

Aplicação do processo *Oxic-Settling-Anoxic* para a minimização da produção de lamas ativadas

Ana Sara Correia Duarte Pires

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente

Orientador: Doutora Elizabeth da Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte

Coorientador: Doutora Rejane Helena Ribeiro da Costa

Doutora Cláudia Lavina Martins

Júri

Presidente: Doutor António José Guerreiro de Brito, Professor Associado com agregação do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa.

Vogais: Doutora Elizabeth Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte, Professora Catedrática do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa;

Doutora Rita do Amaral Fragoso, Professora Auxiliar Convidada do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa.

Agradecimentos

Gostaria de expressar os meus sinceros agradecimentos:

À Professora Doutora Elizabeth de Almeida Duarte, orientadora deste trabalho, por quem tenho o maior respeito e consideração. Agradeço-lhe todo o apoio, motivação, conselhos, cumplicidade e amizade transmitida ao longo do meu percurso académico.

À Professora Rejane Costa, coorientadora deste trabalho e responsável pelo Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU), por me ter recebido da melhor maneira possível no Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Ambiente (PPGEA) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), pelos conhecimentos transmitidos e por me ter possibilitado ótimas condições de trabalho e uma experiência espetacular.

À Cláudia Martins, coorientadora deste trabalho, pela experiência de laboratório transmitida durante a minha permanência no LABEFLU.

Ao Jorge por me ter recebido em sua casa de braços abertos, pelas conversas e conselhos, pelos passeios, pelos sorrisos e lágrimas, por ter feito parte de uma fase muito importante da minha vida e do meu percurso académico.

À Bruna e ao Wanderli pelo carinho, amizade, apoio e convívio. Grandes amizades que descobri do outro lado do Atlântico.

À Ana, ao Gustavo, ao Ademir, à Alesandra, à Sandra e à Jéssica por toda a ajuda, apoio e sugestões durante a minha presença no LABEFLU. A vossa boa disposição foi fundamental durante a realização de todas as análises.

À Lorena, ao Rodrigo, à Heloísa e ao Caio por terem estado sempre disponíveis para esclarecer as minhas dúvidas e terem contribuído bastante para a minha aprendizagem.

Ao Instituto Superior de Agronomia, por ser um dos lugares mais bonitos que conheço e por ter sido a minha segunda casa ao longo de cinco anos. As saudades serão muitas.

À Sara, ao Jonas e ao Tiago, por durante sete meses terem estado sempre à distância de um “clique”. Agradeço-vos a amizade, a paciência, a cumplicidade, o apoio, as gargalhadas e as longas horas de chamadas e de videoconferências.

À minha família: mãe, padrasto, mano, mana, avó Bia e avó Leonor. Muito obrigada pelo amparo, carinho e conselheirismo dado ao longo de todos estes anos.

Resumo

A grande quantidade de lama produzida pelos processos biológicos nas estações de tratamento de águas residuais (ETAR) é um dos maiores desafios do tratamento de águas residuais. A necessidade de desenvolvimento e de otimização de tecnologias alternativas para a minimização da produção de lamas torna-se uma temática de elevada relevância para a investigação científica. O objetivo deste estudo é avaliar a introdução de um reator anóxico na linha de recirculação de uma unidade experimental de tratamento de efluentes do tipo lamas ativadas, como estratégia operacional para minimização da produção de lama. O tempo de retenção hidráulico (TRH) escolhido para este reator foi de 24 horas. Foram realizados dois ensaios consecutivos utilizando diferentes processos de tratamento: o processo de lamas ativadas (ensaio de referência) e o processo *Oxic-Settling-Anoxic* (OSA) (ensaio de minimização). Os resultados demonstraram uma boa resposta por parte da unidade experimental ao aumento de carga orgânica, sem comprometer as eficiências de remoção. As análises microbiológicas revelaram a presença regular de flocos densos e microrganismos indicadores de estabilidade no sistema de tratamento, como *Vorticellas* sp., *Epistylis* sp., rotíferos, *Arcellas* sp. e *Aspidisca* sp. Os resultados obtidos no ensaio de minimização mostraram uma redução significativa na produção de lama, atingindo-se uma minimização de 78% com a aplicação do processo OSA.

Palavras-chave: águas residuais domésticas, lamas ativadas, *Oxic-Settling-Anoxic*, produção de lamas, minimização.

Abstract

The high amount of sludge generated by biological processes in wastewater treatment plants (WWTP) is one of the biggest challenges in wastewater treatment. The need for development and optimization of alternative technologies to minimize sludge production brings high relevance to scientific research in the field. The aim of this study is to evaluate the introduction of an anoxic reactor in the sludge return line of an activated sludge wastewater treatment system, as a strategy for minimization of sludge production. The hydraulic retention time (HRT) chosen for the anoxic reactor was 24 hours. Two consecutive trials using different treatment processes were performed: activated sludge (reference trial) and Oxic-Settling-Anoxic (OSA) process (minimization trial). The results showed good system response to organic overloading, not compromising removal efficiencies. Microbiological analysis showed the presence of dense flakes and stability indicator organisms in the treatment system, such as *Vorticellas* sp., *Epistylis* sp., Rotifers, *Arcellas* sp. and *Aspidisca* sp. The comparison of the results between reference and minimization essays, showed a 78% sludge production reduction for OSA process.

Keywords: domestic wastewater, activated sludge, Oxic-Settling-Anoxic, sludge production, minimization.

Extended abstract

Wastewater treatment by activated sludge process has become the most used treatment for domestic wastewater. The increase in wastewater treatment coverage in response to sanitary improvement has resulted in consequent increase of sludge production. The emphasis on the development of processes to reduce sludge production is currently a big challenge. This study focuses on the use of a modified activated sludge process, named Oxic-Settling-Anoxic (OSA) system, to achieve an effective reduction in excess sludge production.

The aim of this study was to evaluate the introduction of an anoxic reactor in the sludge return line of an activated sludge wastewater treatment process, OSA system, as a strategy for minimization of sludge production. The hydraulic retention time (HRT) chosen for the anoxic reactor was 24 h. Two consecutive trials using different treatment processes were performed: activated sludge (reference trial) and Oxic-Settling-Anoxic (OSA) process (minimization trial). Specific objectives were established: evaluation of the efficiency of the system performance and quality of the final effluent obtained using OSA process, evaluation of the microbiological characteristics of the mixed liquor present in the aerobic reactor during both processes and evaluation of the production of sludge in the OSA process comparing the amount obtained with the reference process (active sludge).

The results showed good system response to organic overloading, not compromising removal efficiencies. Presenting removal efficiencies higher than 80% of chemical oxygen demand (COD), total suspended solids (TSS) and volatile suspended solids (VSS), greater than 75% of biochemical oxygen demand (BOD₅), Kjeldahl nitrogen (KN), ammonium (NH₄⁺-N) and 50% of total phosphorus, in both trials. Microbiological analysis showed the presence of dense flakes and stability indicator organisms in the treatment system, such as *Vorticellas* sp., *Epistylis* sp., Rotifers, *Arcellas* sp. and *Aspidisca* sp.

The sludge production was 0.369 and 0.080 g TSS g⁻¹ COD in reference trial and minimization trial, respectively, reducing sludge production in 78% between both processes.

Keywords: domestic wastewater, activated sludge, Oxic-Settling-Anoxic, sludge production, minimization.

Conteúdo

1	Introdução.....	1
1.1	Enquadramento do tema.....	1
1.2	Objetivos	2
1.3	Motivação.....	2
1.4	Estrutura da dissertação	3
2	Revisão bibliográfica.....	5
2.1	Águas residuais	5
2.2	Processo de lamas ativadas	6
2.3	Produção de lama.....	10
2.4	Mecanismos e técnicas de minimização da produção de lama	11
2.5	Oxic-settling-anoxic/anaerobic process	12
3	Materiais e métodos	15
3.1	Localização da unidade piloto	15
3.2	Caraterização da unidade piloto.....	15
3.3	Modo de operação da unidade piloto	16
3.4	Plano de monitorização.....	17
3.5	Parâmetros operacionais	20
3.6	Estatística descritiva	22
4	Resultados e discussão.....	23
4.1	Caraterização do afluente	23
4.2	Oxigénio dissolvido, temperatura, pH e potencial de oxidação-redução.....	23
4.3	Carência química e bioquímica de oxigénio	25
4.4	Sólidos suspensos totais.....	27
4.5	Azoto Kjeldahl, azoto amoniacal, nitrito e nitrato	28
4.6	Fósforo total.....	30
4.7	Proteínas e polissacarídeos	31
4.8	Microscopia ótica	33
4.9	Fluorescence in situ hybridization	33
4.10	Parâmetros operacionais	35
4.11	Coefficiente de produção celular observado	36
5	Conclusão e considerações finais	39
	Referências bibliográficas	41

Índice de figuras

Figura 2.1: Representação esquemática do tratamento de águas residuais e das lamas produzidas. Adaptado de Paul & Liu (2012).	6
Figura 2.2: Representação esquemática do processo de lamas ativadas. Adaptado de Sperling (2007).....	6
Figura 3.1: Módulos experimentais. Reator aeróbio (a), decantador secundário (b) e reator anóxico (c).....	15
Figura 3.2: Fluxograma da unidade piloto. Entrada (E), reator aeróbio (RA), recirculação total (RT), saída (S) e reator anóxico (RAN).	16
Figura 4.1: Perfil da concentração de CQO afluente e efluente e respetiva eficiência de remoção ao longo dos ensaios de referência e de minimização.....	26
Figura 4.2: Perfil da concentração de CBO ₅ afluente e efluente e respetiva eficiência de remoção ao longo dos ensaios de referência e de minimização.....	27
Figura 4.3: Perfil da concentração de SST afluente e efluente, e respetiva eficiência de remoção alcançada ao longo dos ensaios de referência e de minimização.	28
Figura 4.4: Perfil da concentração de N-NH ₄ ⁺ afluente e efluente e da concentração de N-NO ₂ ⁻ e N-NO ₃ ⁻ efluente ao longo dos ensaios de referência e de minimização.	30
Figura 4.5: Perfil da concentração de P _T afluente e efluente e respetiva eficiência de remoção ao longo dos ensaios de referência e de minimização.....	31
Figura 4.6: Concentração de P _T e P _S no licor misto ao longo dos ensaios de referência e de minimização.....	32
Figura 4.7: (a) <i>Epistylis</i> sp. (aumento de 100x). (b) Floco de lama densa evidenciando boa estrutura e bactérias filamentosas (aumento 100x).	33
Figura 4.8: Proporção da distribuição bacteriana no licor misto analisada com a técnica de FISH nos ensaios de referência (ER) e de minimização (EM).	34
Figura 4.9: Células, presentes numa amostra de licor misto do ensaio de minimização, hibridizadas pela sonda Ntspa (DAPI em azul e hibridação em vermelho). Visualizações realizadas em microscópio epifluorescente (aumento 1000x).....	35
Figura 4.10: Coeficiente de produção celular observado obtido no ensaio de referência e no ensaio de minimização.....	37

Índice de quadros

Quadro 2.1: Classificação da sedimentação da lama de acordo com Sperling (2007).....	7
Quadro 3.1: Condições operacionais estabelecidas no ensaio de referêncica e no ensaio de minimização.....	17
Quadro 3.2: Parâmetros físico-químicos, metodologias adotadas, frequência analítica e amostras recolhidas.	19
Quadro 3.3: Sondas utilizadas na detecção de microrganismos, em amostras de lama ativada, pela técnica de FISH.	20
Quadro 4.1: Caraterização do afluente durante o ensaio de referência (ER) e o ensaio de minimização (EM) (valor médio \pm desvio padrão).....	23
Quadro 4.2: Resultados de OD, T e pH medidos <i>in situ</i> no reator aeróbio no ensaio de referência e no ensaio de minimização.....	24
Quadro 4.3: Resultados de OD e ORP medidos <i>in situ</i> no reator de armazenamento de lamas no ensaio de minimização.....	25
Quadro 4.4: Concentração de CQO, CQO _s e CBO ₅ afluente e efluente no ensaio de referência e no ensaio de minimização (valor médio \pm desvio padrão).....	25
Quadro 4.5: Concentração de SST e SSV afluente e efluente no ensaio de referência e no ensaio de minimização (valor médio \pm desvio padrão).....	27
Quadro 4.6: Concentração de NK, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ e N-NO ₃ ⁻ afluente e efluente no ensaio de referência e no ensaio de minimização.....	29
Quadro 4.7: Concentração de P _T afluente e efluente no ensaio de referência e no ensaio de minimização (valor médio \pm desvio padrão).....	30
Quadro 4.8: Concentração de PT _T , PT _S , PS _T e PS _S no licor misto (RA) e nas lamas ativadas recirculadas (RT) no ensaio de referência e no ensaio de minimização (valor médio \pm desvio padrão).	32
Quadro 4.9: Resultados do IVL, relação A/M e TRS no ensaio de referência (ER) e no ensaio de minimização (EM).....	36

Lista de abreviaturas

A/M	Relação Alimento/Microrganismo
ADN	Ácido desoxirribonucleico
BOA	Bactérias Oxidantes de Azoto Amoniacal
BON	Bactérias Oxidantes de Nitrito
CASAN	Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
CBO	Carência Bioquímica de Oxigênio
CQO	Carência Química de Oxigênio total
CQO _s	Carência Química de Oxigênio solúvel
CV	Carga Orgânica Volumétrica
DAPI	4',6'-diamidino-2-phenylindol
E	Entrada da unidade experimental
EBPR	<i>Enhanced Biological Phosphorus Removal</i>
EM	Ensaio de Minimização
ENS	Engenharia Sanitária e Ambiental
EPS	<i>Extracellular Polymeric Substances</i>
ER	Ensaio de Referência
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais
EUA	Estados Unidos da América
FAPESC	Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina
FISH	<i>Fluorescent in situ Hybridization</i>
IVL	Índice de Volume de Lamas
LABEFLU	Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos
LIMA	Laboratório Integrado do Meio Ambiente
MBR	<i>Membrane Bioreactor</i>
n	Número de amostras
NK	Azoto Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
OSA	<i>Oxic-Settling-Anoxic/Anaerobic</i>
PAO	<i>Phosphorus-Accumulating Organisms</i>
P _T	Fósforo Total
PS	Polissacarídeo
PS _s	Polissacarídeo Solúvel
PS _T	Polissacarídeo Total
PT	Proteína
PT _s	Proteína Solúvel
PT _T	Proteína Total
RA	Reator Aeróbio
RAN	Reator Anóxico

RBN	Remoção Biológica de Nutrientes
RT	Recirculação Total
S	Saída da unidade experimental
SS	Sólidos suspensos
SBR	<i>Sequencing Batch Reactor</i>
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
T	Temperatura
TRH	Tempo de Retenção Hidráulico
TRS	Tempo de Retenção de Sólidos
UE	União Europeia
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
Y	Coeficiente de produção celular
Y _{obs}	Coeficiente de produção celular observado

1 Introdução

1.1 Enquadramento do tema

O crescimento exponencial da população, associado às pressões das atividades humanas à escala global tem provocado drásticas alterações na biosfera, o que pode conduzir a uma transformação irreversível da situação do nosso planeta (Barnosky *et al.*, 2012).

