análise de decantabilidade da ETAR de Sobreiras, Porto.

Esta instalação é dotada de um sistema de lamas activadas constituído por dois reactores biológicos de 15 700 m³ de volume total e quatro decantadores secundários que perfazem 2 940 m³ de volume total.



Figura 19 – Imagem de um decantador secundário com formações de sólidos à superfície (tipo espuma)

As características de decantabilidade que se observam nos clarificadores secundários da ETAR de Sobreiras (Figura 19) motivaram a aplicação do estudo da decantabilidade. É de referir que as lamas flutuantes não implicam necessariamente o arraste de sólidos para o efluente clarificado, uma vez que os tubos perfurados que o conduzem à saída se situam cerca de 30 cm abaixo da superfície.

6.1 METODOLOGIA DE ANÁLISE

De acordo com os objectivos do trabalho, a caracterização da decantabilidade das lamas passou pela fase de determinação de vários parâmetros por um período de três meses. Foram então monitorizados os

parâmetros de CQO, CQO dissolvida, SST, azoto amoniacal e nitratos, a par dos ensaios de SOUR e testes de decantabilidade.

Pretendia estudar-se a evolução da análise de SOUR com o IVL para o período de amostragem com vista ao estabelecimento de uma relação como a apresentada pelo estudo de DASSANAYAKE (2007), em que são analisadas versatilidades da monitorização de SOUR como ferramenta de previsão e controlo do processo de tratamento biológico. No entanto, a dificuldade de implementação do método de determinação do IVL, devido à incompleta sedimentação das lamas das amostras efectuadas, levou a uma mudança de estratégia para a caracterização da sedimentabilidade.

Procedeu-se à caracterização fisiológica global através dos parâmetros traçados, à recolha de dados da ETAR, sendo a monitorização SOUR acompanhada de análises decantabilidade gerais, além da constante tentativa de determinação de IVL e observação do comportamento das lamas.

6.2 AMOSTRAGEM

As condições de análise, a par da técnica de amostragem, podem influenciar de forma significativa o resultado dos testes laboratoriais. A amostragem do licor misto para os testes de decantabilidade deve ser feita de forma a reduzir ao mínimo possível o tempo de espera até ao arranque das análises em laboratório. É conveniente que o ponto de colheita se encontre em algum ponto imediatamente antes da saída do arejamento ou antes da entrada no clarificador secundário. Deve prestar-se o maior cuidado no momento da amostragem para recolher licor misto e não sobrenadante ou espuma (HOBSON, 2009).

As amostras foram colhidas na ETAR de Sobreiras (Porto) e analisadas, na maioria das vezes, no Laboratório de Engenharia Sanitária (LES) da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto (FEUP). O ponto de colheita seleccionado foi a entrada dos decantadores secundários e o transporte das amostras de licor misto foi feito em recipiente fechado com o cuidado de evitar agitação, exposição solar e, naturalmente, de minimização do tempo de espera.

As últimas semanas de ensaios, por necessidade de avaliação precisa da remoção de nitratos, que se convertem rapidamente, decorreram na própria ETAR de Sobreiras. Assim, o tempo entre as amostragens e o início dos ensaios foi inferior a 10 minutos, de acordo com o idealmente desejado. A colheita desta amostra foi feita tanto à entrada dos decantadores, como à saída dos reactores.

O período de amostragem teve início a 4 de Março de 2011 e a conclusão a 14 de Junho de 2011, com arranque de ensaios duas vezes por semana (uma vez que alguns testes foram feitos a dois dias). Na tentativa de obter uma maior representatividade, foram solicitadas amostras de várias horas do dia (entre as 7h30 e as 14h30). O plano cronológico de amostragem é apresentado na Tabela 14 e a numeração correspondente é a utilizada na descrição de resultados.

Tabela 14 – Plano de amostragens ao longo dos Meses de Março, Abril, Maio e Junho

Amostra nº	Data	Amostra nº	Data	Amostra nº	Data
1	4-Mar	8	1-Abr	15	29-Abr
2	10-Mar	9	4-Abr	16	18-Mai
3	14-Mar	10	7-Abr	17	19-Mai
4	18-Mar	11	11-Abr	18	25-Mai
5	23-Mar	12	13-Abr	19	27-Mai
6	24-Mar	13	19-Abr	20	30-Mai
7	30-Mar	14	27-Abr	21 a 26 ⁽¹⁾	6 – 14 Jun

⁽¹⁾ Amostragem e análises individualizadas realizadas na ETAR de Sobreiras

6.3 ANÁLISE QUALITATIVA E QUANTITATIVA

6.3.1 Sólidos Suspensos Totais (SST)

A determinação de sólidos suspensos totais foi feita por método gravimétrico, que consiste em filtrar um dado volume de amostra por vácuo, através de um filtro seco de fibra de vidro (de massa conhecida) e medição da massa final. O cálculo, de acordo com a Equação 14, é feito pelo quociente da diferença de massa pelo volume de filtrado. O volume de amostra escolhido para ensaio foi de 10 mL e a temperatura da estufa de secagem de 103°C a 105°C. A medição da massa foi feita em balança analítica de capacidade de 200 g, sensível a 0,1 mg.

$$SST(mg/L) = \frac{Mf - Mi}{V} \times 1000 \quad \text{Eq. 14}$$

V: volume de amostra filtrada (mL)

Mf: massa de membrana filtrante final com resíduo seco (mg)

Mi: massa da membrana filtrante previamente seca (mg)

A Figura 20 ilustra o equipamento utilizado nesta análise: bomba de vácuo para filtração da amostra, estufa de secagem e balança analítica.



Figura 20 - Equipamento utilizado na análise de MLSS: bomba de vácuo (*General Electric* Modelo 5KH33EN25T), estufa (T-122 da *Heraeus*) e balança analítica (modelo 120-4 da marca *KERN ABS*)

6.3.2 Índice Volumétrico de Lamas (IVL)

Existem diversas técnicas e métodos para avaliar a decantabilidade no processo de lamas activadas. No entanto, os ensaios de decantabilidade revelam-se indicadores chave para avaliar a condição das lamas, uma vez que, de alguma forma, permitem simular as condições no clarificador secundário.

O índice volumétrico de lamas (mg/L) é definido como o volume (mL) ocupado por grama de lama decantada, após um determinado tempo de sedimentação e é o teste mais usado para avaliação da sedimentabilidade.

É um indicador utilizado para a avaliação rápida da eficiência e condições de funcionamento do sistema de lamas activadas que torna a acção operativa mais crítica. Permite criar uma ideia do

comportamento das lamas no decantador secundário. Os valores desejáveis de IVL dum tanque de arejamento em boas condições de funcionamento situam-se entre os 80 e 120 mL/g. As lamas que apresentam baixos valores de IVL decantam e compactam rapidamente, embora possam deixar o efluente mais ou menos turvo. A observação do fenómeno de decantação e registo do tipo de agregação de flocos, não deve ser descurada.

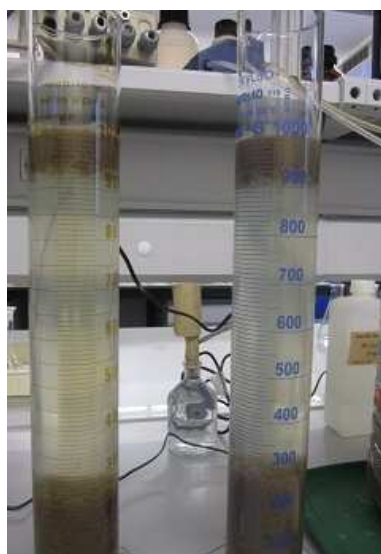


Figura 21 – Ensaio de decantabilidade (proveta da direita aos 30 min) 2011/04/04

Para o ensaio, a amostra do licor misto é inserida numa proveta de 1 L (Figura 21) e deixada em repouso durante 30 min (para leitura do IVL_{30}). É relevante fazer o registo do volume lama sedimentada (em mL) ao longo do tempo em intervalos de 5min até ao tempo de 30 min e em intervalos de 10 min até perfazer 1 h.

O cálculo do IVL é feito depois da análise de SST da amostra, através do cálculo apresentado pela Equação 15.

$$IVLx \text{ (mL/g)} = \frac{\text{Volume de Lama decantada após } x \text{ min (mL/L)}}{SST \text{ (g/L)}} \quad \text{Eq. 15}$$

De acordo com o indicado no método, a amostra foi homogeneizada cuidadosamente antes das análises e inserida no recipiente com o cuidado de não quebrar as estruturas de flocos. No entanto, não tendo sido possível obter uma decantação total, isto é, o fenómeno de deposição total das lamas ocorreu apenas de forma parcial, optou-se por não determinar este índice.

Alguns operadores de ETAR sugerem que se possa somar o volume decantado com o volume de sobrenadante e proceder ao cálculo como se toda esta massa de lamas tivesse efectivamente decantado, no tempo medido. Após uma reflexão ponderada sobre esta matéria e tendo presente que o IVL pretende indicar as lamas efectivamente decantadas e não as ascensionais, apresentam-se apenas imagens representativas do problema. A opção passou por fazer diferentes ensaios de decantabilidade tanto em provetas de 1 L como em recipiente plástico de 7 L (com e sem agitação lenta), proceder ao registo das observações ao longo do tempo e à análise de nitratos.

Os ensaios de decantabilidade em proveta foram feitos em paralelo com a monitorização SOUR, enquanto simultaneamente aos ensaios no cilindro de 7 L se procedeu ao controlo do decaimento de nitratos ao longo do tempo (com agitação de fundo lenta).

6.3.3 Microbiologia

O exame microscópico do licor misto pode ser um excelente indicador para avaliação do processo através da observação de presença de vários microrganismos. Sendo as bactérias os organismos responsáveis pelo tratamento e estabilização da água residual no tratamento biológico secundário, estas constituem o maior número de organismos.

No entanto, a identificação de diferentes tipos de bactérias representa um processo moroso e altamente especializado em técnica, material e equipamento. Assim sendo, é comum recorrer à observação de protozoários para verificação da adequação da comunidade microbiana, pois são relativamente maiores, de fácil identificação de acordo com a morfologia e observáveis em microscópios menos dispendiosos (HOBSON, 2009).

Os protozoários apresentam uma sensibilidade aos fenómenos físico-químicos e operacionais que os tornam indicadores do estado de funcionamento do processo. Ao consumirem as bactérias soltas e partículas coloidais, os protozoários contribuem para a clarificação do efluente. Requerem idades de lamas mais elevadas que as bactérias heterotróficas, necessitam de concentrações mínimas de OD e são mais

sensíveis à toxicidade, pelo que são bons indicadores de funcionamento correcto do sistema. A Tabela 15 apresenta o tipo de avaliação de eficiência do processo que pode ser feita com base nos grupos de protozoários predominantes. Imagens ilustrativas de microrganismos típicos referidos podem ser observadas no ANEXO B.

Tabela 15 – Protozoários como indicadores da eficiência de processo de lamas activadas

Grupo dominante	Eficiência	Causa possível
Pequenos flagelados	Má	Lamas pouco oxigenadas, carga elevada
Amebas nuas	Má	Carga muito elevada, não facilmente biodegradável
Ciliados sésseis	Baixa	Fenómenos transitórios (extracção recente de lama, carga descontínua)
Pequenos ciliados nadadores (<50 µm)	Medíocre	Tempo de contacto baixo, lamas pouco oxigenadas
Grandes ciliados nadadores (>50 µm)	Medíocre	Carga muito forte
Ciliados sésseis + móveis de fundo	Boa	
Ciliados móveis de fundo	Boa	
Amebas com teca	Boa	Carga baixa, licor diluído, boa nitrificação

A Figura 22 apresenta o microscópio óptico composto utilizado para análise das características dos flocos e principais microrganismos.



Figura 22 - Microscópio *NIKON Japan, modelo SC* utilizado para a observação microscópica regular das amostras

6.3.4 Carência Química de Oxigénio (CQO)

A carência química de oxigénio permite medir a concentração de matéria orgânica susceptível de oxidação, numa dada amostra. Por adição de um agente químico fortemente oxidante, é possível analisar praticamente toda a matéria orgânica biodegradável e não biodegradável contida.

O método usado, denominado *refluxo com dicromato* (AWWA, APHA, WEF, 1995), apresenta a vantagem de recorrer a um oxidante com maior afinidade a uma vasta variedade de amostras, além de ser de fácil aplicação. Como a maioria das matérias orgânicas são oxidáveis por uma mistura de ácidos crómico e sulfúrico, este método passa pelo envolvimento da amostra numa solução de ácido forte com um excesso conhecido de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) de modo a oxidar, com a presença de catalisador, todas as matérias orgânicas e redutoras. Após a digestão, o gasto de dicromato é determinado fotometricamente ($\lambda=600$ nm). O resultado de CQO foi obtido através da curva de calibração, numa gama de concentrações de 0 a 500 mg/L. O digestor e o espectrofotómetro utilizados nesta análise são apresentados na Figura 23.



Figura 23 – Digestor *Nanocolor® Vario Compact* da *Machery-Nagel* e espectrofotómetro *UV-1603* da *Shimadzu* utilizados para análise de CQO

6.3.5 Azoto Amoniacal

Nesta monitorização não foi feita a análise de NTK, uma vez que após a saída do reactor biológico, os valores de azoto orgânico já não são significativos e não apresentam influência significativa nas características de sedimentabilidade. A determinação do azoto amoniacal (amónia) foi realizada por método volumétrico (destilação seguida de titulação), que difere da determinação de Azoto Total de Kjeldhal (NTK) por não passar pela digestão de azoto orgânico.



Figura 24 – Dispositivo de destilação utilizado para determinação do azoto amoniacal

Pelo método volumétrico utilizado, a amostra é tamponada a pH 9,5 por adição de um tampão de borato para diminuir a hidrólise dos cianetos e dos compostos orgânicos azotados. Posteriormente é destilada, pelo dispositivo apresentado na Figura 24, para uma solução de ácido bórico. A amónia no

destilado é determinada por titulação com ácido sulfúrico até que o indicador (fenolftaleína) apresente cor de lavanda suave (AWWA, APHA, WEF, 1995) .

O azoto amoniacal é determinado por aplicação da Equação 16 em que A corresponde ao volume de H_2SO_4 utilizado na titulação, mL e B ao volume de amostra em mL.

$$mg\ N - NH_3/L = Ax280/B \quad \text{Eq. 16}$$

6.3.6 Nitratos

A determinação de nitratos foi feita para avaliação da possibilidade de ocorrência de desnitrificação no decantador secundário. Através da diminuição da sua concentração, mostra-se a conversão a azoto gasoso que potencialmente conduz ao fenómeno de ascensão de lamas.



Figura 25 – KIT Nanocolor® 400 D utilizado para determinação de nitratos

O método da brucina, inicialmente utilizado nestes ensaios, revelou-se ineficaz devido às interferências a que está sujeito e à difícil adequação de curva de calibração à gama de concentrações pretendida. Optou-se então por utilizar um kit de determinação de nitratos (Figura 25).