As problemáticas das alterações climáticas, da crise energética e do crescimento da população, têm sido foco de grande atenção por parte da comunidade científica e dos diferentes setores da sociedade. No entanto, este alerta deveria também englobar o setor da água e das águas residuais para ser possível planejar, de um modo sustentável, a gestão da água/águas residuais/resíduos em meios urbanos e rurais (WWAP, 2012).

Atualmente verifica-se uma crescente degradação dos recursos hídricos, com incidência nas regiões metropolitanas, devido à intensa industrialização e a um elevado crescimento demográfico. As tecnologias de tratamento de águas residuais geradas nas diferentes atividades demonstram ser uma temática de elevada importância, envolvendo questões económicas, legais e ambientais para um futuro onde a eficiência energética, a pegada do carbono e a pegada ambiental sejam objeto de uma abordagem holística.

Um dos subprodutos provenientes dos sistemas de tratamento implementados nas estações de tratamento de águas residuais (ETAR) é a lama. No Brasil, a produção de lamas em ETAR foi estimada entre 150 e 200 mil toneladas de matéria seca por ano, embora apenas 30% da população urbana tenha o seu efluente gerado devidamente recolhido e tratado (Soares, 2004).

A Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN), empresa responsável pelo tratamento das águas residuais produzidas na região metropolitana de Florianópolis (Brasil) possui como sistema de tratamento um processo biológico do tipo lamas ativadas com arejamento prolongado, integrando também unidades de pré-tratamento e de desinfecção, encaminhando as lamas produzidas para aterros sanitários. Embora este seja um dos possíveis destinos legalmente disponíveis, tendo em consideração a grande produção de resíduos urbanos e a escassez de locais licenciados em território brasileiro para este fim, vislumbra-se no futuro a necessidade de redução da produção deste resíduo que irá estar associada ao aumento previsto das redes de saneamento básico disponíveis à população. Perspetivando estes grandes desafios, o modelo atualmente implementado poderá tornar-se inadequado em poucos anos.

Com a intenção de procurar possíveis mudanças dos processos existentes, considerando a possibilidade de alcançar uma redução de custos operacionais, foi desenvolvido o projeto “Estudos sobre Gerenciamento de Lodos Produzidos na Estação de Tratamento de Esgotos Insular /CASAN”, entre a Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina, (FAPESC), a CASAN e a UFSC, no qual se insere o tema escolhido para o desenvolvimento desta dissertação.

1.2 Objetivos

A presente dissertação tem como objetivo principal avaliar o processo *Oxic-Settling-Anoxic* (OSA) como tecnologia alternativa de minimização da produção de lamas ativadas num sistema à escala piloto, utilizando efluente doméstico gerado numa pequena localidade.

Com o intuito de alcançar o objetivo principal estabelecido e possibilitar uma melhor compreensão da dinâmica do processo em estudo, foram estabelecidos três objetivos específicos:

- Avaliação da eficiência do desempenho do sistema e da qualidade do efluente final obtido aplicando o processo OSA na unidade piloto de tratamento;
- Avaliação da produção de lama no processo OSA comparando a quantidade obtida com a do sistema de referência, operado segundo o processo biológico de lamas ativadas;
- Avaliação das características microbiológicas do licor misto presente no reator aeróbio ao longo do processo em estudo.

1.3 Motivação

O processo biológico é o mais utilizado para o tratamento das águas residuais domésticas e industriais em ETAR. As lamas biológicas resultantes são geralmente produzidas em quantidades excessivas sendo de grande relevância a procura de tecnologias sustentáveis que cumpram os requisitos de reciclagem eficiente dos recursos, minimizando as substâncias indesejáveis para os seres humanos ou para o meio ambiente (Semblante *et al.*, 2014; Guo *et al.*, 2013). A aplicação de tratamentos após a sua produção, tais como o espessamento, a digestão aeróbia ou anaeróbia e a desidratação são procedimentos comuns que têm como objetivo reduzir o volume, os odores e a patogenicidade associada ao subproduto gerado. No entanto, mesmo depois do tratamento, a quantidade de lama restante em massa seca é significativa, representando 50 a 60% do custo total operacional de uma ETAR (Semblante *et al.*, 2014; Guo *et al.*, 2013).

O aumento de sistemas de tratamento de águas residuais, em resposta à melhoria sanitária, aumentou a produção de lamas. A União Europeia (UE), em 2005, produziu 10 milhões de toneladas de lama seca (Semblante *et al.*, 2014). Em 2010, a China gerou 11,2 milhões de toneladas de matéria seca. Esta tendência também se mantém na América do Norte: nos Estados Unidos da América (EUA) estima-se que entre 2005 e 2010 foram produzidas 6,9 a 7,6 milhões de toneladas de matéria seca, enquanto a produção no Canadá foi aproximadamente de 0,4 milhões de toneladas (Foladori *et al.*, 2010).

A deposição final das lamas é também uma questão de grande relevância. Os destinos comumente utilizados são a deposição em aterro sanitário, incineração ou a sua reutilização na agricultura como fertilizante (Semblante *et al.*, 2014). Tem-se verificado um aumento e uma atualização constante das leis ambientais existentes a nível mundial a fim de controlar e de regulamentar a produção, a aplicação e a deposição final de lamas provenientes de tratamentos de águas residuais.

Atualmente, esforços consideráveis têm sido realizados por grupos de investigação de modo a contribuir para um conhecimento mais sólido sobre as várias técnicas emergentes e mecanismos

existentes de minimização da produção de lamas. Tendo como motivação os fatores mencionados anteriormente e com o propósito de colaborar para uma melhor compreensão do desempenho e eficiência do processo OSA, foi realizado um estudo comparativo entre o processo de lamas ativadas e o processo OSA.

1.4 Estrutura da dissertação

A dissertação está organizada em 5 capítulos. No capítulo 2, é efetuada uma revisão de literatura sobre a evolução do tratamento de águas residuais, o processo de lamas ativadas e os mecanismos e tecnologias de minimização da produção de lama. No capítulo 3, são apresentados e explicados os materiais e os métodos utilizados na determinação dos parâmetros analisados. No capítulo 4, encontram-se os resultados obtidos seguidos de adequada discussão sobre os factos deduzidos pela análise realizada. No capítulo 5, são exibidas as principais conclusões resultantes do tratamento de resultados e as considerações finais.

2 Revisão bibliográfica

2.1 Águas residuais

A água é essencial para o consumo humano e para as diversas atividades económicas (processos industriais e agropecuários). Embora a água represente 2/3 da superfície da Terra, caminha-se para uma crise de escassez de água doce impulsionado pelo crescimento populacional e pelas mudanças climáticas. A multiplicação das necessidades de água aumenta a pressão exercida pelo Homem sobre o meio ambiente, acelerando a exploração das águas superficiais e subterrâneas, e conduzindo assim a um aumento significativo da quantidade de águas residuais geradas (Iacob, 2013).

A forma mais antiga de tratamento de águas residuais foi a utilização de fossas sépticas durante muitos séculos para a remoção de sólidos antes da sua aplicação ao solo (tratamento primário). Posteriormente surgiu o tratamento biológico apoiado por dois tipos de funcionamento: biomassa fixa e biomassa suspensa. O processo de lamas ativadas (biomassa suspensa) é a variante mais utilizada à escala global do tratamento biológico embora novas tecnologias estejam a ser desenvolvidas: reatores de biofilmes, biorreatores de membrana (*membrane bioreactor* - MBR) e reatores de fluxo intermitente (*sequencing batch reactor* – SBR). O objetivo comum de todas estas tecnologias é o uso de microrganismos para a remoção de carbono (C), azoto (N), fósforo (P), micropoluentes e patogénicos (Nielsen *et al.*, 2009).

Havendo uma maior compreensão do impacto dos efluentes no meio recetor natural e com o aparecimento de métodos analíticos mais sofisticados, o tratamento terciário está a tornar-se mais comum em países desenvolvidos (Lofrano & Brown, 2010).

A prevenção da eutrofização, a preocupação com microrganismos patogénicos para a saúde pública, a tentativa de perceber quais os efeitos da presença de desreguladores endócrinos nas águas residuais, o interesse na otimização do tratamento primário com o objetivo de diminuir custos com os tratamentos subsequentes e a minimização da produção de resíduos provenientes de tratamentos implementados são alguns dos exemplos de investigação científica que tem sido realizada nos últimos anos.

Atualmente é possível encontrar numa ETAR unidades de pré-tratamento, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento terciário. A consequente produção de fases sólidas implica a existência de linhas de tratamento específicas para as mesmas, Figura 2.1.

A composição das águas residuais é função das diversas utilizações a que a água pode ser submetida. Esses usos, e a forma como são exercidos, variam de acordo com o clima, situação social e económica e hábitos culturais. Na conceção de uma ETAR recorre-se à determinação de parâmetros indiretos que sejam representativos do carácter ou do potencial de poluição das águas residuais em questão. Estes parâmetros definem a qualidade do efluente e podem ser divididos em três categorias: biológicos, físicos e químicos (Sperling & Chernicharo, 2005a).

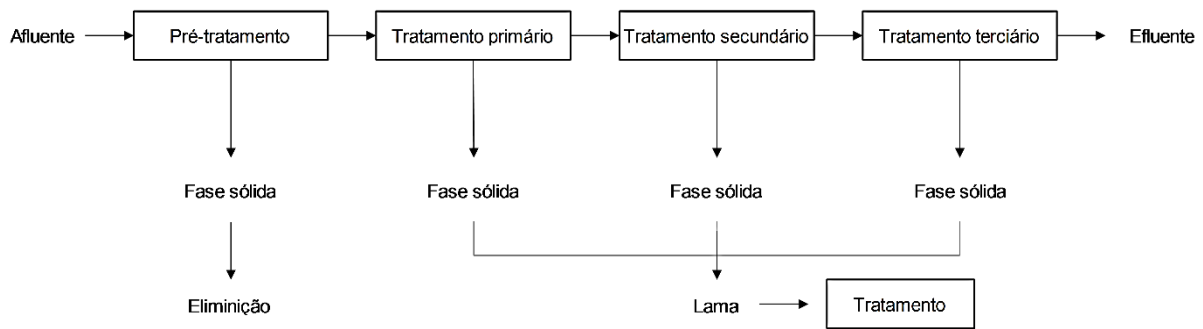


Figura 2.1: Representação esquemática do tratamento de águas residuais e das lamas produzidas. Adaptado de Paul & Liu (2012).

2.2 Processo de lamas ativadas

O processo de lamas ativadas envolve a produção de uma massa ativada de microrganismos capaz de estabilizar aerobicamente um resíduo, a água residual. Apresenta como características ser um processo aeróbio de biomassa suspensa composto por dois módulos experimentais: um reator aeróbio e um decantador secundário (Figura 2.2) (Paul & Liu, 2012). No reator aeróbio, ocorrem reações bioquímicas associadas à remoção da matéria orgânica e a biomassa desenvolve-se consumindo o substrato presente na água residual afluyente. A mistura entre a biomassa e o afluyente no reator aeróbio é denominada de licor misto. A sedimentação da biomassa (sólidos) acontece no decantador secundário originando um efluente clarificado. Uma fração da biomassa que sedimenta no fundo do decantador secundário é recirculada para o reator aeróbio, de modo a manter uma alta concentração de biomassa, a qual é responsável pela elevada eficiência de tratamento do sistema. A outra fração (lama em excesso) é rejeitada do sistema e é encaminhada para o tratamento de lamas (Sperling, 2007).

A biomassa sedimenta no decantador secundário devido às suas propriedades de floculação e sedimentação. A produção de uma matriz gelatinosa permite a aglutinação de bactérias, protozoários e outros microrganismos responsáveis pela remoção da matéria orgânica, em flocos macroscópicos. Os flocos são individualmente muito maiores do que os microrganismos, o que facilita a sua sedimentação (Sperling, 2007).

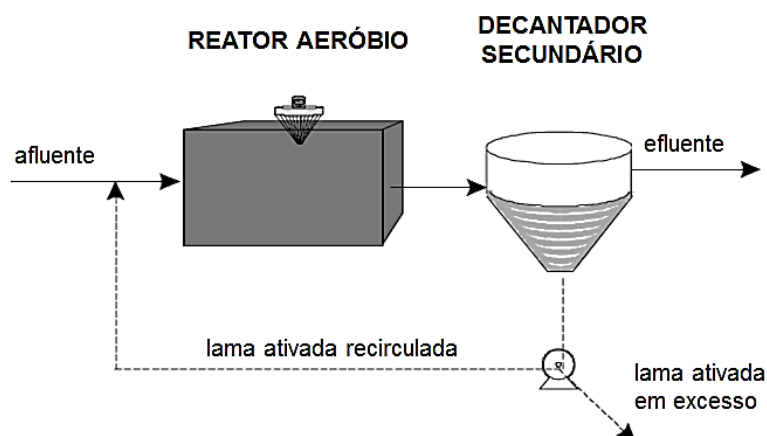


Figura 2.2: Representação esquemática do processo de lamas ativadas. Adaptado de Sperling (2007).

Com a recirculação de lamas, a concentração de sólidos suspensos no reator aeróbio é muito elevada. No processo de lamas ativadas, o tempo de retenção hidráulico (TRH) é curto, na ordem de algumas horas, o que implica que o volume do reator seja reduzido. No entanto, os sólidos permanecem no sistema por um período de tempo mais longo do que o líquido, devido à recirculação existente (Sperling, 2007). O tempo de retenção dos sólidos (TRS) no sistema é definido como a razão entre a massa total de sólidos presente no reator e a massa total de sólidos que é removida pelo processo de lamas ativadas por dia (Chon *et. al.*, 2011), sendo considerado por Metcalf & Eddy (2003) como o parâmetro mais importante do processo de lamas ativadas, capaz de influenciar a eficiência do tratamento, o volume do reator aeróbio, a produção de lama e os requisitos de oxigênio.

A permanência de sólidos no sistema durante mais tempo garante a elevada eficiência do processo de lamas ativadas, uma vez que a biomassa tem tempo suficiente para metabolizar praticamente toda a matéria orgânica presente na água residual. Assim, de acordo com o valor do TRS o processo de lamas ativadas pode ser classificado como sendo um processo de lamas ativadas convencional (TRS de 4 a 10 dias) ou um processo de lamas ativadas com arejamento prolongado (TRS de 18 a 30 dias) (Sperling, 2007). A maior eficiência de tratamento alcançada com a segunda variante do processo apresenta como desvantagem custos operacionais elevados devido à necessidade de arejamento.

A relação alimentação/microrganismo (A/M) é outro parâmetro operacional utilizado para o acompanhamento do processo de lamas ativadas. É definida como sendo a carga de alimentação ou de substrato (CBO_5) por unidade de biomassa no reator fornecida por dia (representado por SSVLM - sólidos suspensos voláteis no licor misto), expressando-se em $g\ CBO_5\ g^{-1}\ SSVLM\ d^{-1}$. Uma relação A/M elevada significa uma maior oferta de matéria orgânica biodegradável do que a capacidade de consumo de biomassa no sistema, podendo resultar em excesso de substrato no efluente final. Por outro lado, baixos valores de A/M significam que a oferta de substrato é menor do que a capacidade dos microrganismos para o assimilar. Como consequência, eles consomem praticamente toda a matéria orgânica da água residual afluenta, bem como o seu próprio material orgânico celular. A relação A/M deverá situar-se entre 0,25 e 0,50 $kg\ CBO_5\ kg\ SSVLM^{-1}\ d^{-1}$ para processos de lamas ativadas convencionais e entre 0,07 a 0,17 $kg\ CBO_5\ kg\ SSVLM^{-1}\ d^{-1}$ para processo de lamas ativada com arejamento prolongado (Sperling, 2007).

O índice de volume de lamas (IVL) é um parâmetro importante no dimensionamento e no controlo da sedimentação da lama no decantador secundário. No Quadro 2.1 apresentam-se os intervalos de valores que são considerados como referência para se proceder a uma correta avaliação do IVL no reator aeróbio. Quanto maior o seu valor pior a sedimentação, ou seja, a lama ocupará um volume maior no decantador secundário (Sperling, 2007).

Quadro 2.1: Classificação da sedimentação da lama de acordo com Sperling (2007).

IVL ($mL\ g^{-1}$)	Sedimentação
0 a 50	Ótima
50 a 100	Boa
100 a 200	Média
200 a 300	Má
300 a 400	Péssima

A lama ativada envolve um ecossistema complexo, composto por diferentes tipos de microrganismos: bactérias, protozoários, fungos, rotíferos, entre outros. Devido à natureza das comunidades microbianas, a existência de desequilíbrios entre os diferentes tipos de microrganismos podem ocorrer e perturbar o bom funcionamento de uma ETAR (Mesquita *et al.*, 2013). O *bulking* filamentoso, o qual consiste no crescimento excessivo de bactérias filamentosas originando focos leves, macios e com baixa capacidade de floculação, é um exemplo de perturbações que se podem encontrar. As bactérias filamentosas são capazes de predominar sobre outros tipos de bactérias quando a concentração de oxigênio dissolvido é o fator limitante, em águas residuais ricas em hidratos de carbono, sob limitação de azoto, quando se verifica valores de pH baixos e em sistemas com TRS excessivamente longos. Cerca de 95% dos problemas de *bulking* filamentoso em lamas ativadas são o resultado de um fornecimento inadequado de oxigênio durante a estabilização de compostos orgânicos em efluentes (Paul & Liu, 2012).

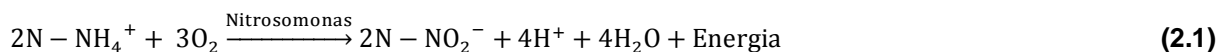
Atualmente, a determinação de parâmetros microbiológicos através de técnicas microscópicas e de biologia molecular demonstram ser uma importante ferramenta na área de investigação como também na operação diária de uma ETAR. Estes parâmetros podem ser obtidos por técnicas relativamente rápidas na identificação e quantificação de organismos, contribuindo para a deteção de problemas rotineiros (por exemplo: baixo teor de oxigênio, flutuações no valor de pH e flotação de lama) (Hoffmann, 2004). A microscopia ótica avalia o desenvolvimento da microbiota presente na lama ativada, uma vez que as suas características têm relação intrínseca com a eficiência do processo. *Fluorescence in situ hybridization* (FISH) é uma das possíveis técnicas de biologia molecular a ser utilizada e tem como base a deteção de sequências específicas de ácidos nucleicos do organismo alvo através da sua hibridação com sondas. As sondas utilizadas são compostas por oligonucleotídeos complementares às sequências que se pretendem identificar. A aplicação da técnica permite determinar a morfologia celular, a abundância dos indivíduos e a identificação filogenética dos mesmos. Tem demonstrado ser uma importante ferramenta para a identificação de microrganismos em lamas ativadas e biofilmes provenientes de ETAR (Nielsen *et al.*, 2009; Amann *et al.*, 1995).

De acordo com Metcalf & Eddy (2003), o processo de lamas ativadas apresenta como principais vantagens a elevada eficiência na remoção de matéria orgânica, a possibilidade de remoção de azoto e fósforo, os baixos requisitos de área e a flexibilidade operacional. As desvantagens apresentadas são: os elevados custos de operação e manutenção, o alto consumo de energia, a elevada produção de lama e, dependendo da configuração, a necessidade de tratamento completo e deposição final da lama produzida.

2.2.1 Remoção biológica de nutrientes

A remoção biológica de nutrientes (RBN) é uma função importante relacionada com o processo de lamas ativadas. A necessidade de alcançar a remoção de nutrientes, focando essencialmente o azoto e o fósforo, depende do grau de tratamento que se pretende atingir e da qualidade do corpo de água receptor. Em lagos, reservatórios e estuários sujeitos a problemas de eutrofização, a RBN assume uma maior importância (Sperling & Chernicharo, 2005b) podendo ser resumida nestes três processos fundamentais: nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo. A nitrificação é um processo que se realiza em duas etapas: a primeira em que o azoto amoniacal (N-NH_4^+) é oxidado

em nitrito (N-NO₂⁻), com a intervenção de bactérias especializadas (*Nitrosomonas*), e uma segunda, em que o nitrito é convertido em nitrato pela intervenção de bactérias pertencentes ao género *Nitrobacter* (Equações 2.1 e 2.2).



Durante a nitrificação há um consumo de oxigénio e libertação de H⁺ para o meio, havendo consumo da alcalinidade e conseqüente redução de pH (Sperling & Chernicharo, 2005b). Os microrganismos envolvidos no processo de nitrificação são quimio-autotróficos, em que a sua principal fonte de carbono é o dióxido de carbono (CO₂) e a energia necessária é obtida através da oxidação de um substrato inorgânico (Paul & Liu, 2012). Devido ao crescimento lento das bactérias nitrificantes, o tempo de retenção de sólidos deve ser levado em consideração nos projetos, para assegurar a ocorrência deste processo (Metcalf & Eddy, 2003).

A desnitrificação ocorre em condições anóxicas (ausência de oxigénio). O nitrato é utilizado por microrganismos heterotróficos como aceitador de eletrões, havendo uma redução do nitrato a azoto gasoso (N₂), de acordo com a Equação (2.3):



Este processo conduz a uma economia de oxigénio (a matéria orgânica pode ser estabilizada na ausência de oxigénio) e ao consumo de H⁺, o que implica economias em alcalinidade e um aumento da capacidade tampão do meio (Sperling & Chernicharo, 2005b).

A temperatura (T), o pH, o oxigénio dissolvido (OD) e a presença de substâncias tóxicas podem ser alguns dos fatores inibidores ao bom desenvolvimentos da nitrificação e da desnitrificação.

Em sistemas de lamas ativadas, a concentração de OD medida no reator aeróbio pode não representar a concentração real de OD no interior dos flocos. Sob condições de baixas concentrações de OD, a desnitrificação pode ocorrer no interior do floco, enquanto a nitrificação ocorre no exterior do floco. Em reatores biológicos, podem existir zonas aeróbias e anaeróbias, dependendo das condições de difusão do oxigénio no interior do reator. Assim, a nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) pode ocorrer no mesmo reator (Metcalf & Eddy, 2003).

A remoção biológica de fósforo é um processo complexo que tem sido alvo de intensa investigação. As primeiras abordagens indicam que a existência de uma zona anaeróbia provoca uma condição de stresse nas bactérias que poderá resultar numa libertação de fósforo para o meio. Na zona aeróbia, ocorrerá uma elevada assimilação do fósforo disponível no meio líquido, a um nível mais elevado do que as exigências metabólicas normais das bactérias. Ao ser removido o excesso de lama biológica produzida, as bactérias com altos níveis de fósforo serão eliminadas dos sistemas de tratamento (Sperling & Chernicharo, 2005b). Estas bactérias são denominadas organismos acumuladores de fósforo (*phosphorus-accumulating organisms* - PAO). Segundo Nielsen *et al.* (2009), o género *Accumulibacter* (um dos géneros representativos de PAO) é comum na maioria das estações de tratamento onde se encontra implementado o processo *Enhanced Biological Phosphorus Removal* (EBPR), com abundância relativa entre 3 a 15% da biomassa total.

2.3 Produção de lama

Atendendo às linhas de tratamentos existentes nas ETAR, é de extrema importância perceber as composições das lamas produzidas como também os processos unitários que lhes dão origem.

O conjunto de lamas produzidas por uma ETAR equivale a 1% do volume de águas residuais tratadas (Foladori *et al.*, 2010), podendo serem denominadas por lamas primárias, secundárias (biológicas) ou terciárias. As lamas primárias são caracterizadas por uma elevada putrescibilidade e uma boa capacidade de desidratação quando comparadas com as lamas biológicas. O conteúdo em sólidos totais encontra-se entre 3 e 8%. Havendo processos de coagulação-floculação, farão com que haja uma adição de substâncias químicas e que o cuidado com o destino final das mesmas tenha que ser muito maior. As lamas biológicas contêm microrganismos que se desenvolvem na matéria biodegradável (solúvel ou particulada), nos resíduos endógenos e nos sólidos inertes que não foram removidos na decantação primária (quando um decantador primário está presente) ou que entraram no sistema de tratamento como efluente bruto (quando não existe decantador primário). O teor em sólidos totais neste tipo de lama encontra-se entre 0,5 e 2%. Atualmente o tratamento terciário pode ser exigido em ETAR sujeitas a condições de descarga específicas. As características de lamas provenientes de processos de tratamento terciários dependem da natureza do processo. Processos de precipitação de fósforo têm como resultado a produção de uma lama química que é difícil de tratar (Foladori *et al.*, 2010; Paul & Liu, 2012). Em muitos casos ocorre a mistura destes vários tipos de lamas produzidas dando origem a lamas mistas.