6.3.7 SOUR

A metodologia para monitorização SOUR foi feita de acordo com o método 1683: *Specific Oxygen Uptake Rate in Biossolids* (U.S. Environmental Protection Agency Office of Water, 2001).

As análises de SOUR foram inicialmente usadas em ETAR para monitorização da actividade biológica de sistemas convencionais de remoção de CBO com o objectivo de determinar se os organismos estão vivos ou viáveis. Embora tenham surgido técnicas avançadas de observação microscópica para monitorizar a actividade biológica, como a *FISH – (Fluorescent in situ Hybridization)*, estas revelam-se dispendiosas, morosas e altamente especializadas. Geralmente, a informação não está disponível a tempo de ajustar o controlo de processo. Em algumas situações, alteram o estado fisiológico dos organismos, não se tornando reflexo da fisiologia e capacidade do sistema a larga escala (DASSANAYAKE, 2007). Pelo contrário, o teste de OUR é facilmente aplicável, fornecendo informação semelhante à dos métodos avançados, fornecendo informação em tempo útil. Além disso é uma técnica não invasiva que dá uma melhor aproximação da fisiológica do sistema.

O teste de SOUR é sensível a tempos de espera entre a amostragem e arranque da análise, pelo que houve sempre uma tentativa de minimização deste tempo. No entanto estes testes foram realizados no Laboratório de Engenharia Sanitária da FEUP durante todo o período de ensaios, havendo uma discrepância de tempo correspondente ao acondicionamento e transporte.

De acordo com o método, a amostra foi colocada em arejamento logo que possível até ao arranque do teste. Houve igual cuidado com a manutenção de uma temperatura constante, evitando a exposição solar.

O arejamento deve ser fornecido até 5,0 mg O₂/L no mínimo, pelo que todos os ensaios tiveram um valor mínimo de arranque superior a 6,5 mg O₂/L e decorreram até à obtenção de valores finais de cerca de 1,9 mg O₂/L (sendo um método pouco preciso para medições abaixo de 1,0 mg O₂/L).

Inicialmente, procedeu-se à calibração da sonda de medição de oxigénio dissolvido através das tabelas de solubilidade de oxigénio na água saturada com ar (Figura 26).



Figura 26 – Saturação de água para calibração da sonda YSI 5905 BOD Probe para análise de SOUR

A Figura 27 esquematiza o teste de SOUR, cujo procedimento geral consiste em colocar a amostra arejada num frasco de vidro (tipo CBO₅) de volume conhecido (268,5 mL). A sonda é introduzida com o cuidado de evitar a presença de bolhas de ar no frasco. Após medição da temperatura e estabilização do aparelho, são registadas as concentrações de OD (em mg/L) em intervalos de 30 segundos, devendo ser observado o seu decaimento progressivo.

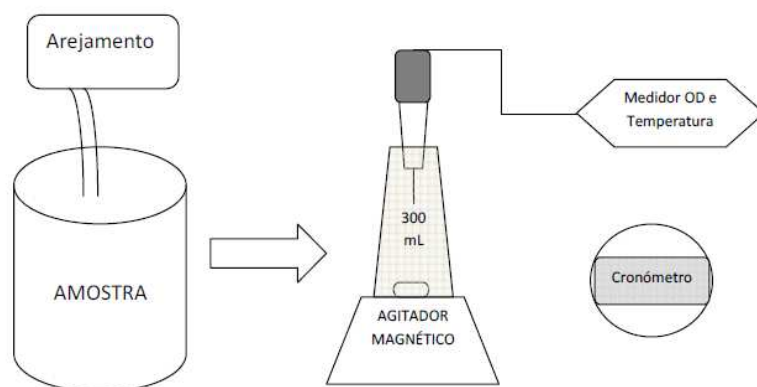


Figura 27 – Representação esquemática da análise SOUR: arejamento da amostra, medição de OD ao longo do tempo com agitação magnética

A imagem da Figura 28 ilustra o equipamento utilizado na análise de SOUR com o respectivo aparelho de medição de OD.



Figura 28 – Dispositivo para análise SOUR e medidor analógico de OD (ISY 54A)

O cálculo do SOUR é obtido através da Equação 17 em mg O₂/g MLSS/h.

$$SOUR(T) = \frac{OUR}{MLSS} \cdot \frac{60 \text{ min}}{1 \text{ h}} \quad \text{Eq. 17}$$

SOUR(T): taxa específica de consumo de oxigénio (mg/g/h) à temperatura T (°C)

OUR: taxa de consumo de oxigénio na amostra (mg/min)

MLSS: Sólidos suspensos do licor misto (g)

T: temperatura da amostra durante a análise (°C)

A massa de sólidos suspensos na amostra é determinada pelo volume conhecido do frasco (mL) e a concentração de MLSS (mg/L).

O valor obtido para OUR à temperatura da amostra deve ser corrigido para OUR a 20°C através da Equação 18.

$$OUR_{20^{\circ}C} = OUR_T \times \theta^{20-T} \quad \text{Eq. 18}$$

Para o coeficiente de correcção θ foram adoptados os valores de 1,05 para T > 20 °C e 1,07 para T < 20 °C, segundo o método da U.S. Environmental Protection Agency Office of Water, 2001.

7 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos através dos ensaios laboratoriais são apresentados neste capítulo com sustentação de cálculos feitos a partir de dados da ETAR de Sobreiras para enriquecimento da análise crítica. O resumo da análise quantitativa é apresentado no Quadro do ANEXO C.

7.1 SOUR E CARGA ORGÂNICA MÁSSICA

Os valores obtidos para SOUR seguiram tipicamente a sequência de decaimento apresentada no gráfico da Figura 29 em mg O₂/L ao longo do tempo (min). O declive da recta obtida por regressão linear representa o OUR da amostra.

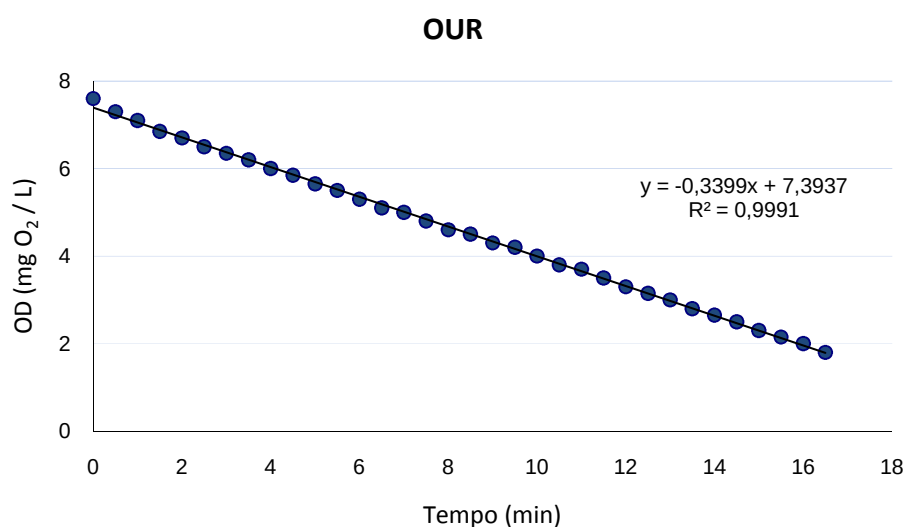


Figura 29 - Gráfico resultante do ensaio para cálculo da taxa específica de consumo de oxigénio (Ensaio de 2011/03/24)

Através dos coeficientes a e b (-0,3339 e 7,3937) da regressão linear, respectivo ajuste de dados e do valor de MLSS obtido, foi possível calcular o SOUR de 6,88 mg O₂/g MLSS/h a 20,5 °C. O resultado corrigido para SOUR_{20°C} foi de 6,71 mg O₂/g MLSS/h. Neste caso registou-se a redução de oxigénio de 7,6 a 1,8 mg/L em 16,5 min a 20,5 °C.

O gráfico da Figura 30 apresenta os resultados para os ensaios de SOUR ao longo do período de amostragem, sendo que $SOUR_1$ e $SOUR_2$ correspondem respectivamente ao primeiro e segundo teste realizado em cada amostra. Tipicamente, $SOUR_2$ apresenta-se mais reduzido que $SOUR_1$, o que se deve ao tempo de espera acrescido para ensaio (de 1 h a 2 h) ocorrendo consumo de substrato da amostra.

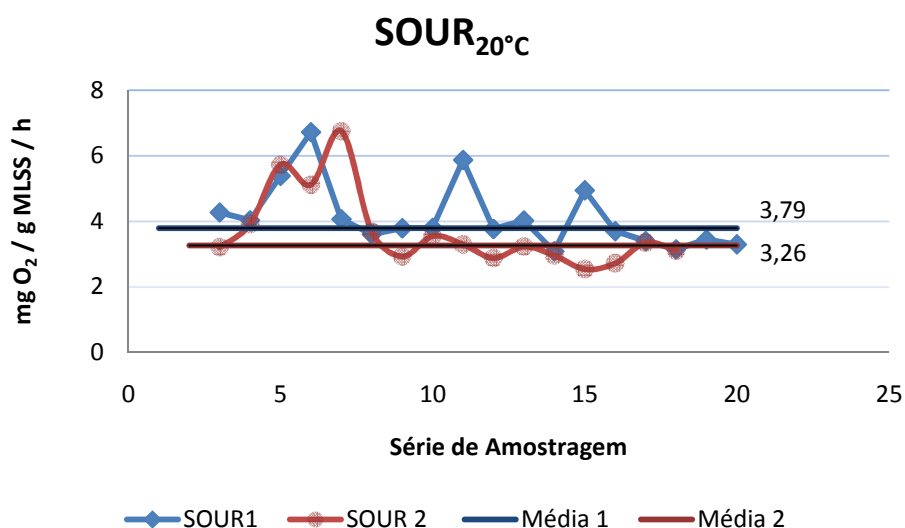


Figura 30 – Valores de $SOUR_{20^{\circ}C}$ para a série de amostras e respectivos valores médios

Estas amostras revelaram uma amplitude significativa para a concentração de OD entre o valor em situação de saturação (entre 7,5 a 8,5 mg/L) e o valor comum nos tanques de arejamento (2,0 a 2,5 mg/L).

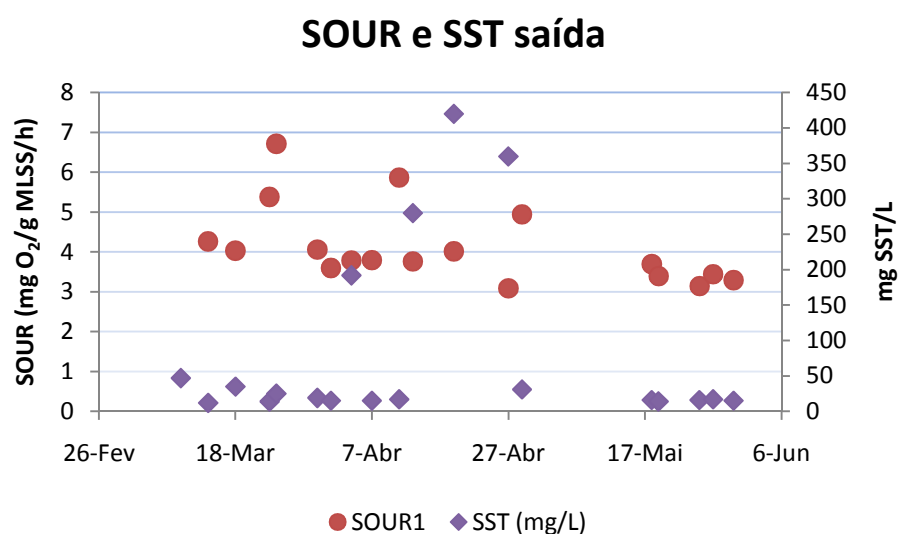


Figura 31 – Valores de SOUR e SST de efluente clarificado

Na impossibilidade de estabelecer uma relação entre o SOUR e o IVL, tentou-se obter outro indicador de decantabilidade para a exprimir. Embora o arraste de sólidos suspensos totais para o efluente clarificado não ocorra sempre que a decantação não se processa como o desejado, pode dizer-se que, pelo contrário, quando o teor em SST é elevado na saída de decantação, ocorreu alguma irregularidade nesta etapa. Os resultados para SST foram gentilmente cedidos por um outro estudo da ETAR a decorrer no LES no mesmo período de amostragem.

Ressalvando a responsabilidade das questões hidráulicas no arraste de sólidos para o efluente clarificado em condições de má decantabilidade, poderia apontar-se por análise do gráfico da Figura 31, e com a informação sobre a relação de DASSANAYAKE (2007) na Figura 34, que os valores mais elevados para SOUR registados no fim de Março e início de Abril poderiam estar na origem do fenómeno que provocou o pico concentração em SST em Abril, correspondendo à sua previsão. Todavia, seria necessário analisar um maior número de amostras para poder comprovar esta relação.

Sendo a taxa específica de consumo de oxigénio uma forma de prever a carga orgânica e, consequentemente, a sedimentabilidade esperada da lama, tornou-se pertinente a análise da razão A/M ao reactor biológico.

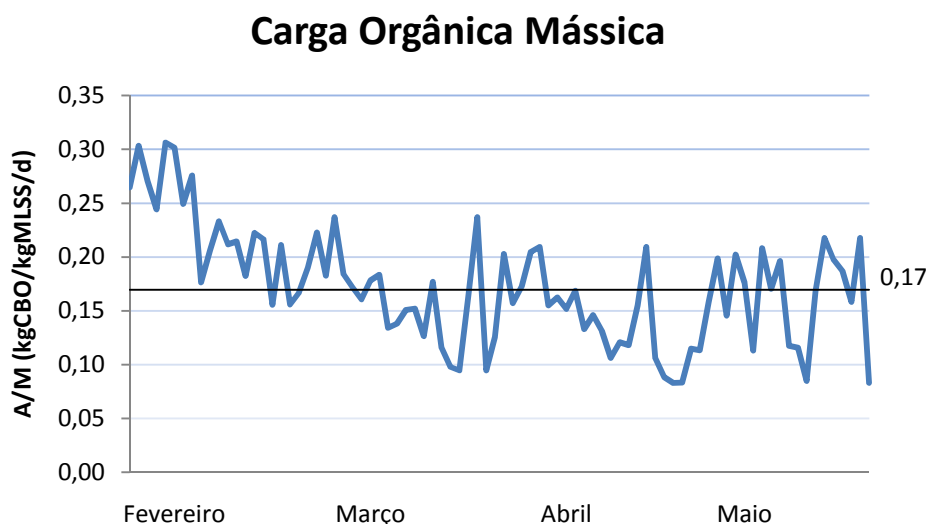


Figura 32 – Evolução da razão A/M ao longo do período de amostragem com as respectivas médias de 0,17 (kg CBO/kg MLSS/d)

Com dados fornecidos pela ETAR de Sobreiras: CBO₅ à entrada do reactor biológico e MLSS no arejamento, foi possível traçar a evolução da carga orgânica ao longo dos meses de ensaio (Figura 32). Assim, pode constatar-se que se trata de um sistema se apresenta em funcionamento de média carga com

um valor médio de 0,17 kg CBO/kg MLSS/d, tendo atingido o máximo e mínimo respectivamente com valores de 0,31 kg CBO/kg MLSS/d e 0,08 kg CBO/kg MLSS/d neste período.