A produção de biomassa, pode ser expressa em função do substrato utilizado, ou seja, quanto maior for a assimilação de substrato, mais elevada será a taxa de crescimento bacteriano, ou coeficiente de produção celular (Y), sendo normalmente expressa em termos de sólidos suspensos totais ou sólidos suspensos voláteis (SST ou SSV) por carência química ou bioquímica de oxigénio (CQO ou CBO) (Sperling & Chernicharo, 2005a). Sistemas de lamas ativadas com arejamento prolongado apresentam valores de Y que variam entre 0,50 e 0,55 kg SS kg⁻¹ CQO (Andreoli *et al.*, 2007). A estimativa da produção de biomassa também pode ser expressa em função do coeficiente de produção celular observado (Y_{obs}). Segundo Foladori *et al.* (2010), Y baseia-se na condição de que todo o substrato utilizado pela biomassa é utilizado no anabolismo, enquanto o Y_{obs} tem em consideração que uma fração do substrato utilizado pela biomassa é destinado para a síntese de novas células e que a outra fração é utilizada nas funções de manutenção celular dos microrganismos. Para Chon *et al.* (2011), o Y_{obs} considera a parcela de sólidos inertes e lentamente biodegradáveis na produção da lama no sistema e pode ser determinado pela relação entre os sólidos formados acumulados e o substrato consumido acumulado (g SST g⁻¹ CQO_s). Sperling & Chernicharo (2005a), consideram que Y e Y_{obs} referem-se à obtenção da produção bruta e à produção líquida de sólidos, respetivamente.

Uma vez que as lamas são produzidas, é necessário proceder-se ao seu tratamento e deposição final. As principais etapas de tratamento de lama e os seus respetivos objetivos são o espessamento (a água é removida havendo conseqüente redução de volume); a estabilização (remoção de matéria orgânica de modo a reduzir os odores produzidos); o condicionamento (preparação para desidratação com adição de produtos químicos - coagulantes, polielectrólitos - para aumentar a capacidade de remoção de água); a desidratação (remoção de água e redução de volume produzindo uma lama com

um comportamento mecânico próximo de sólidos); a desinfecção (remoção de organismos patogênicos); e a deposição final dos resíduos e efluentes gerados. A incorporação de cada uma destas fases no fluxograma de processo de tratamento de lamas depende das características das lamas produzidas.

As deposições finais de lamas mais utilizadas nos últimos anos foram a deposição em aterro, a incineração e a reutilização agrícola (Semblante *et al.*, 2014). A deposição em aterro tornou-se impraticável devido aos elevados custos de aquisição de terra e ao aumento das restrições às atividades de operação em aterro (Wei *et al.*, 2003). A incineração diminui o volume de sólidos até 95%. No entanto, requer maquinaria cara e consome recursos não-renováveis. A reutilização de lamas como fertilizante é uma opção positiva porque acrescenta valor económico ao resíduo. No entanto, esta prática exige muitas vezes o transporte das lamas tratadas para os utilizadores finais, que podem encontrar-se a longas distâncias do local de produção da lama. Além disso, as lamas podem conter metais pesados e produtos químicos potencialmente tóxicos, existindo o risco de circulação e acumulação de substâncias nocivas em produtos alimentares e no meio ambiente. Portanto, a procura de novas formas de minimização das lamas produzidas tem-se tornado uma preferência em relação ao tratamento de lamas convencional existente e aos custos de transporte e de eliminação associados (Semblante *et al.*, 2014).

2.4 Mecanismos e técnicas de minimização da produção de lama

Atualmente verifica-se a tendência da aplicação de estratégias que implementem a prevenção de resíduos (redução da sua produção), a reutilização, a reciclagem de materiais e a recuperação de energia.

De acordo com Foladori *et al.* (2010) do ponto de vista de uma abordagem compatível com o desenvolvimento sustentável, existem dois objetivos referentes ao futuro das lamas:

- a recuperação de materiais ou de energia, se as lamas são consideradas como um recurso;
- a redução da sua quantidade produzida, se as lamas são consideradas como resíduos.

Uma abordagem realista aponta para uma redução contínua do volume e da massa de lama produzida, uma vez que permite a imediata redução da massa seca de lamas durante a sua produção na fase de tratamento biológico.

Esforços consideráveis por parte da comunidade científica têm sido feitos para entender melhor os mecanismos que permitem que a minimização da produção de lamas no tratamento biológico de águas residuais aconteça. Há uma grande controvérsia na literatura sobre que mecanismos estão subjacentes à minimização da produção de lamas (Chen *et al.*, 2003). Vários mecanismos de redução têm sido reportados: *enhanced endogenous decay*, *energy uncoupling*, *feasting/fasting*, a destruição de substâncias extracelulares (*extracellular polymeric substances* – EPS), a seleção de bactérias de crescimento lento e a predação de bactérias por organismos superiores, podendo estes ocorrer em várias fases do ciclo de crescimento da biomassa (Semblante *et al.*, 2014; Foladori *et al.*, 2010).

A minimização deste resíduo pode ser conseguida através da utilização de várias técnicas: o controlo de parâmetros operacionais (An & Chen, 2008; Chen *et al.*, 2003; Saby *et al.*, 2003; Semblante *et al.*, 2014); a desintegração de lamas ativadas na linha de recirculação por processos

físicos, térmicos ou oxidação avançada (Foladori *et al.*, 2010; Hassani *et al.*, 2011; Semblante *et al.*, 2014); a adição de produtos químicos que perturbam o crescimento da biomassa (Hassani *et al.*, 2011; Ye & Li, 2010; Ramos, 2014); e a exposição das lamas produzidas a diferentes condições de oxidação-redução (zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias) ao longo do processo de tratamento (An & Chen, 2008; Chen *et al.*, 2003; Foladori *et al.*, 2010; Jin, 2004; Saby *et al.*, 2003; Semblante *et al.*, 2014; Velho *et al.* 2013; Zhou *et al.*, 2014). Segundo Semblante *et al.* (2014) o controlo de parâmetros operacionais, tais como o aumento do TRS e da concentração de OD, podem diminuir a produção de lama, tendo como desvantagem o aumento dos custos de operação de uma ETAR. A desagregação da lama reduz significativamente a sua produção, mas exige um elevado investimento de capital e manutenção contínua dos equipamentos (Foladori *et al.*, 2010). O uso de produtos químicos ou de processos de oxidação avançada podem introduzir potenciais contaminantes para as lamas (Mahmood & Elliott, 2006). Assim, a implementação de processos à escala piloto em que as lamas biológicas são expostas a diferentes condições redox (zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias) ao longo do processo de tratamento tem apresentado resultados bastante satisfatórios a nível do desempenho e eficiência dos processos investigados até ao momento. O processo *Oxic-Settling-Anoxic/Anaerobic* é um exemplo disso, e será abordado em detalhe no subcapítulo seguinte.

2.5 Oxic-settling-anoxic/anaerobic process

A maioria das técnicas de minimização da produção de lamas nomeadas em 2.4 têm tido poucas aplicações práticas à escala real devido aos custos operacionais elevados, à necessidade de grande investimento e à possível produção de resíduos indesejáveis. Torna-se assim interessante explorar a minimização de lamas biológicas através da alternância de condições de oxidação-redução a que as mesmas podem ser sujeitas.

A utilização desta técnica recorre à sensibilidade da biomassa heterotrófica à disponibilidade de oxigénio. Geralmente, o crescimento da biomassa diminui quando se verifica uma variação de condições aeróbias para condições anóxicas/anaeróbias. Este facto pode estar relacionado com a eficiência da produção de energia a partir de diferentes aceitadores de eletrões. A propagação microbiana é mais intensa em condições aeróbias, porque a oxidação do substrato por meio de oxigénio fornece maiores quantidades de energia livre (Semblante *et al.*, 2014). A produção típica máxima de biomassa para as condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias são de 0,4, de 0,3 e de 0,1 g SSV g⁻¹ CQO afluente, respetivamente (Foladori *et al.*, 2010; Semblante *et al.*, 2014).

A primeira abordagem realizada da técnica descrita foi em 1964, onde investigadores ao inserirem um reator anaeróbio na linha de recirculação do processo de lamas ativadas, observaram um decréscimo da produção de lamas em 50%. Chudoba *et al.* (1992), fazendo algumas modificações a esta abordagem, apelidaram o processo de *Oxic-Settling-Anaerobic* (OSA). Assim sendo, o processo genérico OSA pode ser definido como a recirculação da lama ativada entre um ambiente anóxico ou anaeróbio com deficiência em substrato, e o reator aeróbio rico em substrato (Semblante *et al.*, 2014). O nome do processo tenta elucidar os três módulos experimentais existentes: “*oxic*” representa a oxidação de compostos orgânicos que ocorre no reator aeróbio, “*settling*” ilustra a presença do decantador secundário e a sedimentação da biomassa que aí acontece, e “*anoxic*” ou “*anaerobic*”

simboliza o reator de armazenamento de lamas inserido na linha de recirculação do processo de lamas ativadas e as condições de oxidação-redução a que as mesmas são expostas.

Não há valores universais que definam o que são condições anóxicas ou anaeróbias. Em geral, um reator aeróbio tem um valor de potencial de oxidação-redução (*oxidation reduction potential* - ORP) superior a +50 mV, um reator anóxico, em que o nitrito ou nitrato substitui o oxigênio como dador de elétrons, apresenta valores de ORP entre +50 e -150 mV e um reator anaeróbio exibe valores de ORP inferiores a -150 mV (Semblante *et al.*, 2014). A influência da variação das condições de oxidação-redução no processo OSA tem sido amplamente estudada (Chen *et al.*, 2003; Jin, 2004; Saby *et al.*, 2003; Semblante *et al.*, 2014), tendo-se constatado que quanto menor for o valor de ORP no reator de armazenamento menor será a produção de biomassa no sistema.

A escolha do TRH a utilizar no reator anóxico/anaeróbio é outro parâmetro de grande importância. Saby *et al.* (2003), utilizando água residual sintética num sistema de tratamento de biorreatores de membrana (MBR) acoplado o processo OSA, testou um TRH no reator anóxico (-100 mV) de 10,4 horas obtendo uma eficiência de redução da produção de lama de 47,5 %. Jin (2004) analisou a produção de lamas aplicando três TRH diferentes no reator introduzido na linha de recirculação: 6 horas com ORP de +100 mV, 9 horas com ORP de -100 mV e 10 horas com ORP de -250 mV, obtendo 0,29, 0,21 e 0,17 kg SS kg⁻¹ CQO de biomassa produzida, respetivamente. Daudt (2012) minimizou a produção de lama em 50% num sistema piloto de lamas ativadas com reator anaeróbio na linha de recirculação (0,01 m³) com TRH de 10 horas. Nardelli *et al.* (2008), numa ETAR em Itália, avaliaram a minimização da produção de lama aplicando o processo Cannibal® (*Siemens Water Technologies*) operando o reator anaeróbio com TRH de 9,4 dias.

As elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica e de nutrientes não podem ser comprometidas com o aumento da carga orgânica no reator aeróbio. Estudos realizados mostram que a eficiência de remoção de CQO manteve-se inalterada (Chen *et al.*, 2003) ou até foi melhorada em sistemas MBR acoplados ao processo OSA (Saby *et al.*, 2003) pela adição de um reator anaeróbio ou anóxico, respetivamente. Semblante *et al.* (2014) afirmam que o processo OSA não influencia negativamente a eficiência de remoção de azoto, uma vez que a eficiência de remoção de azoto total num processo de lamas ativadas (28 a 30%) foi semelhante ao valor obtido segundo o processo OSA (30%). Saby *et al.* (2003) mostraram que a concentração de nitrato (N-NO₃⁻) no efluente do sistema MBR (34 mg L⁻¹) foi mais elevada do que a do sistema MBR com a presença do processo OSA (11 a 25 mg L⁻¹). Paul & Liu (2012) também afirmam que a remoção do CQO, a ocorrência de desnitrificação e a remoção de fósforo é alcançada pelo processo OSA (em condições anaeróbias), sendo a remoção de fósforo insignificante no processo de lamas ativadas, enquanto no processo OSA tenha variado entre 40 a 60%. Semblante *et al.* (2014) reportam que o processo OSA apresentou uma população de PAO significativamente maior (60% da comunidade bacteriana total) do que o processo de lamas ativadas (10%).

As populações microbianas presentes nas lamas ativadas são sustentadas em flocos. A formação dos flocos depende da presença de EPS (proteínas, polissacáridos, lípidos, ADN, e outras macromoléculas orgânicas) que funciona como matriz para a adesão intercelular, e propagação dos mesmos. O EPS é libertado a partir dos flocos sob condições anaeróbias, mas os mecanismos da sua degradação não são claros (Semblante *et al.*, 2014). Cerca de 50% do peso seco da biomassa é constituído por proteínas (Wang *et al.*, 2008). Diferentes condições de oxidação-redução no processo

OSA demonstram um elevado potencial para a existência de populações microbianas distintas no reator de armazenamento de lamas e no reator aeróbio, respetivamente (Semblante *et al.*, 2014). Análises da atividade microbiológica na lama demonstraram que as bactérias expostas a ambientes anaeróbios reduziram significativamente a sua atividade (uma redução de 50% com um ORP de -250 mV), comparando com o processo de lamas ativadas (Foladori *et al.*, 2010). No entanto, fatores como a temperatura, a taxa de recirculação de lamas e o comportamento do IVL devem também ser avaliados uma vez que procedendo à sua otimização melhores resultados de minimização da produção de lama poderão ser obtidos.

Segundo Semblante *et al.* (2014), o OSA apresenta como vantagem, face a outras técnicas de minimização de produção de lama, a sua relação custo-benefício em termos de instalação e manutenção. No entanto, há uma escassez de informação sobre o custo real de instalações do tipo OSA. An & Chen (2008) apresentaram um estudo que indica que o custo de tratamento de lamas e a sua eliminação no processo OSA pode ser 36,3% menor do que o custo num processo de lamas ativadas.

3 Materiais e métodos

3.1 Localização da unidade piloto

A unidade piloto utilizada para a realização do trabalho experimental da presente dissertação encontra-se instalada no sector experimental do Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS), nas dependências do campus universitário da Universidade Federal de Santa Catarina, na cidade de Florianópolis, pertencente ao estado de Santa Catarina, Brasil.

3.2 Caracterização da unidade piloto

Atendendo ao objetivo principal do estudo realizado, a minimização da produção de lamas segundo aplicação do processo *Oxic-Settling-Anoxic* (OSA) num sistema de tratamento de águas residuais domésticas, o sistema piloto apresentou diferentes configurações de acordo com os dois ensaios experimentais realizados e respetivos modos de operação. A unidade piloto integrou três módulos experimentais: reator aeróbio, decantador secundário e reator de armazenamento de lamas mantido sob condições anóxicas com volumes de 2,50 m³, 0,25 m³ e 1,00 m³, respetivamente. O reator aeróbio e o reator anóxico foram construídos em polietileno reto moldado enquanto o decantador secundário foi construído em polipropileno, Figura 3.1.



Figura 3.1: Módulos experimentais. Reator aeróbio (a), decantador secundário (b) e reator anóxico (c).

3.3 Modo de operação da unidade piloto

A unidade piloto foi operada em fluxo contínuo, admitindo-se o estado estacionário, durante 124 dias, tendo sido efetuados dois ensaios experimentais: o ensaio experimental de referência (ER) em que a unidade piloto funcionou segundo o processo de lamas ativadas, e o ensaio experimental de minimização (EM) em que foi estudado o processo OSA, Figura 3.2.

O afluente utilizado para alimentação da unidade piloto no presente estudo foi proveniente da rede coletora municipal do bairro Pantanal, sendo de origem doméstica. A captação da água residual bruta foi feita com o auxílio de uma bomba submersível (SCHNEIDER®, modelo BCS-94) instalada na caixa de visita, pertencente à Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN), bombeando o afluente para um tanque de armazenamento com capacidade para 5 m³. Neste tanque, o efluente era constantemente recirculado (bomba SCHNEIDER®, modelo BC-98) a cada 25 minutos para a caixa de visita durante 5 minutos, com o objetivo de proporcionar uma equalização da água residual, sendo posteriormente bombeada (Jacuzzi®, 3A-T) para a unidade piloto.

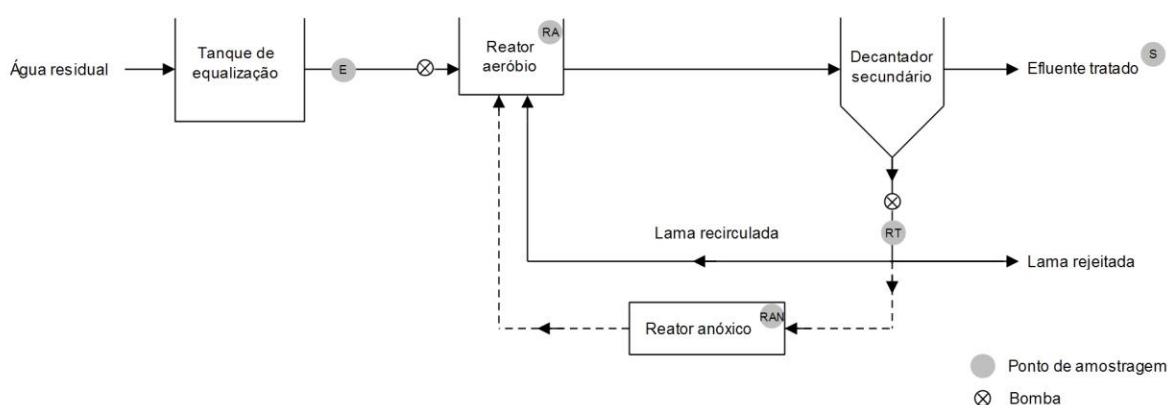


Figura 3.2: Fluxograma da unidade piloto. Entrada (E), reator aeróbio (RA), recirculação total (RT), saída (S) e reator anóxico (RAN).

3.3.1 Ensaio experimental de referência: processo de lamas ativadas

O objetivo do desenvolvimento do ensaio experimental de referência (ER) foi a obtenção de dados que caracterizassem a qualidade do efluente tratado e a quantidade de lamas produzidas operando a unidade piloto segundo o processo de lamas ativadas, tendo esta como módulos experimentais o reator aeróbio e o decantador secundário. O ensaio iniciou-se no dia 10 de Março de 2014, sendo finalizado a 5 de Maio de 2014, totalizando 57 dias de operação.

O afluente, ao chegar à entrada do sistema de tratamento, era bombeado em fluxo contínuo (Jacuzzi®, 3A-T) para o reator aeróbio de mistura completa, com um caudal de 2,10 m³ d⁻¹ e um tempo de retenção hidráulico (TRH) de aproximadamente 28,57 horas. No reator aeróbio, onde ocorre a mistura entre o afluente e a biomassa (licor misto) foram instalados quatro difusores circulares de ar alimentados através de um sistema de injeção de ar. Deste reator, por gravidade, a mistura foi conduzida para o decantador secundário, onde a fração líquida e sólida eram separadas, após sedimentação, saindo um efluente final clarificado. A biomassa sedimentada retornava ao reator aeróbio por bombagem (NETZSCH/NEMO®, modelo NM®015BY01L06B) com caudal de 2,10 m³ d⁻¹.

Após o tratamento, o efluente obtido era encaminhado novamente para a rede coletora municipal da CASAN, num ponto a jusante da sua captação.

3.3.2 Ensaio experimental de minimização: *Oxic-Settling-Anoxic process*

No ensaio experimental de minimização (EM) foi estudado o processo *Oxic-Settling-Anoxic* (OSA) com o objetivo de minimizar a quantidade de lama produzida, mantendo a qualidade do efluente tratado igual à alcançada com o processo de lamas ativadas. Este ensaio foi iniciado no dia 6 de Maio de 2014, tendo sido finalizado a 11 de Julho de 2014, num total de 67 dias de operação.

A unidade piloto tratou um caudal afluente de $3,00 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ com TRH de 20,00 horas, alterando o seu regime de funcionamento no modo como a recirculação das lamas produzidas foi realizada no ensaio ER. Durante este período 50% do caudal (1 m^3) de recirculação foi encaminhado para o reator aeróbio sendo os restantes 50% conduzidos para o reator anóxico com um caudal de $1 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, totalizando assim um caudal de recirculação de $2,00 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. No reator anóxico, com TRH de 24 horas, a biomassa foi submetida a homogeneização periódica, 15 segundos de homogeneização de 15 em 15 minutos, de forma a evitar a sua sedimentação. A escolha do TRH do reator anóxico foi baseada na revisão bibliográfica realizada.

Os primeiros treze dias de operação corresponderam a um período de estabilização do sistema à nova condição implementada, iniciando-se a recolha de amostras ao décimo quarto dia de operação.

O Quadro 3.1 apresenta um resumo das condições operacionais estabelecidas em cada um dos ensaios realizados.

Quadro 3.1: Condições operacionais estabelecidas no ensaio de referêncica (ER) e no ensaio de minimização (EM).

Condições operacionais	ER	EM
Caudal afluente ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)	2,10	3,00
Caudal de recirculação de lamas ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)	2,10	2,00
Tempo de retenção hidráulico no reator aeróbio (horas)	28,57	20,00
Tempo de retenção hidráulico no reator anóxico (horas)	-	24,00

3.4 Plano de monitorização

O plano de monitorização realizado foi fundamental para a avaliação do desempenho da unidade piloto e das eficiências de tratamento alcançadas durante os dois ensaios experimentais desenvolvidos. Com este propósito, foram monitorizados nos ensaios de referência e de minimização os mesmos parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

A verificação dos caudais operacionais adotados foi realizada diariamente enchendo um copo com 0,690, 0,730 e 1 litros durante 30 segundos de modo a obter 2, 2,1 e $3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, respetivamente, com auxílio de um cronómetro.

De modo a manter o pH entre 7 e 7,5 no reator aeróbio, proporcionando um ambiente ótimo para a atividade da microbiota existente, foi adicionada cal virgem quando os valores obtidos eram inferiores ao intervalo referido.

3.4.1 Parâmetros físico-químicos

Para a avaliação da unidade piloto foram realizadas duas recolhas de amostras por semana, em cinco pontos de amostragem previamente estabelecidos: à entrada da unidade piloto (afluente bruto), no reator aeróbio (licor misto), à saída do decantador secundário (lama recirculada), à saída da unidade piloto (efluente final clarificado) e no reator anóxico (lama recirculada), sendo que este último ponto apenas foi utilizado durante o ensaio de minimização com a intenção de assegurar condições de anoxia neste módulo experimental.

As amostras recolhidas foram armazenadas em recipientes apropriados, sendo em seguida encaminhados para o Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, para a realização das análises físico-químicas. A realização destas análises seguiu as metodologias recomendadas pelo *Standard Methods* (APHA, 2005). Os parâmetros selecionados, as metodologias adotadas, a frequência analítica e os pontos amostrados estão descritos no Quadro 3.2.

3.4.2 Parâmetros microbiológicos

Os parâmetros microbiológicos foram obtidos recorrendo à realização das seguintes técnicas: microscopia ótica e *Fluorescence in situ Hybridization* (FISH).

Para a visualização no microscópio ótico recolheram-se amostras do licor misto do reator aeróbio semanalmente, sendo as mesmas analisadas num microscópio óptico no mesmo dia da sua recolha. Foram avaliados e registados fotograficamente o tamanho dos flocos, a abundância de organismos filamentosos, procedendo-se de seguida à identificação dos microrganismos existentes.

A realização da técnica de FISH seguiu a metodologia descrita por Amann (1995), podendo ser resumida nas seguintes etapas:

- Recolha, fixação da amostra com paraformaldeído 4% e conservação da amostra a -20 °C;
- Imobilização e desidratação das células sobre a lâmina;
- Hibridação das células com oligonucleotídeos fluorescentes;
- Lavagem das lâminas para otimização da especificidade;
- Coloração das células com DAPI;
- Adição de “*anti-fading*” (CitiFluor) sobre a amostra recém preparada (para evitar a perda da fluorescência) e cobertura da lâmina com lamela;
- Observação em microscópio epifluorescente com recolha de imagens.

Durante o período de monitorização do sistema piloto foram recolhidas quatro amostras do licor misto do reator aeróbio, duas em cada ensaio realizado. Com o objetivo de avaliar o desempenho do sistema de tratamento na remoção dos nutrientes (N e P) foram escolhidas as sondas presentes no Quadro 3.3. Foram consideradas as células coradas com DAPI como sendo 100% do total de indivíduos.

Quadro 3.2: Parâmetros físico-químicos, metodologias adotadas, frequência analítica e amostras recolhidas.

Parâmetro físico-químico	Unidade	Metodologia	Frequência	Amostra recolhida
Oxigênio Dissolvido (OD)	mg O ₂ L ⁻¹	Sonda multiparâmetros (YSI 6600)	Duas a três vezes por semana	Licor misto
Temperatura	°C	Sonda multiparâmetros (YSI 6600)	Duas a três vezes por semana	Licor misto
pH	-	Sonda multiparâmetros (YSI 6600)	Duas a três vezes por semana	Afluente e Licor misto
Potencial de Oxidação-Redução (ORP)	mV	Sonda multiparâmetros (YSI 6600)	Duas a três vezes por semana	Lama recirculada
Carência Química de Oxigênio (CQO)	mg O ₂ L ⁻¹	Digestão em refluxo fechado. Leitura em espectrofotômetro HACH®, modelo DR-4000. 5220 D ^a	Duas vezes por semana	Afluente e efluente
Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO ₅)	mg O ₂ L ⁻¹	Manométrica com digestão de 5 dias em base agitadora HACH®, modelo BOD-TRACK. 5210 B ^a	Uma vez por semana	Afluente e efluente
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg L ⁻¹	Método gravimétrico em membrana de fibra de vidro (0,47 µm). 2540 D ^a	Duas vezes por semana	Afluente, licor misto e efluente
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	mg L ⁻¹	Método gravimétrico em membrana de fibra de vidro (0,47 µm). 2540 E ^a	Duas vezes por semana	Afluente, licor misto e efluente
Índice de Volume de Lamas (IVL)	mL g ⁻¹	Índice de Mohlman	Duas vezes por semana	Licor misto
Azoto Kjeldahl (NK)	mg L ⁻¹	Digestão em digestor VELP®, modelo DK-20, em meio ácido com oxidação forçada (H ₂ SO ₄), posterior destilação em aparelho VELP®, modelo UDK 130D e titulação com H ₂ SO ₄ 0,0 2N. 4500-Norg B ^a	Duas vezes por semana	Afluente e efluente
Azoto amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	mg L ⁻¹	Destilação em aparelho VELP®, modelo UDK 130D e titulação com H ₂ SO ₄ 0,02 N. 4500-NH ₃ C ^a	Duas vezes por semana	Afluente e efluente
Nitrito (N-NO ₂)	mg L ⁻¹	Método colorimétrico da Alfaftilamina. Leitura em espectrofotômetro HACH®, modelo DR-4000.	Duas vezes por semana	Afluente e efluente
Nitrato (N-NO ₃)	mg L ⁻¹	Método colorimétrico da Brucina. Leitura em espectrofotômetro HACH®, modelo DR-4000.	Duas vezes por semana	Afluente e efluente
Fósforo Total (P _T)	mg L ⁻¹	Método colorimétrico do Vanadomolibdato. Leitura em espectrofotômetro HACH®, modelo DR-4000. 4500-P C ^a	Uma vez por semana	Afluente e efluente
Polissacarídeos (PS)	mg L ⁻¹	Método de Dubois <i>et al.</i> (1956)	Uma vez por semana	Licor misto e lama recirculada
Proteínas (PT)	mg L ⁻¹	Método de Lowry <i>et al.</i> (1951)	Uma vez por semana	Licor misto e lama recirculada

^a Referência da metodologia utilizada de acordo com APHA (2005).