De acordo com o âmbito do trabalho, seria expectável obter uma relação entre a análise de SOUR e a carga orgânica mássica da amostra. Embora as suas curvas apresentem alguma relação (Figura 33) para algumas sequências de amostras, como entre os ensaios 5 a 10, esta afinidade não é tão significativa quanto se esperava. O facto de os ensaios de CBO₅ serem realizados uma vez por semana também pode comprometer a correlação entre os parâmetros, além da referida variabilidade de amostragem e de homogeneização. O facto também de a carga se apresentar instável e relativamente elevada (média carga) para o esperado neste sistema de tratamento (baixa carga), também pode também desfavorecer a previsibilidade pelo método de SOUR.

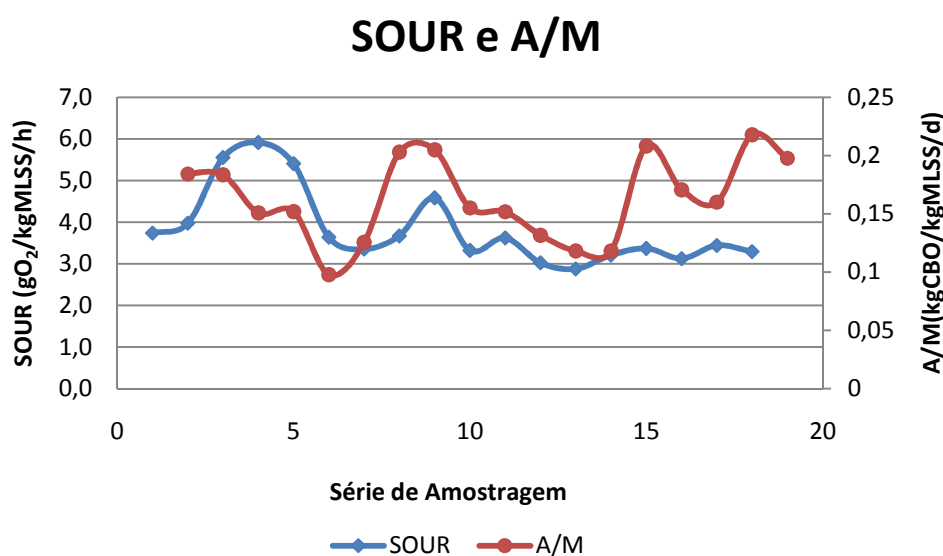


Figura 33 - Evolução da carga orgânica e dos resultados médios de ensaios de SOUR para a série de amostras

No entanto, pode assumir-se que esta relação entre o SOUR e a carga orgânica não seja de estabelecimento fácil em sistemas que apresentam variabilidade de carga, conforme as características do caudal afluente à ETAR. Para uma situação de maior estabilidade de caudal, como por exemplo numa ETAR de uma indústria alimentar, a monitorização SOUR pode revelar-se uma ferramenta mais ilustrativa do grau de tratamento.

Seria de esperar a obtenção de uma maior actividade microbiana, com reflexo numa elevada taxa de consumo de oxigénio com o aumento do factor “Microrganismos”. Este fundamento teórico não se revela de fácil confirmação por ensaio com base um sistema de tratamento de efluentes domésticos em contínuo. Para reactores de funcionamento em batelada, onde há um maior controlo sobre a carga do sistema, esta teoria pode ensaiar-se com maior segurança de previsibilidade de resultados. Esperar-se-ia também observar uma diminuição de decantabilidade com o aumento do SOUR.

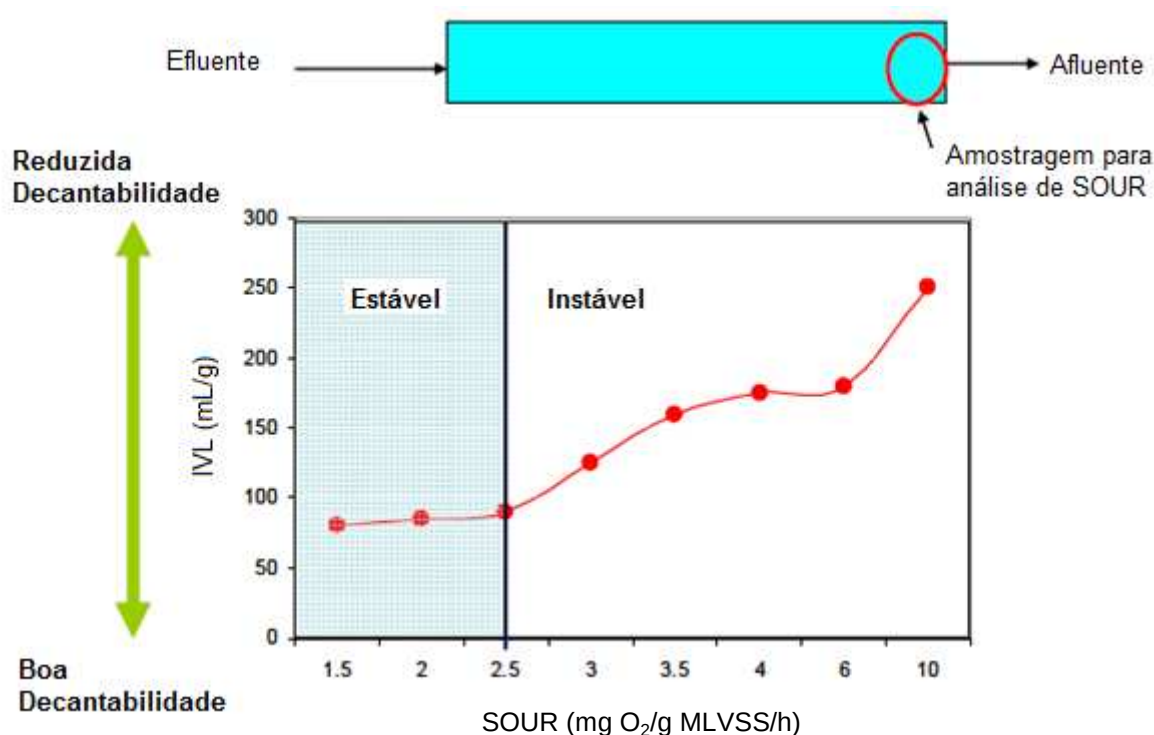


Figura 34 – Relação SOUR - IVL para previsão da decantabilidade das lamas (DASSANAYAKE, 2007)

A Figura 34 apresenta a relação entre o SOUR e IVL segundo DASSANAYAKE (2007) para um reactor fluxo-pistão. O estudo consistiu em analisar o IVL em função do SOUR à medida que se aumenta progressivamente a carga orgânica. O gráfico apresentado permite observar que há um valor de SOUR para o qual o IVL começa a subir e a tornar-se instável. Este valor pode ser traçado como indicador para antever irregularidades na decantabilidade, indicando a necessidade de efectuar ajustes antes que eles se manifestem no sistema (havendo tempo de retenção hidráulica suficiente para que o problema se reflecta na decantabilidade).

Tendo por base este estudo, pode indicar-se que as amostras analisadas se encontram na zona de instabilidade, com valores de SOUR acima de 2,5 mg O₂/g MLVSS/h (cerca de 1,75 mg O₂/g MLSS/h). De facto, obtiveram-se valores de carga orgânica e SOUR relativamente elevados e sedimentação desadequada. No entanto, seria interessante demonstrá-lo com os resultados de IVL para o caso em análise.

7.2 ENSAIOS DE DECANTABILIDADE

De acordo com os objectivos do trabalho, a determinação do IVL deveria ser um dos parâmetros mais relevantes a ensaiar. No entanto, dado o tipo de sedimentação incompleta obtida em todos os ensaios de proveta, não foi possível determinar o volume de lama decantada ao longo do tempo, pois apenas parte ou nenhuma tomava o sentido descendente, com a amostra em repouso. Assim sendo, a estratégia passou por realizar em paralelo ensaios de decantabilidade a 7 L com e sem agitação e proceder ao registo das observações.

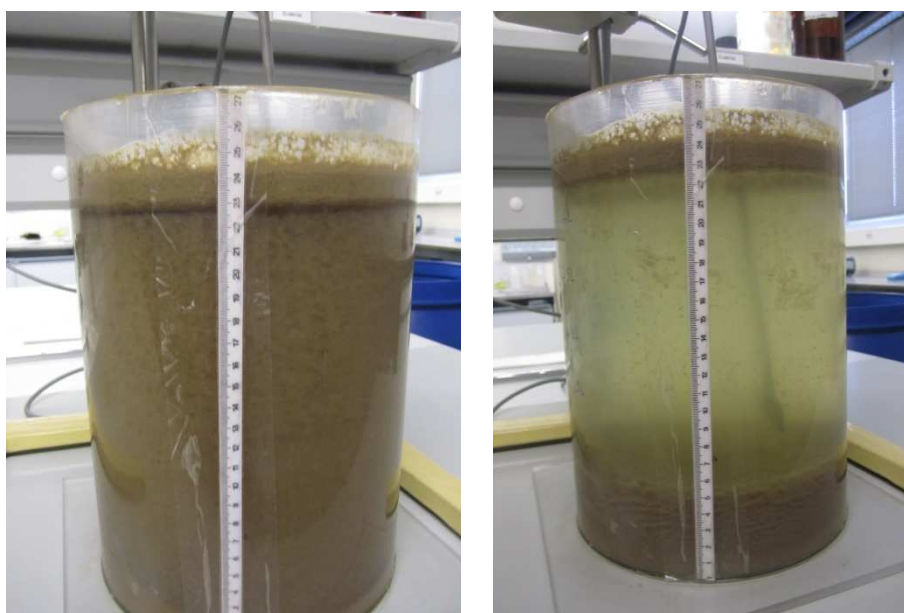


Figura 35 – Ensaio de decantabilidade de 7 L em agitação com partição superficial da lama (à esquerda) e persistência do sobrenadante em repouso (à direita)

A observação mais frequentemente registada nestes ensaios foi a divisão da lama por uma abertura na proximidade da superfície que determina o limite do sobrenadante, abaixo do qual o efluente tende a

apresentar-se clarificado. A Figura 35 ilustra a ocorrência deste fenómeno, com a persistência do sobrenadante tanto em agitação como em repouso. Esta situação pode indicar a estabilidade da camada de lama que se mantém à superfície durante a decantação. É de referir que a porção de lama que decanta, tem tendência a compactar.

Outro fenómeno de interesse para esta análise foi a observação de ascensão do manto de lamas devido ao arraste por bolhas de gás no seio destas. Esta ascensão apresentou-se por vezes total, como se pode observar pela sequência de figuras apresentadas na secção 7.3 Nitratos.

Estes ensaios apresentam uma simulação dos fenómenos que podem ocorrer na decantação secundária. Embora as condições ensaiadas não sejam uma reprodução rigorosa das condições a que está sujeito o licor misto no decantador secundário, os registos observados apresentam um indicador significativo do tipo de sedimentação que ocorre no processo de lamas activadas da ETAR. O gráfico da Figura 36 pretende representar o impacto que desequilíbrios da etapa de sedimentação induzem no efluente clarificado e, consequentemente, no efluente de saída da ETAR (Figura 52).

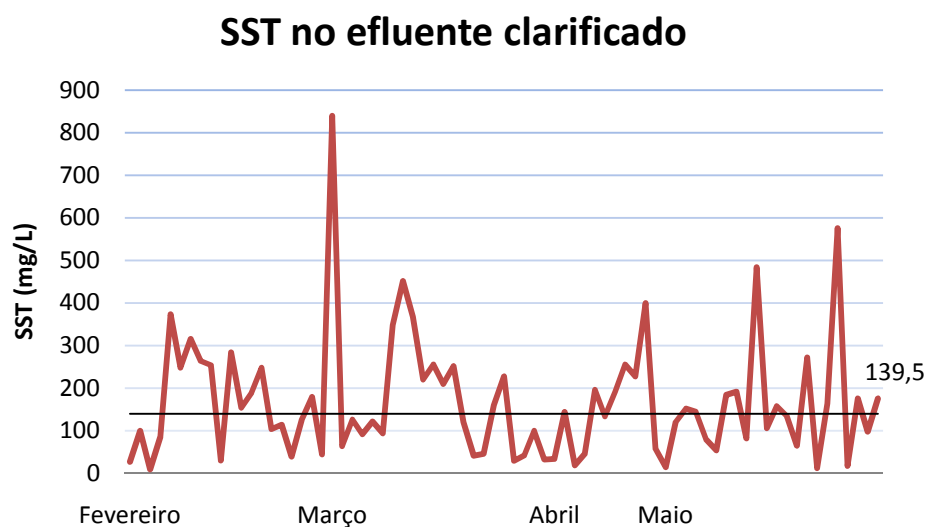


Figura 36 – Concentração de sólidos suspensos totais no efluente de saída do decantador

7.3 NITRATOS

Os gráficos apresentados nas Figuras 37 e 38 indicam a remoção de nitratos para tempos de ensaio de duas horas com determinação por *Kit Nanocolor® 400 D* com a amostra em agitação lenta de fundo e observação de lamas flutuantes.