Quadro 3.3: Sondas utilizadas na detecção de microrganismos, em amostras de lama ativada, pela técnica de FISH.

Nome da sonda	Especificidade	Sequência (5' – 3')	Referência
EUB _{mix} 338 (I, II e III)	Maioria das <i>planctomycetales</i> e <i>verrucomicrobiales</i>	GCT GCC TCC CGT AGG AGT GCA GCC ACC CGT AGG TGT GCT GCC ACC CGT AGG TGT	I -Amann <i>et al.</i> , 1990 II e III -Daims <i>et al.</i> , 1999
NSO 190	Betaproteobacteria, oxidantes de azoto amoniacal	CGA TCC CCT GCT TTT CTC C	Mobarry <i>et al.</i> , 1996
Ntspa 662	Género <i>Nitrospira</i>	GGA ATT CCG CGC TCC TCT	Daims <i>et al.</i> , 2001
PAE 997	<i>Pseudomonas</i> spp	TCT GGA AAG TTC TCA GCA	Amann <i>et al.</i> , 1996
PAO _{mix} (651 e 846)	Maioria dos membros <i>Candidatus Accumulibacter</i>	CCC TCT GCC AAA CTC CAG GTT AGC TAC GGC ACT AAA AGG	Crocetti <i>et al.</i> , 2000 Liu <i>et al.</i> , 2001

3.5 Parâmetros operacionais

Para uma verificação adequada do desempenho e eficiência do processo em estudo, foram obtidos os seguintes parâmetros operacionais: índice de volume de lamas (IVL), relação alimento/microrganismo (A/M), carga orgânica volumétrica (CV), tempo de retenção hidráulico (TRH), tempo de retenção de sólidos (TRS), coeficiente de produção celular observado (Y_{obs}) e eficiência alcançada pelo processo para os vários parâmetros físico-químicos analisados. A obtenção destes parâmetros seguiu o plano de monitorização descrito em 3.4., ou seja, todos os parâmetros operacionais foram calculados duas vezes por semana à exceção da relação A/M, devido ao CBO_5 ser analisado apenas uma vez por semana, como indica o Quadro 3.2.

3.5.1 Índice de volume de lamas

A sedimentação da lama foi avaliada segundo o IVL, Equação (3.1):

$$IVL = \frac{VL}{X} \quad (3.1)$$

Onde IVL é o índice de volume de lamas ($mL g^{-1}$), VL representa o volume de lamas sedimentado na proveta de 1 L ao fim de 30 minutos ($mL L^{-1}$) e X é a concentração de biomassa no reator aeróbio ($g SSV L^{-1}$).

3.5.2 Relação alimento/microrganismo

A relação A/M foi obtida pela Equação (3.2):

$$A/M = \frac{S_0 Q}{X V} \quad (3.2)$$

Onde A/M é a relação alimento/microrganismo ($g CBO_5 g^{-1} SSV d^{-1}$), S_0 corresponde à concentração de substrato no afluente ($g CBO_5 m^{-3}$), Q é o caudal afluente ($m^3 d^{-1}$), X representa a concentração de biomassa no reator aeróbio ($g SSV m^{-3}$) e V é o volume do reator aeróbio (m^3).

3.5.3 Carga orgânica volumétrica

A carga orgânica volumétrica aplicada no sistema de tratamento é calculada segundo a Equação (3.3):

$$CV = \frac{S Q}{V} \quad (3.3)$$

Onde CV é a carga orgânica volumétrica aplicada por dia (kg CQO m⁻³ d⁻¹), S corresponde à concentração de substrato afluente à unidade experimental (kg CQO m⁻³), Q representa o caudal afluente (m³ d⁻¹) e V é o volume do reator aeróbio (m³).

3.5.4 Tempo de retenção hidráulico

O tempo de retenção hidráulico (TRH) foi dado pela Equação (3.4):

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad (3.4)$$

Onde TRH é o tempo de retenção hidráulico (dia), Q representa o caudal afluente (m³ d⁻¹) e V é o volume do reator (m³).

3.5.5 Tempo de retenção sólidos

O tempo de retenção de sólidos (TRS) representa o tempo médio de residência celular dentro do reator, que foi dado pela Equação (3.5):

$$TRS = \frac{X_{RA} V_{RA}}{X_S Q_S + X_R Q_R} \quad (3.5)$$

Onde TRS é o tempo de retenção de sólidos (dia); X_{RA}, X_S e X_R representam a concentração de biomassa no reator aeróbio, na saída do sistema e na lama rejeitada, respetivamente (g SST m⁻³); V_{RA} é o volume do reator aeróbio (m³); Q_S e Q_R correspondem ao caudal de saída e de lama rejeitada, respetivamente (m³ d⁻¹).

3.5.6 Coeficiente de produção celular observado

A estimativa da produção de lama foi determinada em função do coeficiente de produção celular observado (Y_{obs}), metodologia adaptada de Chon *et al.* (2011), aplicando o método da regressão linear, Equação (3.6):

$$Y_{obs} = \frac{\Delta X_{RA} V_{RA} + \sum (X_R Q_R + X_S Q_S) \Delta t}{\sum (S_E Q_E - S_S Q_S) \Delta t} \quad (3.6)$$

Onde Y_{obs} é o coeficiente de produção celular observado; ΔX_{RA} e Δt são a variação de SST (g m⁻³) e a variação do tempo (dias) no reator aeróbio, respetivamente; X_R e X_S correspondem à concentração de lama rejeitada do sistema e à concentração de biomassa na saída do sistema, respetivamente (g SST m⁻³); V_{RA} é o volume do reator aeróbio (m³); S_E e S_S representam a concentração de substrato na entrada e saída do sistema, respetivamente (g CQO m⁻³); Q_E, Q_S e Q_R são o caudal de entrada, de saída e de lama rejeitada, respetivamente (m³ d⁻¹).

3.5.7 Eficiência

A eficiência de remoção, para os parâmetros SST, SSV, CQO, CBO₅, P_T, NK e N-NH₄⁺, foi obtida segundo a Equação (3.7).

$$E = \frac{(C_A - C_E)}{C_E} \times 100 \quad (3.7)$$

Onde E é a eficiência de remoção (%), C_A corresponde à concentração do afluente (mg L⁻¹) e C_E é a concentração do efluente (mg L⁻¹).

3.6 Estatística descritiva

Os resultados obtidos durante os dois ensaios realizados foram analisados recorrendo à estatística descritiva, utilizando o ExcelTM 2013.

A análise estatística descritiva apresenta informações sobre a tendência central e a dispersão dos dados. A sua utilização possibilitou a obtenção dos seguintes parâmetros: média, desvio-padrão, mínimo, máximo e número total de amostras (n).

4 Resultados e discussão

4.1 Caracterização do afluente

As características do afluente (água residual bruta) e as cargas orgânicas volumétricas (CV) aplicadas durante a realização dos ensaios de referência (ER) e de minimização (EM) apresentam-se no Quadro 4.1.

Os valores médios dos parâmetros físico-químicos analisados apresentam concentrações de acordo com as características médias apresentadas pelas águas residuais domésticas (Metcalf & Eddy, 2003).

Verifica-se um aumento de 78% de CV do ensaio de referência para o ensaio de minimização, explicado pela utilização de caudais distintos nos ensaios de referência e de minimização, 2,1 e 3 m³ d⁻¹, respetivamente, acompanhados pelo aumento de concentração dos diversos parâmetros analisados.

Quadro 4.1: Caracterização do afluente durante o ensaio de referência (ER) e o ensaio de minimização (EM) (valor médio ± desvio padrão).

Parâmetro	ER	n	EM	n
pH	7,20 ± 0,10	7	7,12 ± 0,11	7
CQO (mg O ₂ L ⁻¹)	491,85 ± 208,98	14	609,52 ± 372,26	14
CBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	293,56 ± 83,34	9	390,94 ± 260,47	9
SST (mg L ⁻¹)	246,32 ± 102,53	15	336,62 ± 304,69	15
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	41,66 ± 8,05	15	38,44 ± 14,73	16
P _T (mg L ⁻¹)	4,67 ± 2,29	9	5,97 ± 3,37	9
CV (kg CQO m ⁻³ d ⁻¹)	0,41 ± 0,18	14	0,73 ± 0,45	14

n: número de amostras.

A análise da relação CBO₅/CQO permite avaliar o grau de biodegradabilidade do afluente nos dois períodos de estudo. Constata-se que o afluente no ensaio de referência apresentou uma biodegradabilidade inferior (0,60) à do ensaio de minimização (0,64). De acordo com Metcalf & Eddy (2003), ambos os valores obtidos estão dentro do intervalo (0,30 a 0,80) esperado para águas residuais domésticas.

4.2 Oxigénio dissolvido, temperatura, pH e potencial de oxidação-redução

Os valores médios, desvio padrão, máximo, mínimo e número de amostras de oxigénio dissolvido (OD), temperatura (T) e pH medidas *in situ* no reator aeróbio são apresentados no Quadro 4.2.

Observa-se uma concentração média de OD superior no ensaio de minimização relativamente ao ensaio de referência. Durante o ensaio de referência, verificaram-se concentrações de OD inferiores a 0,50 mg L⁻¹ dando origem a uma situação de *bulking* filamentoso e à flotação excessiva de lamas no decantador secundário. Segundo Metcalf & Eddy (2003), a concentração de OD comumente

utilizada para a remoção da matéria orgânica é de 2 mg L⁻¹. Nos ensaios realizados os valores médios obtidos foram superiores aos recomendados.

Verifica-se que os valores médios de T registados no reator aeróbio foram superiores no ensaio de referência. Estes resultados são justificados pelo facto do trabalho experimental ter sido realizado em Florianópolis (Brasil), onde o ensaio de referência contemplou o final do verão e o outono e o ensaio de minimização o final do outono e o inverno.

As variações da concentração de OD obtidas também podem ser justificadas pelos resultados de temperatura apresentados, uma vez que com o aumento da temperatura diminui a solubilização de oxigénio no meio.

O pH apresentou valores médios próximos da neutralidade nos dois períodos de estudo, estando de acordo com a gama proposta por Metcalf & Eddy (2003), 6 e 9, para a ocorrência da oxidação da matéria orgânica.

Quadro 4.2: Resultados de OD, T e pH medidos *in situ* no reator aeróbio no ensaio de referência e no ensaio de minimização.

Parâmetro		Ensaio de referência	Ensaio de minimização
OD (mg O ₂ L ⁻¹)	Média	4,18	5,32
	DP	2,17	1,59
	Máximo	7,97	8,70
	Mínimo	0,46	1,66
	n	51	40
T (°C)	Média	26,07	21,08
	DP	1,52	1,38
	Máximo	28,60	24,30
	Mínimo	23,00	18,30
	n	49	41
pH	Média	6,92	7,12
	DP	0,46	0,50
	Máximo	7,83	8,22
	Mínimo	5,70	5,80
	n	51	41

DP: Desvio-padrão; n: número de amostras.

Os valores médios, desvio padrão, máximo, mínimo e número de amostras de oxigénio dissolvido (OD) e potencial de oxidação-redução (ORP), medidos *in situ* no reator de armazenamento de lamas são apresentados no Quadro 4.3. A monitorização do OD foi realizada novamente neste módulo experimental de modo a comprovar-se uma diminuição efetiva de oxigénio dissolvido no meio.

De acordo com Semblante *et al.* (2014) o valor médio de ORP obtido no ensaio de minimização indica que o reator de armazenamento de lamas foi mantido sob condições anóxicas, facto comprovado pela concentração média de OD obtida de 0,33 mg L⁻¹.

Quadro 4.3: Resultados de OD e ORP medidos *in situ* no reator de armazenamento de lamas no ensaio de minimização.

Parâmetro		Ensaio de minimização
OD (mg O ₂ L ⁻¹)	Média	0,33
	DP	0,07
	Máximo	0,54
	Mínimo	0,23
	n	49
ORP (mV)	Média	-31,07
	DP	14,32
	Máximo	-1,75
	Mínimo	-60,50
	n	33

DP: Desvio-padrão; n: número de amostras.

4.3 Carência química e bioquímica de oxigênio

As concentrações obtidas de carência química de oxigênio, total e solúvel (CQO e CQO_s), e de carência bioquímica de oxigênio (CBO₅) no afluente (A) e efluente (E), são apresentadas no Quadro 4.4. Pela análise do respectivo Quadro verifica-se um aumento de concentração média afluente da CQO, CQO_s e CBO₅ do ensaio de referência para o ensaio de minimização.

Quadro 4.4: Concentração de CQO, CQO_s e CBO₅ afluente e efluente no ensaio de referência e no ensaio de minimização (valor médio ± desvio padrão).

Parâmetro	Ensaio de referência			Ensaio de minimização		
	A	E	n	A	E	n
CQO (mg O ₂ L ⁻¹)	491,85 ± 208,98	80,66 ± 42,87	14	609,52 ± 372,26	66,06 ± 19,27	14
CQO _s (mg O ₂ L ⁻¹)	143,15 ± 57,58	34,94 ± 13,88	14	163,28 ± 75,90	41,94 ± 11,72	14
CBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	293,56 ± 83,34	59,28 ± 36,05	9	390,94 ± 260,47	42,24 ± 26,39	9

n: número de amostras.