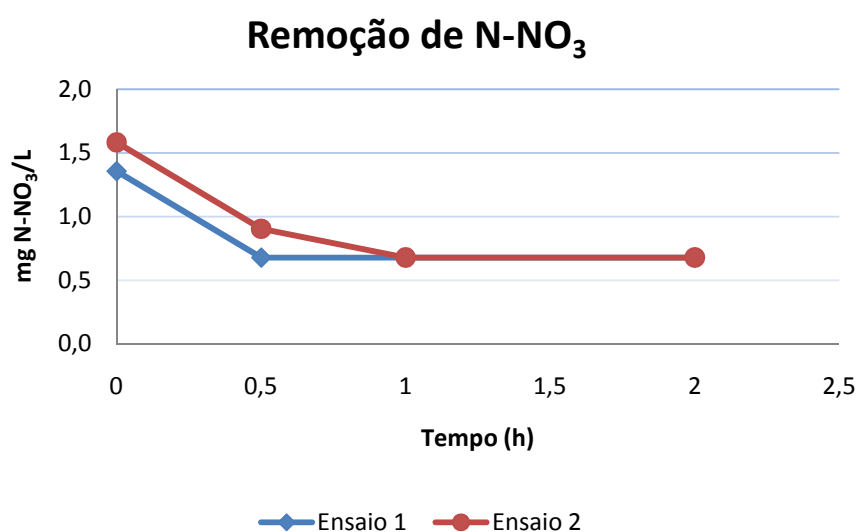


Figura 37 – Simulação da remoção de nitratos (amostra da entrada do decantador secundário)

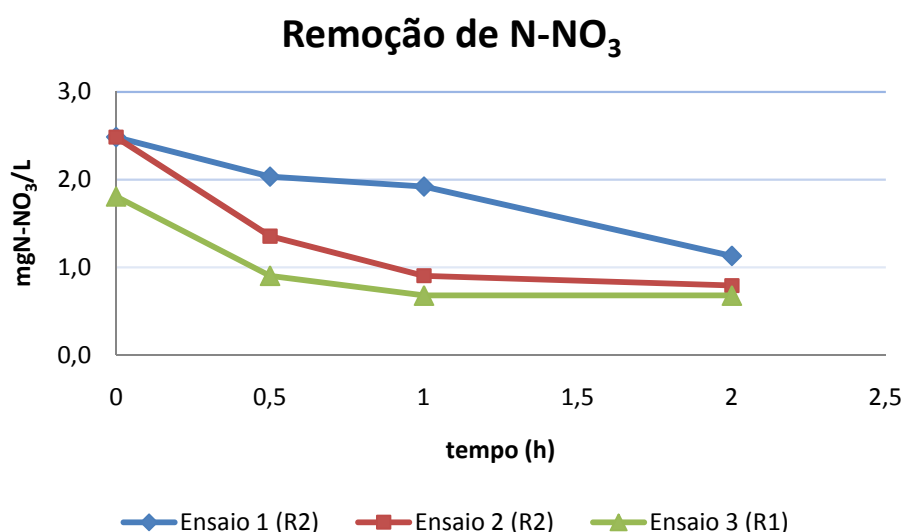


Figura 38 – Remoção de nitratos ao longo do tempo - amostra da saída do arejamento (R1: Reactor arejamento 1; R2: Reactor arejamento 2)

Por análise dos gráficos pode verificar-se que é possível detectar uma redução na concentração de nitratos ao longo do tempo, em condições de agitação lenta e ambiente desprovido de OD. Os valores obtidos para as amostras de saída do arejamento revelam uma maior amplitude, isto é, indicam uma capacidade de desnitrificação maior, dada a sua concentração inicial em nitratos. Pode ser um indicador de que até à entrada do decantador haja alguma conversão de nitratos. Analisa-se ainda que, nos 30 minutos iniciais de ensaio, a redução detectada foi globalmente mais significativa, sendo reduzida cerca de metade da concentração inicial em nitratos para todas as amostras. A concentração final obtida, de 0,7 mg N-NO₃/L, corresponde ao valor esperado para este parâmetro à saída da ETAR.

A Figura 39 mostra o fenómeno de ascensão de lamas em ensaios de decantabilidade e a presença de quantidade significativa de pequenas bolhas gasosas no seio do licor misto (que aderem ao recipiente plástico).

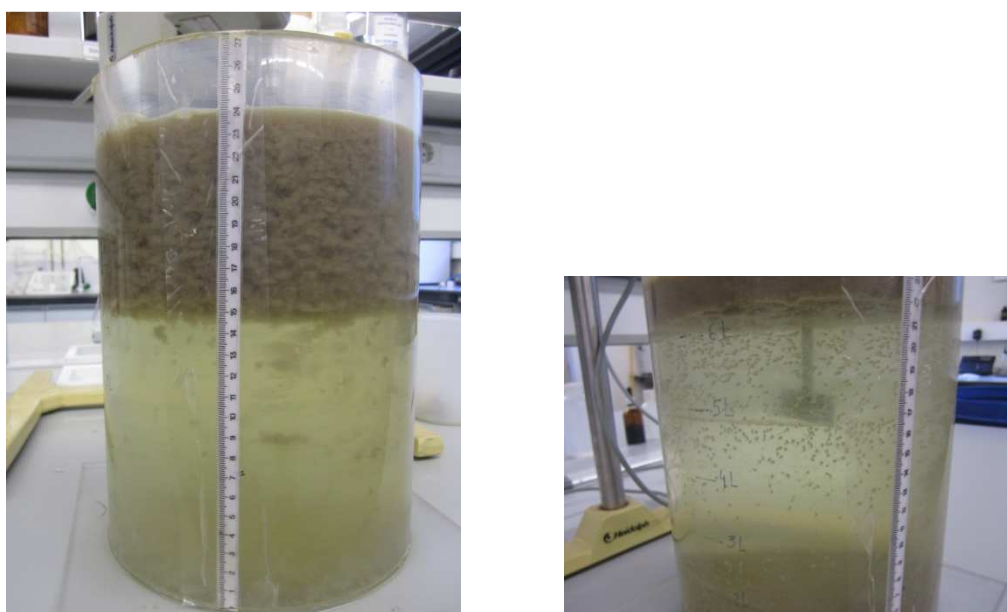


Figura 39 - Ascensão de lamas com presença de bolhas de gás que aderem ao recipiente plástico do ensaio (2011/04/13)

Os ensaios que indicaram claramente o fenómeno de ascensão de lamas foram aqueles em que foi possível observar a sedimentação dos flocos num manto num período de 30 minutos, registando-se apenas a observação de uma fina camada de sobrenadante. No entanto, após algumas horas em repouso, este manto apresentava a tendência de ascender na totalidade. As Figuras 40 a 45 apresentam uma situação típica desta ocorrência.



Figura 40 – Formação de flocos (com aspecto de nuvens) e tendência de sedimentação no início do ensaio sem agitação (2011/04/01)



Figura 41 – Lama sedimentada com tendência a compactar aos 9 minutos de ensaio e registo de uma camada de sobrenadante com bolhas de gás, sem ocorrência de ascensão de flocos (2011/04/01)



Figura 42 – Aspecto da fina camada de sobrenadante com pequenas bolhas de gás no minuto 11 de ensaio (2011/04/01)



Figura 43 – Aspecto volumoso da porção de lama decantada (2011/04/01)

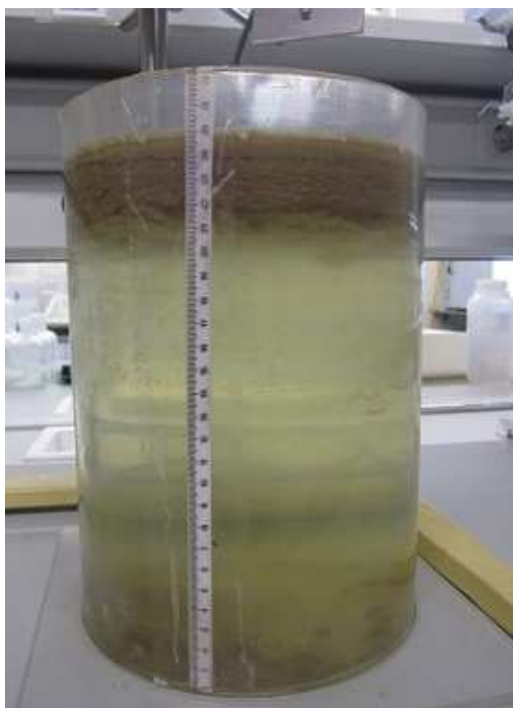


Figura 44 – Ascensão de lamas após compressão do manto num efluente pouco turvo passadas várias horas de ensaio (2011/04/01)



Figura 45 – Efluente bastante clarificado, em lamas ascensionais com presença de alguns flocos no fundo (2011/04/01)

Pela análise do gráfico da Figura 46 conclui-se que há uma ligeira subida de pH nos decantadores secundários. Os valores médios ao longo do período de amostragem correspondem a um pH de 6,8 à entrada e de 7,1 à saída, o que resulta numa elevação média no pH de 0,3.

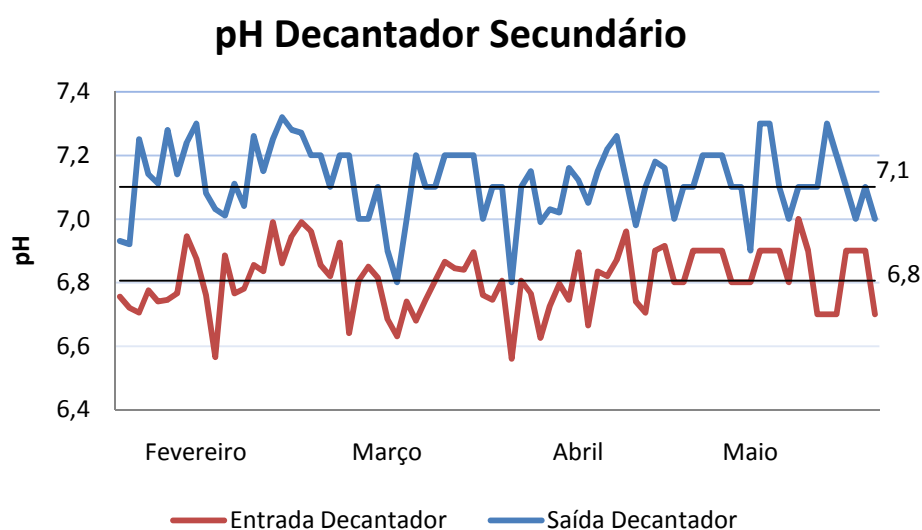


Figura 46 – Gráfico ilustrativo do aumento de pH no decantador secundário e respectivos valores médios

Como se pode analisar pelas Equações 4 e 5 (Capítulo 2: Processo de Lamas Activadas) o pH aumenta com a desnitrificação, havendo a formação de duas moles de OH^- por mole N_2 . Assim sendo, este registo revela-se concordante com a possibilidade da ocorrência de desnitrificação no decantador secundário.

7.4 CARÊNCIA QUÍMICA DE OXIGÉNIO (CQO)

Os resultados da CQO total (Figura 47), isto é, da amostra sem filtração, apresentam-se compreendidos entre 1481 e 3120 $\text{mg O}_2/\text{L}$, com o respectivo valor médio de 2679 $\text{mg O}_2/\text{L}$. Esta oscilação pode dever-se não só à variação de concentração de sólidos suspensos presentes, como ao tipo de homogeneização conseguida em cada análise e à própria colheita da amostra.

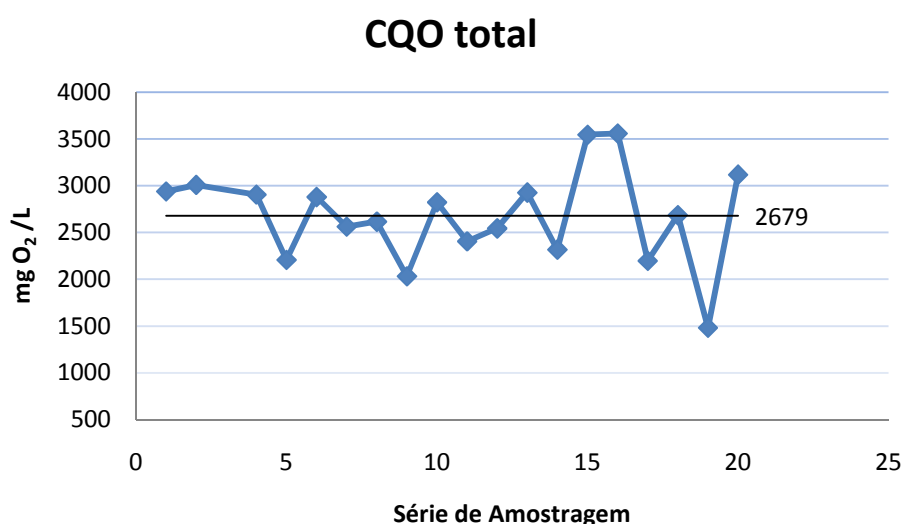


Figura 47 – Distribuição dos valores da CQO total e valor médio

A CQO dissolvida permite prever a matéria orgânica biodegradável e não biodegradável que não se encontra dependente da eficiência da etapa de separação sólido-líquido. Uma vez que se encontra na forma solúvel, permanece no efluente clarificado após filtração.

Os resultados da CQO dissolvida (Figura 48), isto é, da amostra filtrada, encontram-se compreendidos entre 68 e 445 $\text{mg O}_2/\text{L}$.

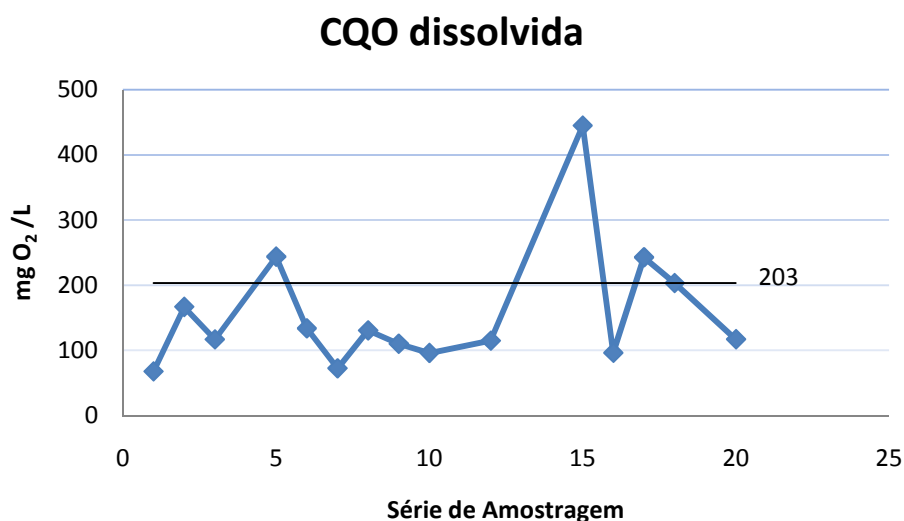


Figura 48 – Distribuição dos valores da CQO dissolvida e seu valor médio

O valor médio apresentado (203 mg O₂/L) pode considerar-se um pouco elevado por existência de um pico de concentração de 445 mg O₂/L. Este pode ter-se devido a erros de análise, no entanto também se manifestou nas análises de CQO total e azoto amoniacal. Esta anomalia pode ter tido origem em algum desequilíbrio de tratamento biológico. Os ensaios de decantabilidade apresentaram-se mais estáveis para a mesma amostra, possivelmente pela baixa concentração de nitratos disponível para conversão a azoto gasoso, uma vez que este se encontrava ainda na forma de azoto amoniacal (13 mg N-NH₃/L).

A CQO total indica o teor em matéria orgânica oxidável da amostra, enquanto a CQO dissolvida permite medir a concentração de matéria orgânica dissolvida (amostra filtrada). A diferença entre as duas permite saber qual a concentração de matéria orgânica da conferida pelos sólidos suspensos. Assim, em condições de funcionamento desadequado da etapa de sedimentação secundária, espera-se que este valor se reflecta na concentração de SSV no seu efluente de saída.

A relação estabelecida permite referir uma forma alternativa de avaliação da biomassa particulada à medição de SSV ensaiada por CONTRERAS *et al.* (2002).

Embora a análise da CQO dissolvida tenha tido algumas falhas de resultados devido aos factores de diluição utilizados para o ensaio para a concentração esperada, pode observar-se no gráfico da Figura 49 que, para as situações em que há um registo relativamente elevado de sólidos suspensos voláteis na saída

do clarificador, a sua concentração aproxima-se dos valores registados para a diferença entre a CQO total e a CQO dissolvida.

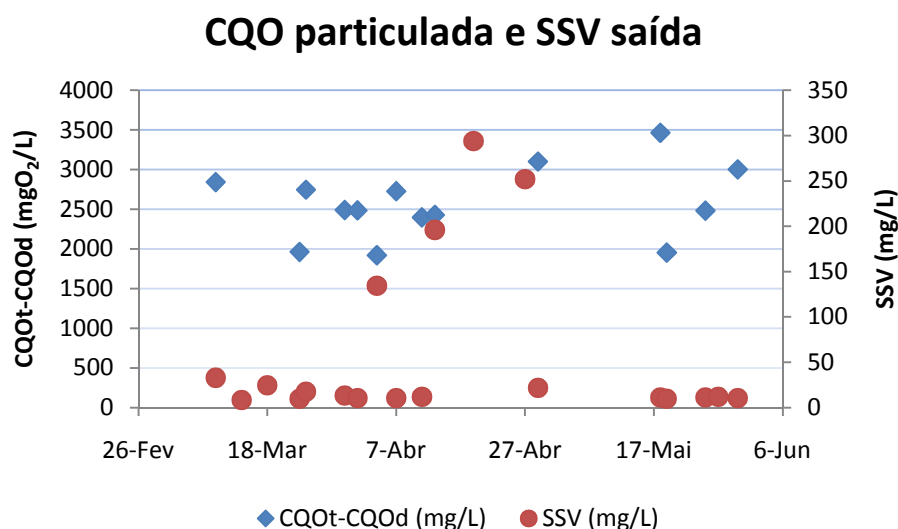


Figura 49 - Gráfico ilustrativo da evolução da diferença entre a CQO dissolvida e a CQO total e a concentração em SSV no efluente clarificado

7.5 AZOTO AMONIAL

A Figura 50 apresenta o gráfico com os resultados dos valores de azoto amoniacal ao longo do período de ensaio. O valor mais reduzido registado foi de 1,46 mg N-NH₃/L e o mais elevado de 12,56 mg N-NH₃/L. Tendo em conta que o valor limite de projecto para emissão de formas de azoto é estabelecido em 10,0 mg N/L, este registo pode indicar um desequilíbrio de processo biológico.

O valor médio de 4,22 mg N-NH₃/L é relativamente elevado em comparação com a maioria dos ensaios, devido ao pico de concentração determinado para a amostra 15. Como analisado, esta amostra revelou menor indicação de tratamento biológico completo. Foi, no entanto, a amostra que melhor se comportou nos ensaios de decantabilidade, possivelmente por dispor de menor concentração de nitrato disponível para desnitrificação.

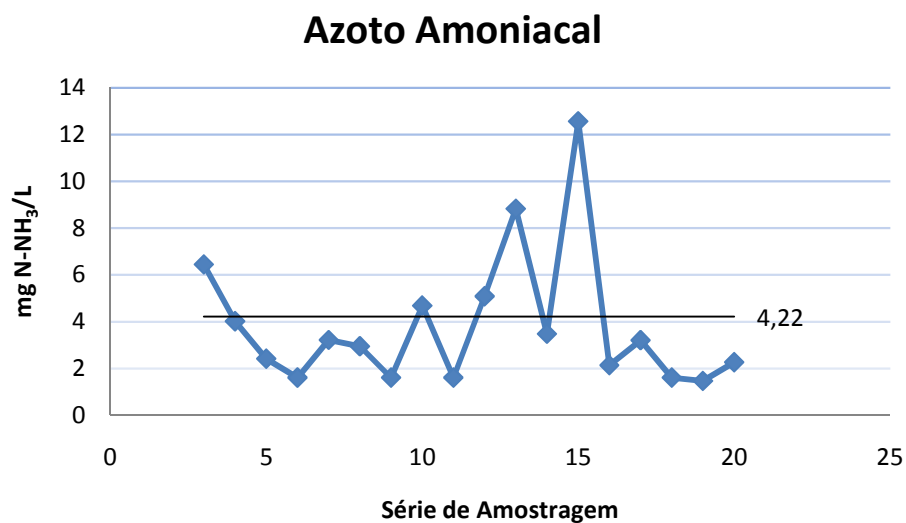


Figura 50 - Distribuição dos valores de azoto amoniacal e seu valor médio ao longo do período de amostragem

7.6 *MIXED LIQUOR SUSPENDED SOLIDS (MLSS)*

Os resultados da análise laboratorial de sólidos suspensos totais, que traduz o teor de MLSS, ao longo do período de amostragem são apresentados no gráfico da Figura 51 onde se encontra destacado o valor médio de 2678 mg/L. Os valores máximo e mínimo registados foram de 4380 mg/L e 1634 mg/L, respectivamente.

Estes valores apresentam algumas oscilações que se encontram relacionadas não só com o teor de sólidos suspensos do licor misto como também com o grau de homogeneização conseguida. O rigor na colheita da amostra influenciar significativamente este parâmetro. Esta análise, feita para todas as amostras, foi essencial para o cálculo de SOUR, reflectindo-se também nos resultados da CQO total e nos ensaios de decantabilidade (maior volume de sólidos observável).

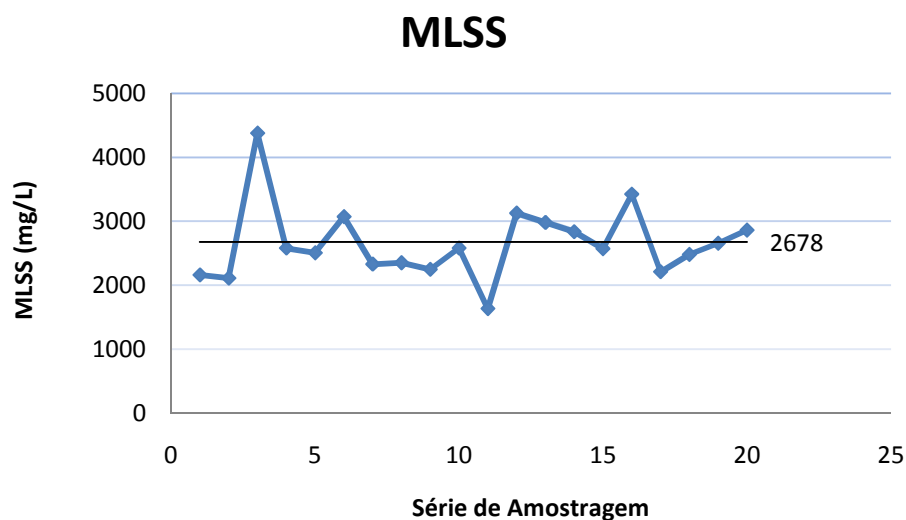


Figura 51 – Distribuição dos valores de MLSS e valor médio para a série de amostras

Para uma avaliação mais global da eficiência do processo, apresenta-se o gráfico dos valores de SST e CQO para o efluente final (saída da ETAR).

Pode verificar-se pela análise do gráfico da Figura 52 que há períodos, correspondentes aos picos de concentração, em que o processo de tratamento não atinge os objectivos de obtenção de um efluente final com qualidade, de acordo com as disposições legais.

Por comparação com o gráfico da Figura 36 pode inferir-se que os períodos de funcionamento desadequado dos clarificadores secundários, expressos em termos de concentração de SST no efluente clarificado têm influência significativa nas amplitudes dos parâmetros CQO e SST no efluente de saída da ETAR. Assim sendo, pode concluir-se que as irregularidades verificadas na decantação comprometem o bom funcionamento da ETAR.

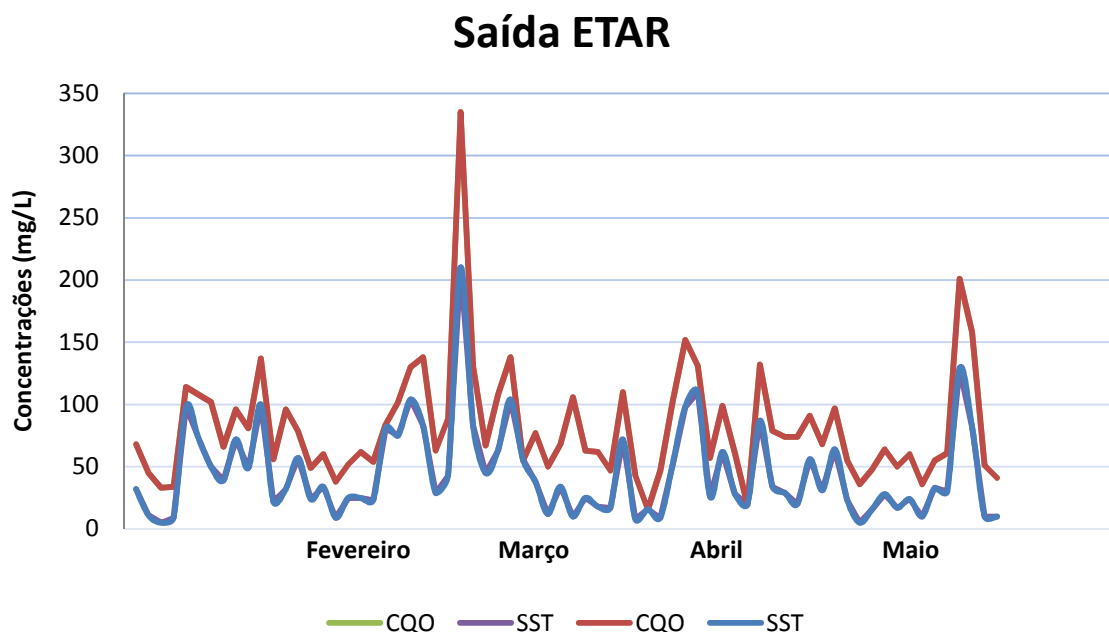


Figura 52 – Gráfico dos parâmetros SST e CQO à saída da ETAR

7.7 MICROBIOLOGIA

A análise de microscopia permitiu a observação dos protozoários predominantes, da formação e disposição dos flocos e da extensão de filamentos.

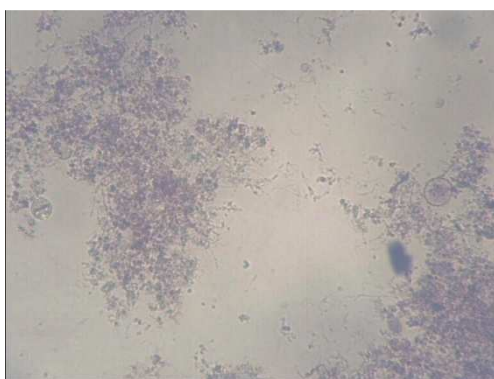


Figura 53 – Agregação de flocos 100x (2011/04/07)

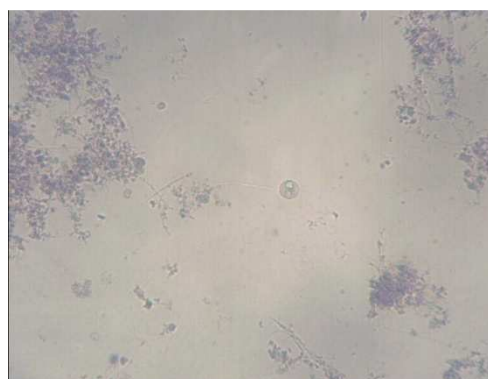


Figura 54 – Flocos com filamentos e protozoário flagelado 400x (2011/04/07)

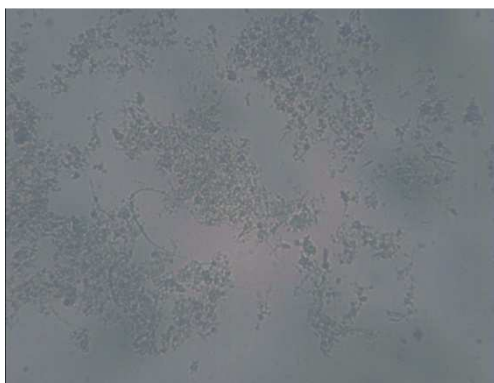


Figura 55 – Flocos do licor misto com observação de ramificações filamentosas 100x (2011/06/09)

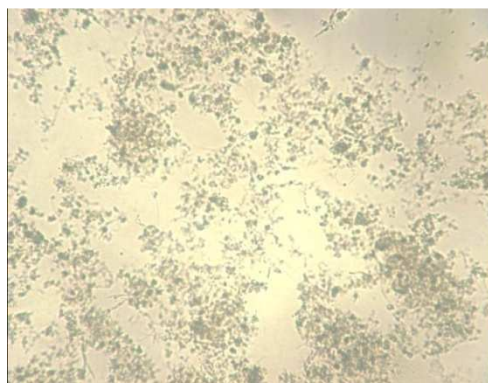


Figura 56 – Visão geral da agregação dos flocos no licor misto 100x (2011/06/09)

A Figura 53 ilustra a observação da disposição dos flocos no seio do licor misto e a Figura 54 apresenta uma maior ampliação onde é possível observar alguns filamentos no seio dos flocos. As Figuras 55 e 56 mostram o aspecto dos flocos típicos das lammas sedimentadas, apresentando uma maior densidade (amostra de fundo).

As imagens das Figuras 57 e 58 mostram bactérias filamentosas, em ampliação de 1000x.

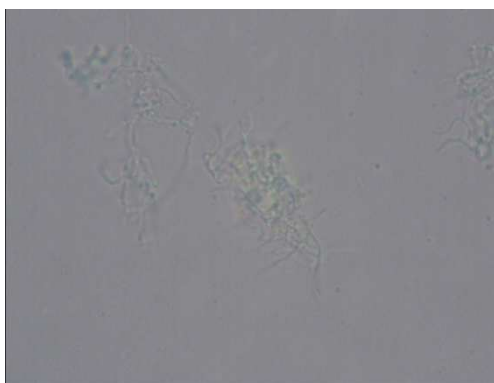


Figura 57 – Flocos com ramificações filamentosas pronunciadas 1000x (2011/06/09)

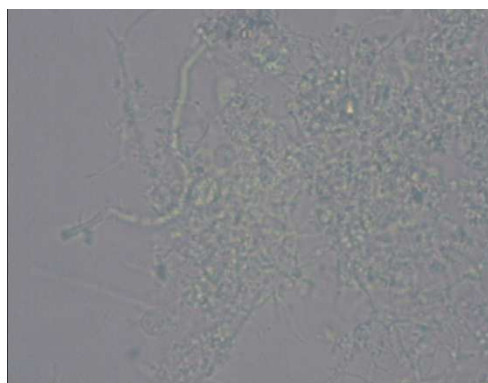


Figura 58 – Organismos filamentosos 1000x (2011/06/09)

As Figuras 59 a 61 apresentam ciliados sésseis (fixos) característicos em colonização de flocos de lammas de boa decantabilidade, a par da observação de ciliados móveis de fundo.