A concentração de CQO afluente apresentou variações ao longo de ambos os ensaios analisados, Figura 4.1. No ensaio de referência, entre os dias 11 e 45 de operação, a concentração deste parâmetro foi relativamente constante. É de salientar que os valores obtidos nos dias 47, 89 e 96 de operação podem claramente ser interpretados como resultados atípicos, demonstrando flutuações que normalmente ocorrem numa ETAR.

A concentração de CQO efluente foi constante ao longo dos 124 dias de operação total da unidade experimental, com exceção dos resultados obtidos nos dias 47 e 50 (ER) em que se registaram valores máximos de 163,83 e 174,73 mg O₂ L⁻¹. Estes picos verificados podem ter sido causados principalmente pela flotação de lamas que ocorreu no decantador secundário.

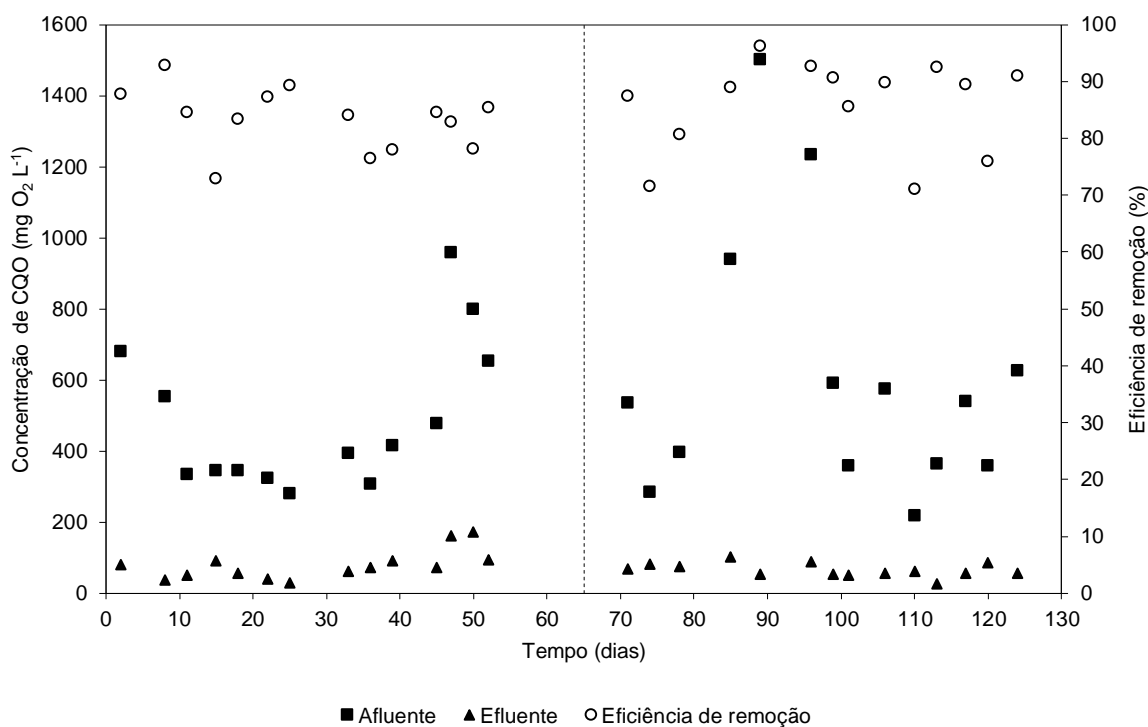


Figura 4.1: Perfil da concentração de CQO afluente e efluente e respectiva eficiência de remoção ao longo dos ensaios de referência e de minimização.

Relativamente às eficiências de remoção alcançadas por ambos os processos estudados, nos ensaios de referência e de minimização observaram-se 83,47 e 86,04%, respectivamente, de remoção de CQO. Embora se tenha registado um aumento da concentração média de CQO afluente do ensaio de referência para o de minimização, observa-se que o processo OSA conseguiu obter um desempenho bastante satisfatório na remoção da matéria orgânica.

As concentrações médias obtidas de CQO_s afluente e efluente foram semelhantes em ambos os ensaios, apresentando as seguintes eficiências de remoção: 73,74% no ensaio de referência e 69,35% no ensaio de minimização.

As concentrações de CBO₅ apresentaram um comportamento semelhante ao do parâmetro de CQO. Como descrito em 3.4.1 o parâmetro de CBO₅ foi analisado semanalmente, não podendo ser feita uma análise comparativa direta entre as Figuras 4.1 e 4.2. No entanto, é possível observar uma diminuição da concentração afluente de CBO₅ no início do ensaio de referência e um aumento no dia 89 de operação no ensaio de minimização, comportamento igualmente apresentado pelo parâmetro de CQO. A eficiência de remoção obtida foi de 79,02 e de 84,60%.

Velho *et al.* (2013), utilizando reatores de 10 L com TRH de 16 horas no reator anaeróbio, obtiveram eficiências de remoção de 87% e 94% para aos parâmetros CQO e CBO₅, respectivamente. Chen *et al.* (2003) e Chudoba *et al.* (1992) (condições anaeróbias) mostraram que a eficiência de remoção de CQO manteve-se inalterada no decorrer do estudo do processo OSA. Saby *et al.* (2003) melhoraram a remoção de CQO com a utilização do mesmo processo.

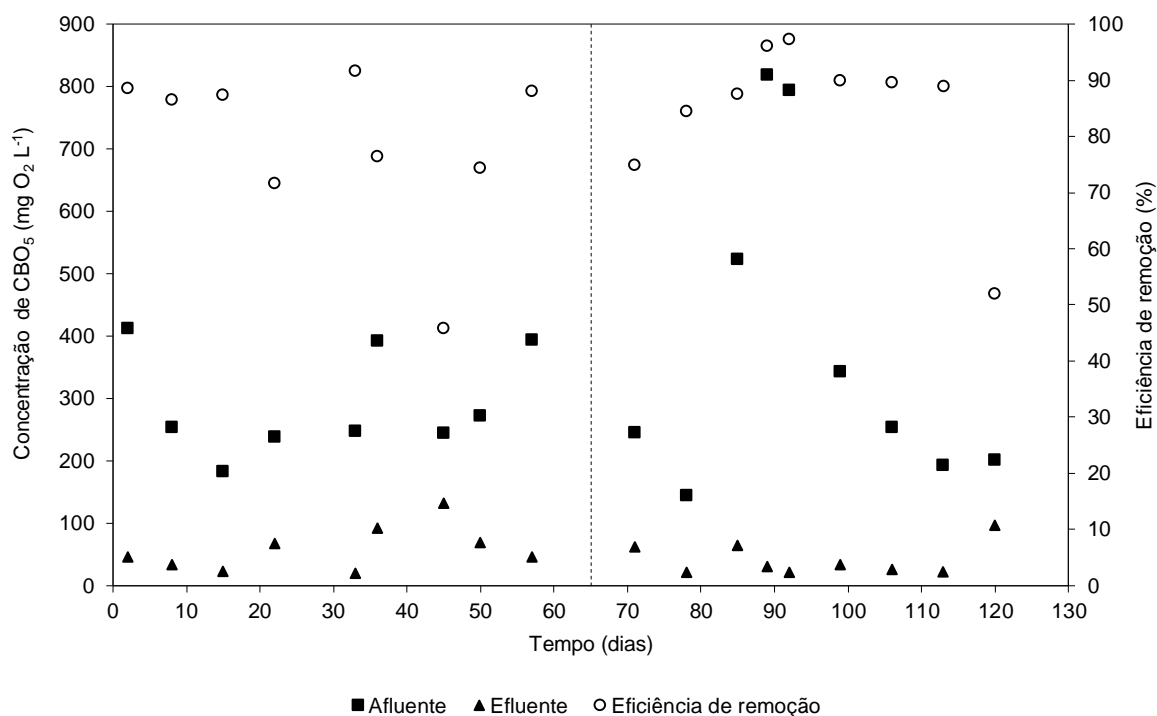


Figura 4.2: Perfil da concentração de CBO₅ afluente e efluente e respectiva eficiência de remoção ao longo dos ensaios de referência e de minimização.

4.4 Sólidos suspensos totais

As concentrações obtidas de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluente, são apresentadas no Quadro 4.5. Pela análise do Quadro, verifica-se um aumento da concentração média afluente de SST e SSV do ensaio de referência para o ensaio de minimização.

Quadro 4.5: Concentração de SST e SSV afluente e efluente no ensaio de referência e no ensaio de minimização (valor médio ± desvio padrão).

Parâmetro	Ensaio de referência			Ensaio de minimização		
	A	E	n	A	E	N
SST (mg L ⁻¹)	246,32 ± 102,53	46,29 ± 31,99	15	336,62 ± 304,69	22,13 ± 10,19	15
SSV (mg L ⁻¹)	201,43 ± 80,60	39,31 ± 27,83	15	263,07 ± 225,07	19,68 ± 8,53	15

n: número de amostras.

De acordo com a Figura 4.3, assim como também foi observado com os parâmetros CQO e CBO₅, constata-se que as concentrações afluentes de SST obtidas exibem alguma variabilidade. Os valores máximos verificados em ambos os ensaios foram considerados como observações atípicas, tendo sido, no entanto, consideradas no cálculo da média e do desvio-padrão.

Quanto à eficiência de remoção de SST, os processos de tratamento utilizados também apresentaram um bom desempenho, obtendo-se 81,21% no ensaio de referência e 89,37% no ensaio de minimização.

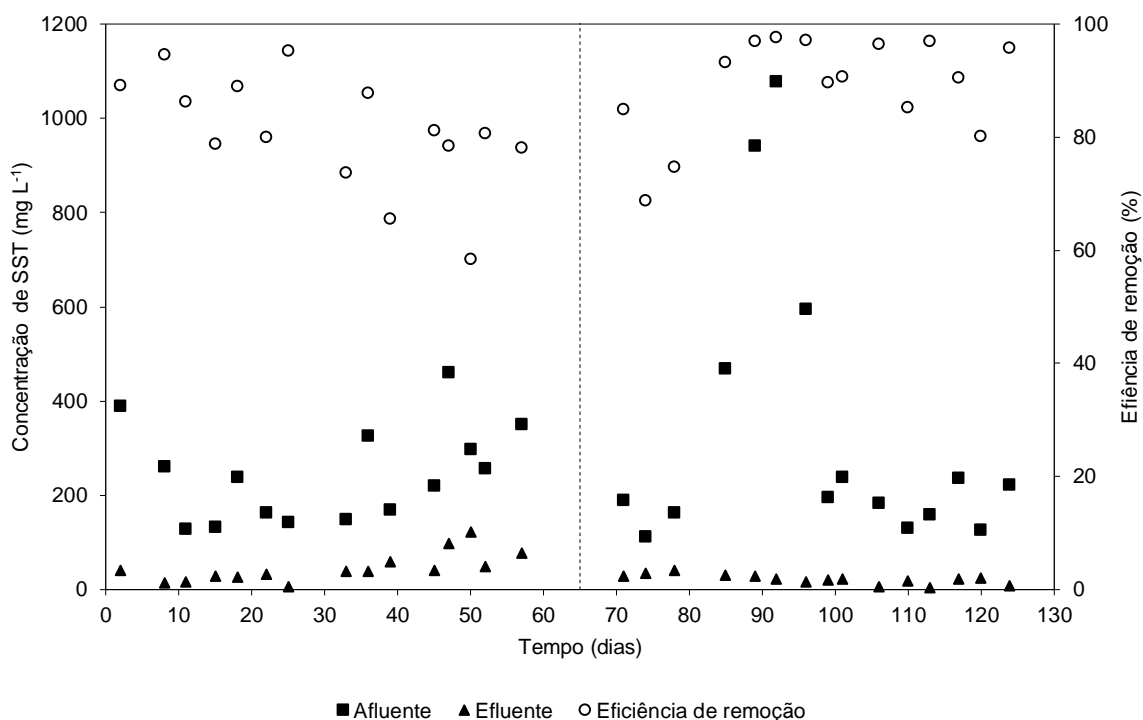


Figura 4.3: Perfil da concentração de SST afluente e efluente, e respetiva eficiência de remoção alcançada ao longo dos ensaios de referência e de minimização.

Destaca-se assim o facto de o processo OSA conseguir acompanhar o bom desempenho e eficiências de remoção obtidas pelo processo de lamas ativadas.

Relativamente aos SSV foram obtidas concentrações mínimas e máximas afluentes de 102,40 e 366,71 mg L⁻¹ no ensaio de referência e de 84,32 e 798,84 mg L⁻¹ no ensaio de minimização. No reator aeróbio, no ensaio de referência, a concentração média de SSV foi de 507,80 ± 233,38 mg L⁻¹ enquanto no ensaio de minimização a concentração média obtida foi de 472,84 ± 156,66 mg L⁻¹. Segundo Sperling (2007), as concentrações típicas de SSV num reator aeróbio variam entre 2500 e 4000 mg L⁻¹. Devido às características apresentadas pela água residual e à perda constante de biomassa no decantador secundário os valores do teor de SSV no interior do reator foram muito inferiores aos recomendados na bibliografia. Embora esta condição não tenha sido alcançada verificaram-se boas eficiências de remoção, 80,89% no ensaio de referência e 88,04% no ensaio de minimização.