Figura 59 – Ciliados Sésseis 400x (2011/04/07)

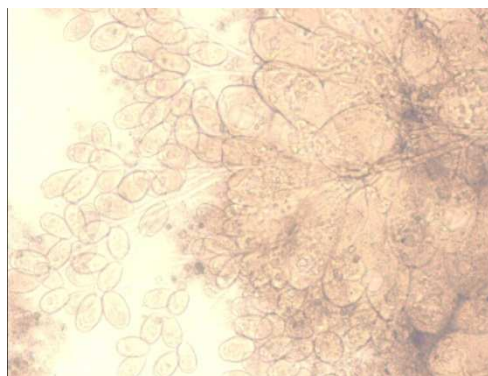


Figura 60 – Ciliados Sésseis 100x (2011/04/07)



Figura 61 – Colonização típica de flocos com boa condição de sedimentação 100x (2011/04/07)

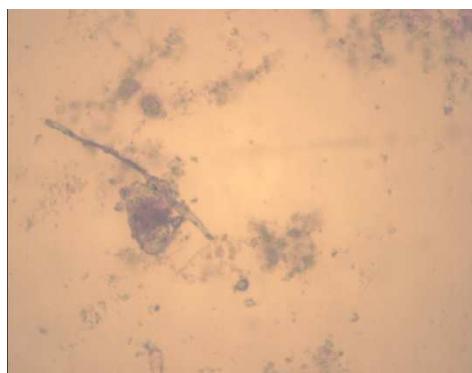


Figura 62 – Bactéria filamentosa a atravessar flocos 100x (2011/06/09).

A colonização típica de flocos, possivelmente do tipo *Vorticella* da Figura 61 é apresentada por oposição à fotografia da Figura 62 onde pode observar-se um extenso filamento enraizado num flocos, característica de fenómenos de proliferação de bactérias filamentosas.

A frequente observação de ciliados sésseis e móveis de fundo durante a maior parte do período de amostragem indica boa eficiência de tratamento. Houve, no entanto, períodos como o mês de Junho em que foi mais difícil detectar as colonizações típicas, observando-se formações filamentosas no licor misto.

7.8 CONCLUSÕES

De acordo com a informação geral obtida na bibliografia, a melhor aquisição de dados a ser feita em processos de lamas activadas é aquela que é obtida de forma sensorial a longo prazo. Isto é, o registo das observações visuais e também de odores característicos é a principal fonte de informação de um operador de ETAR. A formação de flocos em estrutura de “algodão” ou “nuvem”, características de uma lama jovem, a constituição espumosa ou esponjosa do sobrenadante, a formação e ascensão de bolhas de gás e os tipos de espuma foram os principais factores merecedores de atenção e registo ao longo do tempo.

As análises e seus resultados, revelaram-se uma parte estrutural do trabalho, mas foram essencialmente conduzidas pela observação cuidada das amostras e tanques de sedimentação da ETAR. Embora a monitorização diária da evolução fisiológica das lamas, com o estudo integrado dos parâmetros, tenha sido fundamental para atingir os objectivos, os principais resultados podem ser sintetizados de acordo com a Tabela 16.

Tabela 16 – Resultados quantitativos das análises laboratoriais com valores médio, máximo e mínimo

Parâmetro	CQO diss	CQO total	MLSS	SOUR ₁	SOUR ₂	Azoto amoniacal	Remoção de Nitratos (em 1h)	
	mg O ₂ /L	mg O ₂ /L	mg/L	mg O ₂ /g MLSS/h	mg O ₂ /g MLSS/h	mg N-NH ₃ /L	mg NO ₃ /L	mg N-NO ₃ /L
V. Médio	175	2679	2678	3,86	3,01	4,22	4,0	0,9
V. Máximo	445	3560	4380	6,71	6,74	12,56	7,0	1,6
V. Mínimo	8	1481	1634	3,08	2,54	1,46	2,5	0,6

A combinação dos resultados das análises laboratoriais com a observação dos organismos ao microscópio e ainda com dados da ETAR e condições climáticas (dias de chuva ou dias de calor que afectam as taxas de diluição ou a actividade dos microrganismos) foi orientando o trabalho prático no sentido da busca de uma explicação para o fenómeno que se deu como problema alvo do caso de estudo deste trabalho. De facto, a ocorrência de sedimentação apenas parcial e/ou ascensão total ou parcial de lamas foi registada em todas as amostragens, tanto as que foram transportadas da ETAR de Sobreiras para o LES (FEUP), como as que foram colhidas e analisadas na própria ETAR (e portanto, com um tempo de espera inferior a 10 min).

De acordo com os dados e observações registadas, é possível indicar que a causa deste problema de decantabilidade não tenha uma única origem. O estudo indica que a ocorrência de desnitrificação parece estar a processar-se. A informação visual da formação de bolhas de gás (possivelmente azoto gasoso) que tendem a não conseguir libertar-se, arrastando consigo flocos até à superfície (em flocos ou em manto), é um relevante indicador deste fenómeno. O gás, não conseguindo, na sua maioria, desagregar-se da camada de biomassa envolvente, acumula-se, com esta, na linha de superfície, favorecendo a fina espuma e completando a constituição do sobrenadante. Foi possível verificar, através da remoção de NO_3 ao longo do tempo logo após a colheita da amostra, que estão estabelecidas as condições para potenciar a desnitrificação no tanque de desgaseificação (após o arejamento) e no sedimentador secundário, havendo TRH suficiente para tal, uma vez que, de acordo com os resultados, a conversão de nitratos mais significativa ocorre num intervalo de 30 a 60 minutos a partir do momento em que o licor é sujeito a condições anóxicas.

O tipo de formação de flocos parece favorecer a ascensão de lamas na sedimentação. Por observação microscópica dos organismos presentes, é possível detectar ramificações e filamentos que se propagam além do floco de lama. A presença de bactérias filamentosas com uma proliferação superior ao desejável pode estar a contribuir para estes problemas de decantabilidade. No entanto, a identificação de bactérias exige técnicas especializadas e morosas, pelo que não foi possível afirmar quais as espécies presentes nas amostras analisadas.

Conclui-se que o problema em estudo tem a sua origem num conjunto de fenómenos que, conciliados, acentuam a dificuldade operacional no sentido de os eliminar. A presença de espumas densas (*foaming*) formadas no reactor que acompanham o licor misto até à entrada do decantador secundário, faz com que porções destas passem para o tanque de sedimentação onde flutuam, por vezes com o aspecto de bóias de formas irregulares à superfície.

Não foi possível estabelecer uma relação entre o SOUR e o IVL, devido ao comportamento das lamas no teste de decantabilidade. Embora as análises de SOUR se revelem globalmente concordantes com a carga orgânica mássica, isto é, registam-se valores relativamente elevados para ambos, não foi possível observar uma variação concordante ao longo do tempo. Observou-se, no entanto, o decaimento do SOUR para os ensaios sucessivos numa mesma amostra ao longo do tempo, por consumo de substrato. Assim, a relação pretendida entre a carga da amostra e o SOUR, pode ser teoricamente estabelecida. Pode também ser considerado que, dados os resultados elevados tanto para os testes de SOUR como para o cálculo da carga orgânica mássica do processo, ambos podem estar a relacionar-se com a variável sedimentabilidade de lamas.

É de referir que o tipo de amostragem e homogeneização podem induzir variabilidade significativa neste tipo de estudos. A esta questão acresce o facto de os pontos de amostragem escolhidos para esta análise apresentarem geralmente sobrenadante ou espumas que necessitavam de ser revolvidas e homogeneizadas antes da colheita. Para eliminar esta variabilidade seria importante proceder a um maior número de amostras.

8 ANÁLISE DE MEDIDAS DE CONTROLO

Aliando os resultados das análises laboratoriais com o registo de observações efectuado ao longo do período de amostragem, é possível inferir que o tratamento biológico se processa de forma satisfatória. Evidencia, no entanto, problemas de separação sólido-líquido na decantação secundária, parte integrante do processo de lamas activadas. Considera-se que a raiz dos problemas de formação de espumas persistentes e da ascensão de lamas no clarificador possa estar na presença de organismos filamentosos em excesso e libertação de azoto gasoso por desnitrificação, respectivamente.

A actuação em conformidade para minimizar ou eliminar os efeitos destes desequilíbrios na qualidade do efluente final pode ser feita em vários planos, de acordo com o apresentado na Tabela 17.

Tabela 17 – Selecção de medidas que podem ser aplicadas no controlo dos problemas analisados no caso de estudo

	Medidas analisadas	Considerações
Métodos Químicos	Adição de cloro ou peróxido de hidrogénio às lamas recirculadas	Adição de químicos ao processo biológico; método não selectivo; custos associados
	Adição de coagulante no decantador primário	Alteração à produção de lamas; custos associados; remoção de fósforo e azoto a montante do tratamento biológico
Métodos Físicos	Colocação de Barreiras	Método de contenção e de emergência
	<i>Sprays</i> de água	Método de contenção e de emergência; aumenta a diluição
	Alteração do tipo de filtração	Custo de instalação, espaço disponível; Não actua na causa do problema
Controlo Operacional	Diminuição da taxa de arejamento	Necessidade de arejamento para mistura no reactor
	Ajuste da taxa de recirculação de lamas	Alteração no processo biológico que se encontra em funcionamento satisfatório
	Ajuste da recirculação interna	
Medidas Selectivas	Uso de Selectores	Limitações devido à configuração da ETAR e do reactor; alteração do processo biológico

8.1 MÉTODOS OPERACIONAIS

O controlo de desnitrificação poderia ser feito por redução das taxas de arejamento à etapa aeróbia do reactor biológico para reduzir o OD que a recirculação interna (alimentação de nitratos) conduz à parte anóxica. No entanto, a mistura na fase aeróbia é conseguida por arejamento de fundo, pelo que este ajuste poderia causar zonas “mortas” no reactor, por agitação ineficiente.

Reduzir o tempo de residência do manto de lamas no clarificador secundário também seria uma hipótese interessante, para que fosse limitado o tempo que estas têm para ascender. No entanto, esta medida corresponde a uma maior taxa de recirculação e/ou purga, alterando a produção de lamas ou alterando a idade das lamas no sistema.

Poderia também aumentar-se a concentração de OD no clarificador secundário para limitar a nitrificação, através do aumento do arejamento perto da saída do reactor. No entanto, esta situação aumentaria também os níveis de oxigénio na recirculação interna, perturbando o funcionamento da parte anóxica do reactor e, consequentemente, pondo em causa a etapa de desnitrificação.

8.2 MÉTODOS QUÍMICOS

Foram ponderadas as medidas químicas descritas na revisão bibliográfica e a adição de coagulante ao decantador primário como propostas de métodos de controlo de decantabilidade. Uma vez que uma etapa de coagulação exigiria reavaliação do processo de tratamento da linha de lamas, aumentando a produção de lamas primárias e que removeria nutrientes a montante do tratamento biológico, é sugerida a adição de um agente químico para controlo da proliferação de organismos filamentosos.

É então sugerida a técnica de cloragem como um método de emergência e não como técnica a adoptar a longo prazo, uma vez que apenas permite conter as bactérias filamentosas por um curto espaço de tempo, sendo comum a referência de que posteriormente proliferam de forma mais intensa. A preferência pelo cloro prende-se com as questões práticas e financeiras, sendo de fácil armazenamento, transporte e disponibilização e sendo esperado o uso de uma dose menor para o mesmo efeito que com o peróxido de hidrogénio.

Podem então ser adicionadas pequenas doses (1 a 2 g Cl_2 /kg MLVSS/d) às caleiras de recirculação de lamas biológicas ou ao ponto de entrada de licor misto no decantador, dada a sua turbulência, factor

essencial para o sucesso da técnica. Sendo uma prática de tentativa-erro e pouco estável, aconselha-se a substituição desta medida logo que possível.

Esta medida, além de não actuar na causa, mas nos efeitos, pode representar uma preocupação acrescida para o operador da ETAR, uma vez que deve continuamente monitorizar o impacto da cloragem no sistema, através da avaliação do aspecto do efluente e da observação de protozoários. Dosagens excessivas podem causar danos mais nefastos que o problema original, provocando a total desagregação de flocos.

8.3 MÉTODOS ESPECÍFICOS

A opção por métodos específicos que permitam melhorar a adequação da comunidade microbiana ao processo biológico pode revelar-se tão atractiva como arriscada, dependendo da eficiência do tratamento actualmente atingida. Isto é, para estações de tratamento com graves problemas de separação sólido-líquido, nomeadamente os causados por proliferação de bactérias filamentosas, pode revelar-se um método bastante promissor. No entanto, para casos, como o da ETAR de Sobreiras, em que o processo biológico se encontra em funcionamento controlado, apesar de a etapa de decantação apresentar desequilíbrios, pode colocar-se em causa a estabilidade de processo até agora conseguido, pelo menos durante a fase de adaptação do sistema.

No entanto, com base em implementações bem sucedidas de selectores anaeróbios na selecção dos microrganismos indicados a continuar no sistema e consequente melhoria das características das lamas e bons resultados de sedimentabilidade, pode ser ponderada a implementação de um selector anaeróbio no início do reactor biológico. Esta nova etapa permite que os microrganismos sejam sujeitos a um ambiente desprovido de oxigénio no tratamento biológico, uma vez que a zona anóxica do reactor, recebendo recirculação interna da zona endógena, fica sempre exposta a um caudal de entrada com concentração de cerca de 2 mg O₂/L.

O dimensionamento de um selector anaeróbio, para cálculo dos volumes dos seus compartimentos (fisicamente separados ou não), passa pela avaliação das características do caudal afluente e do caudal de recirculação de lamas. Foi considerada a criação de três compartimentos para os quais os principais parâmetros de dimensionamento se encontram dispostos na Tabela 18.

Tabela 18 – Principais parâmetros e dimensionamento do selector anaeróbio proposto.

Parâmetro / Dimensão	Compartimento 1	Compartimento 2	Compartimento 3
Carga orgânica mássica (kg CBO/kg MLSS/d)	5,6	2,8	1,4
Remoção de CBO	10%	12%	15%
Potência de mistura sem arejamento (kW)	10,8	21,6	43,2
TRH (min)	14,4	28,8	57,6
Comprimento (m)	7,9	15,8	31,6
Volume (m ³)	540	1080	2160
Volume total (m ³)	3780		

Esta proposta apresenta a limitação de construção imposta pela configuração da própria ETAR (Figura 63). Embora possa ser considerada a inclusão da zona de contacto (selector) no próprio reactor, o tanque da ETAR de Sobreiras apresenta uma configuração pouco apropriada a alterações, havendo igualmente pouco espaço interno disponível.



Figura 63 – Vista do tipo de configuração de um dos reactores biológicos da ETAR de Sobreiras que limita a implementação de modificações de processo

8.4 MÉTODOS FÍSICOS

Os métodos de controlo de problemas de separação sólido-líquido após a etapa de tratamento biológico referidos na bibliografia actuam ou na causa do problema, no sentido de corrigir possíveis desequilíbrios de processo ou no efeito, de forma a evitar o arraste de sólidos para o efluente clarificado. As barreiras de contenção de espumas e a aplicação de *sprays* representam técnicas limitadas e temporárias, para situações de ocorrência inesperada de espuma, como contenção de emergência.

Em situações como a do caso de estudo em análise, em que o tratamento biológico apresenta bons indicadores de funcionamento, as medidas que visam modificações de processo, contemplam a possível consequência de o alterar de forma negativa. De facto, as alterações processuais em tratamento biológico influenciam inúmeros parâmetros aos quais a comunidade microbiana tem de se adaptar.

Analisando o tratamento de uma forma mais ampla, e sendo o objectivo de uma ETAR a obtenção de um efluente final de qualidade, que cumpra os limites de descarga dispostos na lei, podem ser consideradas a aplicação de medidas para a fase de tratamento terciário.

Assim, é proposta a melhoria do processo de filtração, para o qual é encaminhado o efluente clarificado. Uma vez que os SST de saída da decantação apresentam frequentemente valores aceitáveis, com a ocorrência algo frequente de picos, pode considerar-se que a eficiência da decantação secundária se apresenta pontualmente reduzida. Apesar de a decantabilidade das lamas apresentar irregularidades, o parâmetro que indica a eficiência da sedimentação é, de facto, a concentração de SST à saída dos clarificadores secundários.

Foi possível observar que a situações em que o efluente clarificado apresenta características desadequadas, com concentrações de SST e CQO elevadas, correspondem picos nos mesmos parâmetros no efluente final. Através desta análise pode concluir-se que a filtração no tratamento terciário não apresenta capacidade suficiente para barrar estas irregularidades processuais.

A filtração terciária actualmente em funcionamento é constituída por filtros de areia abertos em que efluente clarificado proveniente do tratamento biológico é distribuído sobre a areia de cada filtro. A velocidade de filtração é da ordem dos 7 m/h e o tempo de lavagem de 15 minutos com consumo de 180 m³ de água filtrada (que têm de ser encaminhados posteriormente à entrada da ETAR).

A lavagem dos filtros, que implica a sua paragem, passa pela fase de abaixamento do plano de água do filtro até ao nível do descarregador e lavagem por retorno de água filtrada conjugado com ar de lavagem e um varrimento com água clarificada a 7 m/h. Finalmente é feita uma lavagem por retorno de água filtrada com caudal de varrimento de água clarificada a 14 m/h. As águas de lavagem são recuperadas numa cisterna de água suja de 500 m³. Estas são elevadas a caudal constante à cabeça da estação por três grupos electrobomba do tipo submersível com um caudal unitário de 100 m³/h.

A melhoria desta etapa de tratamento apresenta benefícios para a estabilização da qualidade do efluente final, pode reduzir ao número de grupos electrobomba necessários na filtração e descarta a necessidade de reintrodução de um elevado caudal água suja (com as suas impurezas inorgânicas e bacteriológicas) à cabeça do processo. Apesar do custo de implantação de um novo sistema, a redução de custos operacionais e melhoria de processo pode traduzir-se num retorno apreciável.

Uma possibilidade seria a alteração do tipo dos filtros de areia existentes por filtros de areia *upflow* de filtragem rápida com capacidade de grandes caudais (Figura 64). Neste tipo de filtração, a alimentação é inserida na camada de areia superior através da abertura entre o tubo de alimentação e o tubo de elevação de ar, por distribuidores radiais. Enquanto o fluxo líquido corre para cima através do leito de areia, as matérias sólidas ficam nele retidas. O filtrado sai através da represa no topo do tanque. As matérias sólidas filtráveis, junto com as areias, são conduzidas para baixo para o tubo de elevação de ar, que se situa no centro do filtro. As areias e os sólidos são transportados através do tubo de elevação de ar para o lavador na parte superior do filtro. Aí ocorre a separação das partículas de matérias sólidas da areia. Para o processo de lavagem em contra-corrente é usada uma pequena parte do filtrado. As areias tratadas voltam ao leito enquanto os sólidos separados, junto com uma parte da água filtrada, são descarregados do filtro como água de lavagem.



Figura 64 – Filtros de areia de volume *upflow* contínuo (CONTIFLOW® Sandfilter CFSF). Imagem de Huber Technology

Embora estes equipamentos tenham alturas típicas de 1 a 2 m, caso se verifique que não há carga hidráulica disponível suficiente, e na necessidade de bombagem e consequentes gastos energéticos, pode optar-se por outro tipo de filtração como um microtamisador em substituição do filtro gravítico.

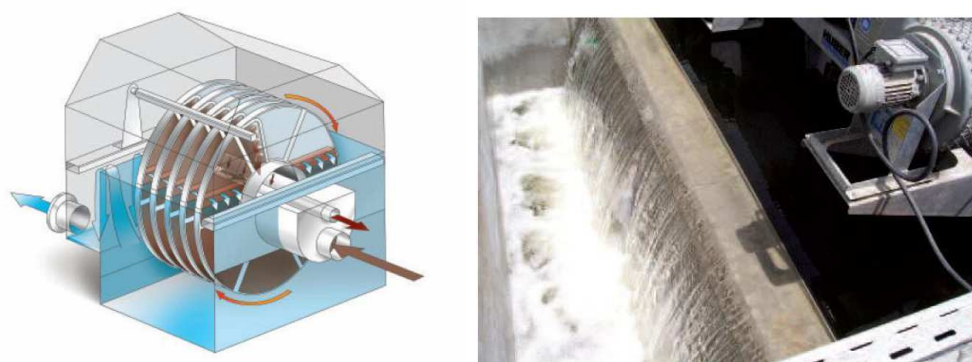


Figura 65 – Microtamisador de filtração em contínua (RoDisc® Micro-filtro de discos). Imagem de Huber Technology

Este tipo de microtamisador permite conseguir uma filtração fina de elevados caudais (na ordem dos 1500 m³/h para 30 discos filtrantes) havendo diâmetros de malha de 30 µm, adequado para os objectivos de tratamento terciário deste efluente. Funciona com base no princípio dos tambores de filtração, sendo a máquina constituída por discos de filtração rotativos dispostos na horizontal e instalados num veio central onde ficam submersos até 60%. O filtro é coberto por uma malha de rede suportada que é atravessada pelo efluente do interior para o exterior, sendo o filtrado descarregado pela parte frontal do equipamento (Figura 65). As partículas sólidas decantam na área de filtração e a malha de rede vai sendo preenchida, levando ao aumento da pressão diferencial. A limpeza é accionada quando é atingida uma pressão máxima seleccionada, com remoção das matérias sólidas com uma régua aspersora por meio de bomba, recorrendo a água filtrada, sem ser necessário parar a filtração para tal.

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho de investigação permitiu alcançar os objectivos traçados de estabelecimento de uma relação entre a caracterização fisiológica global do licor misto e a sua decantabilidade sob as actuais condições de funcionamento durante o período de análise.

Os resultados apresentados relativamente aos ensaios de SOUR, CQO, nitratos e azoto amoniacal, SST e ensaios de decantabilidade, em conjugação com os resultados da carga orgânica mássica e SST no efluente clarificado e análise de microscopia, permitem tecer as seguintes considerações:

- A determinação fisiológica global das amostras colhidas ao longo do período de estudo indica bom desempenho do sistema de tratamento biológico, apesar do ligeiro desequilíbrio que origina o problema de decantabilidade;
- A monitorização SOUR revela-se uma ferramenta valiosa, não tendo sido no entanto possível estabelecer a relação desejada com o IVL, uma vez que os ensaios de decantabilidade não permitiram a determinação do IVL devido à persistência de uma camada de lama à superfície ou da ascensão total das lamas (previamente decantadas ou não);
- Na tentativa de estabelecer uma relação com um outro parâmetro indicador das condições de decantabilidade, foram analisados os resultados de SOUR e de SST à saída do clarificador. Com base nos resultados obtidos pelo estudo de DASSANAYAKE (2007), em que é estabelecida a relação entre o SOUR e o IVL à medida que se aumenta a carga do sistema, pode concluir-se que os valores mais elevados para SOUR registados podem corresponder a previsões de problemas de decantabilidade, reflectindo-se no registo de picos nas concentrações SST no efluente clarificado. No entanto, este tipo de análise é interessante para previsão de problemas tipo *bulking*, não sendo significativa para estudo de desnitrificação na decantação secundária;
- Por análise da carga orgânica mássica no reactor para os meses de amostragem, é possível, que os valores relativamente elevados registados para SOUR e para a razão A/M tenham alguma relação, sendo indicadores de algum desequilíbrio pontual no sistema;
- Foi possível verificar o decaimento do SOUR ao longo do tempo, devido ao consumo de substrato na amostra, o que permite relacioná-lo teoricamente com a carga orgânica;

- Os desadequados fenómenos de sedimentação analisados em laboratório espelham os fenómenos a ocorrer no decantador secundário, que perturbam o funcionamento da ETAR, nomeadamente os parâmetros de descarga no meio receptor;
- As principais causas dos problemas a ocorrer nos clarificadores secundários parecem estar relacionadas com a ocorrência de desnitrificação nestes e com a formação de espumas, provavelmente devidas à proliferação de bactérias filamentosas;
- A análise de microscopia revelou períodos em que se observavam protozoários indicadores de boas condições de tratamento por lamas activadas, mas também foi possível observar organismos filamentosos que podem estar na origem da formação de espumas persistentes;
- A variabilidade induzida pelo tipo de amostragem num licor misto com espumas de superfície deve ser minimizada pela homogeneização da amostra antes da colheita e pelo aumento do número de amostras. A redução do tempo de espera entre as amostragens e os ensaios revelou-se valiosa para os ensaios de nitratos.

O impacto dos problemas de decantabilidade verificados nos decantadores secundários da ETAR de Sobreiras nas características do efluente clarificado é minimizado pela disposição das tubagens que conduzem o efluente à saída, estando situadas cerca de 30 cm abaixo da superfície. No entanto, os mesmos fenómenos podem implicar um significativo arraste de sólidos para o efluente clarificado em sistemas para os quais a saída de efluente clarificado é feita à superfície, por caleiras.

As possíveis soluções listadas para o problema em análise podem ser avaliadas de acordo com o tipo de método: operacional, químico, físico ou específico. Estas implicam alterações mais ou menos drásticas no sistema, a curto ou a longo prazo, actuando na causa ou no efeito no problema.

Como controlo operacional é indicada a alteração das taxas de recirculação, de forma a reduzir o tempo de residência do manto de lamas nos decantadores secundários e a diminuição das taxas de arejamento, para redução da concentração de O_2 na recirculação interna de alimentação de nitratos à parte anóxica do reactor. Por outro lado, poderia aumentar-se o arejamento na fase final do reactor aeróbio para conter a desnitrificação nos decantadores, mas isto aumentaria a concentração de OD a ser recirculada à parte anóxica do reactor, desfavorecendo o seu desempenho. As medidas operacionais são limitadas pelo sistema implementado e pela influência noutros parâmetros. Reflectindo sobre estas alternativas, pode concluir-se que dificilmente se conseguirá a minimização das condições que promovem a ocorrência de desnitrificação nos decantadores, uma vez que o licor misto que sai dos reactores de arejamento para os

tanques de decantação tem características semelhantes ao que é recirculado internamente para alimentação de nitratos à parte anóxica do reactor.

Para uma ideia da ordem de grandeza da capacidade da desnitrificação no fenómeno de ascensão de lamas, a conversão de 1,6 mg N-NO₃/L a N₂ gasoso, origina cerca de 40 mil milhões de bolhas de gás de 0,5 mm de diâmetro por hora (para um caudal de 1700 m³/h). Analisando a perspectiva de que não é possível conter o teor em nitratos do licor misto à entrada do decantador, é de prever a frequente flutuação de lamas.

Como medidas químicas são propostas técnicas de cloragem, como método de emergência, (ressalvando os riscos englobados) e a adição de um coagulante ao decantador primário, com a desvantagem de remoção de nutrientes a montante do tratamento biológico e do aumento da produção de lamas primárias.

Quanto às medidas físicas, são referidos os *sprays* de água e as barreiras de contenção, mais uma vez para utilização a curto prazo, em fenómenos de agravamento da formação de espumas. A alternativa de melhorar o sistema de tratamento terciário com a alteração do tipo de filtração parece ser uma das mais viáveis, apesar do necessário investimento inicial. A aplicação de um filtro de grandes caudais e com lavagem contínua permitiria controlar o efeito do problema, que apenas tem implicações na descarga pontualmente, sem alterar o processo de tratamento biológico que apresenta resultados satisfatórios. A proposta de implementação de um selector anaeróbio, conferindo ao sistema um processo de tratamento com massa microbiana seleccionada seria a mais idílica e talvez a mais limitada pelo tipo de configuração do reactor (fechado) e pelo reduzido espaço disponível na ETAR para alterações físicas (dimensionamento para 3700 m³).

A proposta que se destaca é a atenuação no efeito dos problemas de decantabilidade, por controlo dos sólidos suspensos que possam passar no efluente clarificado, por melhoria do equipamento de filtração sem alteração do tratamento biológico.

Como sugestões para trabalhos futuros pode referir-se a identificação de bactérias responsáveis pela formação de espumas persistentes; um ensaio comparativo de determinação fisiológica global de uma amostra com boas condições de decantabilidade; análise intensiva do fenómeno de desnitrificação nos decantadores secundários recorrendo a uma ou mais metodologias; monitorização comparativa recorrendo a teste de CBO₅ e SOUR; ensaios à escala piloto com coagulantes; ensaios à escala laboratorial com selector anaeróbio; análise custo-eficácia das alternativas de controlo dos problemas de decantabilidade.

10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, A. (2004). *Identificação de Bactérias Filamentosas em Processos de Lamas Activadas através da Técnica de Hibridização in-situ de Fluorescência (FISH)*. BRAGA: Universidade do Minho.
- AWWA, APHA, WEF. (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th Edition*.
- BITTON, G. (1994). *Wastewater Microbiology*. Gainesville - Florida, EUA: WILEY-LISS.
- CANLER, J.-P., PERRET, J.-M., DUCHÈNE, P., & COTTEUX, E. (1999). *Aide au Diagnostic des Stations d'épuration par l'observation Microscopique des Bous Activées*. Paris: Cemagref Editions.
- CASSINI, A., TESSARO, I., & MARCZAK, L. (Abril de 2011). Ultrafiltration of Wastewater from Isolated Soy Protein Production: Fouling Tendencies and Mechanisms. *Separation Science & Technology* , pp. Vol.46,7,991077-1086.
- CHA, D., JENKINS, D., LEWIS, W., & KIDO, W. (1992). Process Control Factors Influencing Nocardia Populations in Activated Sludge. *Water Environment Research* , 64,1, pp37-43.
- CONTRERAS, E., BERTOLA, N., GIANNUZZI, L., & ZARITZKY, N. (2002). A Modified Method to Determine Biomass Concentration as COD in Pure Cultures and in Activated Sludge Systems. *WaterSA* , Vol.28 No.4.
- DASSANAYAKE, C. (2007). Use of Oxygen Uptake Rate (OUR) as a Tool to Start Up, Predict Process Instability, Perform Rapid Process Optimization, and Monitor Nitrifier Population Dynamics in Biological Nitrogen Removal (BNR) Systems . *Texas Water Conference* .
- GERARDI, M. (2002). *Settleability Problems and Loss of Solids in the Activated Sludge Process*. New Jersey: Wiley-Interscience.
- GRAY, N. F. (2004). *Biology of Wastewater Treatment, Series on Environmental Science and Management - Vol. 4*. Ireland, 2ª Edição: Imperial College Press, University of Dublin.
- HART, A. (1985). Scum Formation in a Nutrient Removal Activated Sludge Plant. *Water SA* , 11(4)pp171-179.
- HOBSON, T. (2009). *Activated Sludge - Evaluating and Controlling Your Process (Seventh Edition)*. Kansas, EUA: Hobson's Choice Press.

JENKINS, D., RICHARD, M., & DAIGGER, G. (1984 a). *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming*. Pretoria: Water Research Commission.

JENKINS, D., RICHARD, M., & DAIGGER, G. (2004). *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking, Foaming and Other Solids Separation Problems, 3rd Edition*. Florida, EUA: CRC PRESS.

JORDÃO, E., & SOBRINHO, P. (1998). Parâmetros e Critérios de Dimensionamento de Câmaras Seletoras. *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental* (pp. p1-11). Lima: AIDIS.

MADONI, DAVOLI, P., & SETEFANINI, L. (1996). *Atlante Fotografico: Guida all'analisi microscopica del fango attivo*. Università degli Studi di Parma: AGAC Reggio Emilia.

MADONI, P., DAVOLI, D., & GIBIN, G. (2000). Survey of Filamentous Microorganisms from Bulking and Foaming Activated-Sludge Plants in Italy. *Wat. Res.* , 34(6) pp1767-1772.

MANGRUM, C. (1998). *The Effect of Anoxic Selectors on the Control of Activated Sludge Bulking and Foaming*. Virginia: Virginia Polytechnic Institute and State University .

METCALF, & EDDY. (2004). *Wastewater Engineering - Treatment and Reuse*. New York, 4ª Edição: McGraw Hill.

METCALF, & EDDY. (1991). *Wastewater Engineering - Treatment Disposal Reuse*. International Editions: McGraw-Hill.

MÜNCH, E., & POLLARD, P. (1997). Measuring Bacterial Biomass-COD in Wastewater Containing Particulate Matter. *Wat. Res.* , Vol.31,10,pp2550-2556.

NEETHLING, J., JENKINS, D., & JOHNSON, K. (1985a). Chemistry, Microbiology and Modelling of Chlorination for Activated Sludge Bulking Control. *Journal of Water Pollution Control Fed* , 57(8)pp882-889.

NICOLAU, A., MARTINS, M., MOTA, M., & LIMA, N. (2002). *Importância da Identificação das Espécies Responsáveis pelo Crescimento Filamentoso nas ETAR*. BRAGA: Universidade do Minho.

PITT, P., & JENKINS, D. (1990). Causes and Control of Nocardia in Activated Sludge. *J. Water Pollution Control Federation*.

PRETORIOUS, W., & LAUBSHER, C. (1987). Control of Biological Scum in Activated Sludge Plants by means of Selective Flotation. *Water Science Technology* , pp1003-1011.

RICHARD, M., SEAR-BROWN, & COLLINS, F. (2003). Activated Sludge Microbiology Problems and their Control. *20th Annual USEPA National Operator Trainers Conference*. Buffalo, NY.

SEVIOUR, E., WILLIAMS, C., SEVIOUR, R., SODDELL, J., & LINDREA, K. (1990). A Survey of Filamentous Bacteria Populations from Foaming Activated Sludge Plants in Australia. *Water Research*, 24,4, pp493-498.

SEVIOUR, R., & NIELSEN, P. H. (2010). *Microbial Ecology of Activated Sludge*. Londres: IWA PUBLISHING.

U.S. Environmental Protection Agency Office of Water. (2001). *METHOD 1683: Specific Oxygen Uptake Rate in Biosolids*. Washington, DC: Office of Science and Technology Engineering and Analysis Division (4303).

WANNER, J. (1994). *Activated Sludge Bulking and Foaming Control*. Lancaster, Pennsylvania: Technomic Publishing.

Legislação Consultada:

Decreto-Lei nº 152/97, de 19 de Junho, que transpõe para o direito interno a Directiva nº 91/271/CEE, do Conselho, de 21 de Maio, relativa ao tratamento de águas residuais urbanas

Decreto-Lei nº 348/98, de 9 de Novembro, que procede à alteração do Decreto-Lei nº 152/97, por transposição da Directiva nº 98/15/CE, da Comissão, de 27 de Fevereiro

11 ANEXOS

11.1 ANEXO A - LEGISLAÇÃO

Quadro A.1 – Requisitos de tratamento de águas residuais urbanas - resumo dos Quadros I e II do ANEXO 1 do Decreto-Lei nº 152/97, de 19 de Junho com as alterações publicadas no Decreto-Lei nº 348/98, de 9 de Novembro

Parâmetros	Concentração	% Mínima de redução	Método de referência
Carência bioquímica de oxigénio (CBO ₅ a 20 °C) sem nitrificação ⁽¹⁾	25 mg/L O ₂	70 - 90	Amostra homogeneizada não filtrada, não decantada. Determinação de oxigénio dissolvido antes e depois da incubação de cinco dias a 20 °C ± 1 °C em total ausência de luz. Adição de inibidor de nitrificação
Carência química de oxigénio (CQO)	125 mg/L O ₂	75	Amostra homogeneizada não filtrada, não decantada. Dicromato de potássio
Total de partículas sólidas em suspensão (facultativo)	35 mg/L	90	Filtração de uma amostra representativa através de um filtro de membrana de 0,45 µm. Secagem a 105°C e pesagem. Centrifugação de uma amostra representativa (durante pelo menos cinco minutos a aceleração média de 2800 a 3200 g), secagem a 105°C e pesagem.
Fósforo total	2 mg/L P (10000-100000 e.p.) 1mg/L p (mais de 100000 e.p.)	80	Espectrofotometria de absorção molecular
Azoto total ⁽²⁾	15 mg/L N (10000 - 100000 e.p.) 15 mg/L (mais de 100000 e.p.)	70-80	Espectrofotometria de absorção molecular

⁽¹⁾ Este parâmetro pode ser substituído por outro se for possível estabelecer uma relação com a CBO₅

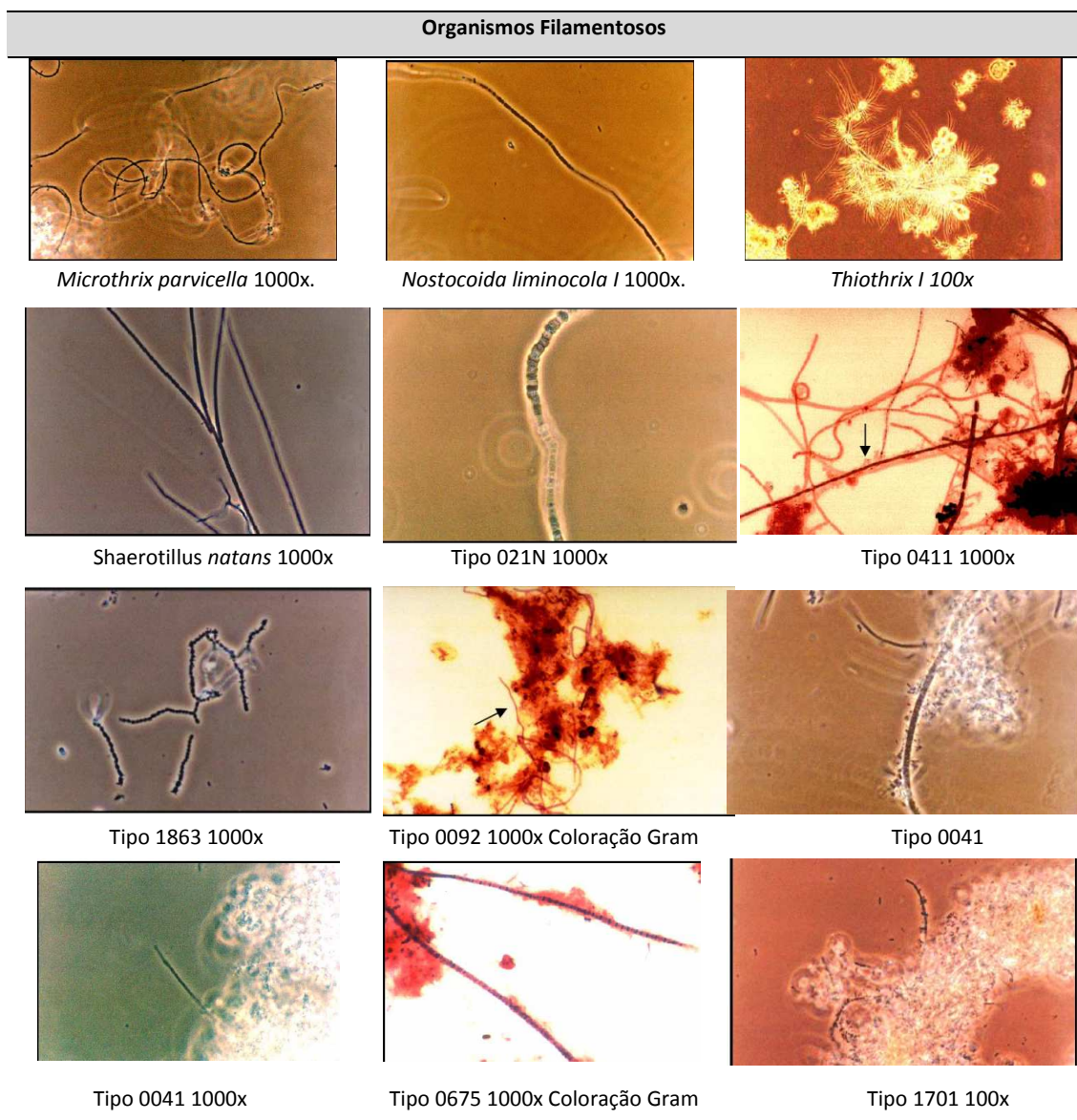
⁽²⁾ Azoto total: soma do teor total de azoto determinado pelo método de Kjeldahl (azoto orgânico e amoniacal) com o teor de azoto contido nos nitritos e nitratos

⁽³⁾ Os valores das concentrações apresentados representam médias anuais. No entanto, as exigências referentes ao azoto podem ser verificadas com base nas médias diárias caso se prove que o nível de protecção alcançado é idêntico. A média diária não deve exceder 20 mg/L de azoto para todas as amostras, a uma temperatura de efluente no reactor biológico maior ou igual a 12°C.

Os valores para Azoto e Fósforo indicados são aplicáveis a zonas sensíveis sujeitas a eutrofização, que não é o caso da ETAR de Sobreiras. Deve, no entanto, verificar-se o seu cumprimento para a manutenção de boas práticas e porque a lista de zonas sensíveis é reavaliada de 4 em 4 anos.

11.2 ANEXO B – IMAGENS DE MICRORGANISMOS TÍPICOS EM ETAR

Quadro B.1 – Imagens ilustrativas do tipo de observação microscópica comum em ETAR. Adaptado de Santa Cruz Produções *in* Abreu (2004)



Ciliados Nadadores



Cyclidium sp. C.C. Barra=10 µm



Telotroco de Vorticella C.C. Barra=10

Ciliados Sésseis



Carchesium sp.



Epistylis sp.



Opercularia sp.



Vorticella convallaria



Vorticella microstoma



Vorticella aquadileis

Ciliados Móveis de Fundo



Acineria sp.



Aspidisca sp.



Drepanomonas sp.

11.3 ANEXO C – TABELA DE RESULTADOS

Quadro C.1 – Resultados das análises laboratoriais para o caso de estudo, no período de análise

Amostra		CQO diss	CQO tot	MLSS	SOUR ₁	SOUR ₂	Azoto amoniacal	Remoção Nitrato (em 1h)
Data	Nº	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mg/L	mg O ₂ /g MLSS/h	mg O ₂ /g MLSS/h	mg N-NH ₃ /L	mg N-NO ₃ /L
4-Mar	1	68	2941	2160				
10-Mar	2	167	3010	2110				
14-Mar	3	117		4380	4,26	3,21	6,44	
18-Mar	4		2906	2580	4,03	3,92	4,01	
23-Mar	5	244	2208	2506	5,38	5,72	2,41	
24-Mar	6	134	2881	3074	6,71	5,11	1,60	
30-Mar	7	72	2563	2329	4,06	6,74	3,21	
1-Abr	8	131	2617	2351	3,60	3,67	2,94	
4-Abr	9	110	2032	2248	3,78	2,92	1,60	
7-Abr	10	96	2824	2582	3,79	3,55	4,68	
11-Abr	11	8	2406	1634	5,87	3,29	1,60	
13-Abr	12	115	2544	3127	3,76	2,87	5,08	
19-Abr	13		2928	2980	4,01	3,22	8,82	
27-Abr	14		2318	2836	3,08	2,95	3,47	
29-Abr	15	445	3548	2571	4,94	2,54	12,56	
18-Mai	16	96	3560	3425	3,69	2,71	2,13	
19-Mai	17	243	2197	2209	3,39	3,35	3,20	
25-Mai	18	203	2686	2480	3,14	3,10	1,60	
27-Mai	19		1481	2658	3,44		1,46	
30-Mai	20	117	3120	2862	3,29		2,26	
06-Jun	21							0,7
09-Jun	22							0,9
13-Jun	23							1,4
14-Jun	24							1,7
14-Jun	25							1,1