4.5 Azoto Kjeldahl, azoto amoniacal, nitrito e nitrato

As concentrações obtidas de azoto Kjeldahl (NK), azoto amoniacal (N-NH₄⁺), nitrito (N-NO₂⁻) e de nitrato (N-NO₃⁻) no afluente e efluente, são apresentadas no Quadro 4.6. Pela análise do Quadro é possível observar concentrações médias afluentes de NK e N-NH₄⁺ superiores no ensaio de referência face ao ensaio de minimização. Ao longo de todo o período de monitorização a concentração afluente de N-NO₂⁻ e de N-NO₃⁻ foi nula. Relativamente ao efluente, foram observadas concentrações médias de N-NO₂⁻ e de N-NO₃⁻ superiores no ensaio de minimização.

As eficiências de remoção de NK alcançadas foram de 76,79% no processo de lamas ativadas e

Quadro 4.6: Concentração de NK, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ afluente e efluente no ensaio de referência e no ensaio de minimização.

Parâmetro	Ensaio de referência			Ensaio de minimização		
	A	E	n	A	E	n
NK (mg L ⁻¹)	53,12 ± 8,72	12,12 ± 8,29	14	51,52 ± 19,74	11,69 ± 9,68	15
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	41,66 ± 8,05	10,10 ± 7,25	15	38,44 ± 14,73	7,14 ± 9,57	16
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,00 ± 0,02	0,87 ± 0,89	15	0,01 ± 0,01	2,27 ± 1,13	16
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	n.d. ^a	1,22 ± 1,02	15	n.d. ^a	2,54 ± 2,03	16

^a não detetável; n: número de amostras.

no processo OSA.

Na Figura 4.4, observa-se o comportamento das concentrações de N-NH₄⁺ afluente e de N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ efluentes.

A concentração de N-NH₄⁺ afluente variou entre 26,88 e 52,64 mg L⁻¹ e entre 14,56 e 67,20 mg L⁻¹ nos ensaios de referência e de minimização, respectivamente. A concentração efluente oscilou entre 0,00 e 25,20 mg L⁻¹ no ensaio de referência e 0,00 e 35,84 mg L⁻¹ no ensaio de minimização. Obtiveram-se 76,29 e 82,52% de eficiência de remoção pelo processo de lamas ativadas e pelo processo OSA, respectivamente. Verifica-se assim, uma vez mais, um melhor desempenho do processo de minimização da produção de lamas.

As concentrações afluentes de N-NH₄⁺ obtidas por Ramos (2014), utilizando a mesma caixa de visita para captação da água residual, foram semelhantes às obtidas pelos ensaios de referência e de minimização. Esta autora operou a mesma unidade experimental utilizada no presente estudo, estudando a minimização da produção de lamas pela aplicação de ácido fólico.

A concentração efluente de N-NO₂⁻ e de N-NO₃⁻ ao longo de todo o período de monitorização, variou entre 0,03 e 3,55 mg L⁻¹ e entre 0,00 e 6,99 mg L⁻¹, respectivamente.

Analisando a Figura 4.4 é possível constatar a ocorrência de nitrificação nos dois ensaios realizados. Segundo Metcalf & Eddy (2003), a obtenção de taxas de nitrificação razoáveis é conseguida com valores de pH do meio entre 7,00 e 7,20. De acordo com o plano de monitorização realizado nesse intervalo de valores foi mantido no reator aeróbio.

A observação da presença de N-NO₂⁻ no efluente sugere a ocorrência incompleta do processo de nitrificação no ensaio de referência. No ensaio de minimização, tendo em conta a presença do reator anóxico em que a concentração de OD variou entre 0,23 e 0,54 mg L⁻¹, é possível ter ocorrido o processo de desnitrificação neste módulo da unidade de experimental. Concentrações reduzidas de OD, inferiores a 0,50 mg L⁻¹, inibem fortemente as taxas de nitrificação, podendo ocorrer nitrificação incompleta e consequentemente o aumento da concentração de N-NO₂⁻ no efluente será registado (Metcalf & Eddy, 2003). Segundo os mesmos autores o processo de desnitrificação pode ocorrer na presença de baixas concentração de OD. No entanto, concentrações de OD superiores a 0,2 mg L⁻¹ têm sido descritas como inibidoras deste processo.

Assim sendo, os resultados obtidos sugerem a ocorrência de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) em ambos os ensaios. No ensaio de referência poderá ter ocorrido no interior dos flocos no reator aeróbio ou no decantador secundário. No ensaio de minimização, como já referido, existem duas possíveis explicações para o aparecimento de N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ no efluente tratado: a ocorrência do processo de nitrificação incompleto e/ou a existência de NDS (nitrificação no reator aeróbio e desnitrificação no reator aeróbio ou anóxico).

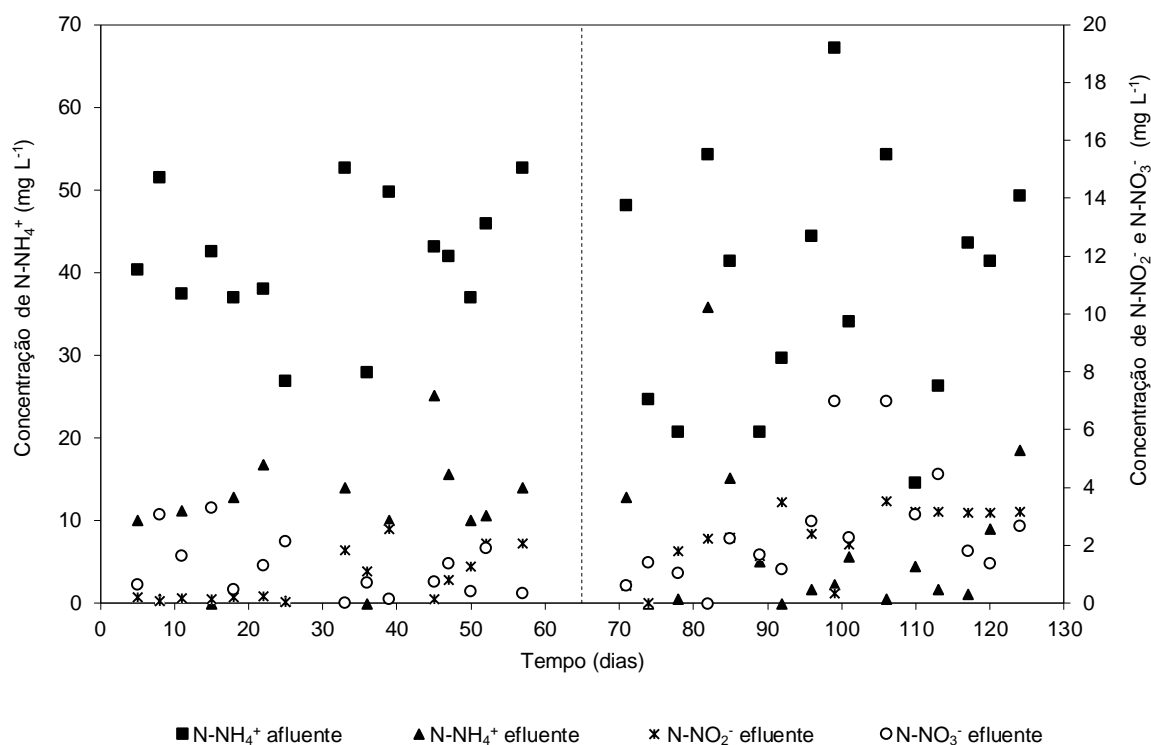


Figura 4.4: Perfil da concentração de N-NH_4^+ afluyente e efluente e da concentração de N-NO_2^- e N-NO_3^- efluente ao longo dos ensaios de referência e de minimização.

Em sistemas de tratamento de águas residuais com concentrações de OD inferiores a $0,50 \text{ mg L}^{-1}$ a NDS pode alcançar 90% de remoção de azoto (Metcalf & Eddy, 2003).

Segundo Semblante *et al.* (2014), a remoção de azoto não é influenciada negativamente pelo processo OSA. Ye *et al.* (2008) relataram que a eficiência de remoção de azoto total foi semelhante nos dois processos, lamas ativadas e OSA, obtendo eficiências de remoção de 28 a 30% e 30%, respetivamente.

4.6 Fósforo total

As concentrações obtidas de fósforo total (P_T) no afluyente e efluente são apresentadas no Quadro 4.7. Pela análise do referido Quadro constata-se um aumento da concentração média afluyente do ensaio de referência para o ensaio de minimização.

Quadro 4.7: Concentração de P_T afluyente e efluente no ensaio de referência e no ensaio de minimização (valor médio \pm desvio padrão).

Parâmetro	Ensaio de referência			Ensaio de minimização		
	A	E	n	A	E	n
$\text{P}_T (\text{mg L}^{-1})$	$4,67 \pm 2,29$	$2,29 \pm 1,72$	9	$5,97 \pm 3,37$	$2,99 \pm 1,60$	9

n: número de amostras.

Na Figura 4.5 é possível visualizar o comportamento do P_T ao longo do período de monitorização. Em ambos os ensaios verifica-se uma elevada variação das concentrações afluentes e efluentes, como também nas respetivas eficiências de remoção. No ensaio de referência a concentração

afluente variou entre 1,07 e 8,46 mg L⁻¹ e a concentração efluente entre 0,00 e 4,46 mg L⁻¹. No ensaio de minimização a concentração afluente oscilou entre 2,55 e 12,43 mg L⁻¹ e a concentração efluente entre 0,51 e 5,27 mg L⁻¹. O perfil de P_T obtido pode ser explicado por eventuais descargas pontuais realizadas pelo pequeno comércio existente na localidade.

Relativamente às eficiências de remoção alcançadas por ambos os processos estudados, nos ensaios de referência e de minimização observaram-se 52,25 e 45,59% de remoção de fósforo total, respetivamente. Registou-se assim, uma ligeira diminuição na remoção de P_T. No entanto, comparando os resultados obtidos com a bibliografia encontrada observa-se que estes foram bastante satisfatórios.

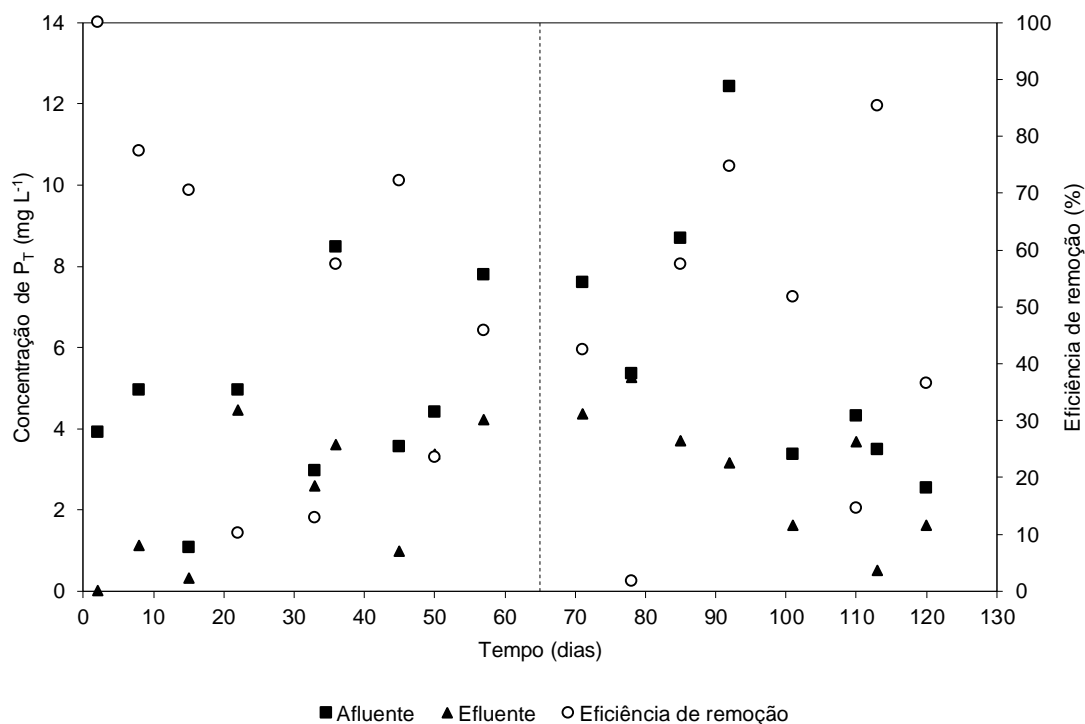


Figura 4.5: Perfil da concentração de P_T afluente e efluente e respetiva eficiência de remoção ao longo dos ensaios de referência e de minimização.

Chudoba *et al.* (1992) afirmaram que a eficiência de remoção de P-PO₄³⁻ no processo OSA (19 a 42%) foi mais elevada do que a do processo de lamas ativadas (2 a 18%). Estes autores observaram ainda que o processo OSA (condições anaeróbias) foi dominado por organismos acumuladores de fósforo PAO, representando 50 a 60% da população bacteriana total. Segundo Paul & Liu (2012), a remoção de fósforo obtida no processo OSA (condições anaeróbias) variou entre 40 a 60%.

4.7 Proteínas e polissacarídeos

As concentrações obtidas de proteína total e solúvel (P_T e P_S) e de polissacarídeo total e solúvel (P_T e P_S) presentes no licor misto (RA) e nas lamas ativadas recirculadas (RT) são apresentadas no Quadro 4.8.

Quanto à concentração média obtida de proteína total (P_T) e solúvel (P_S), observa-se um aumento deste parâmetro do ensaio de referência para o ensaio de minimização em ambos os pontos

Quadro 4.8: Concentração de PT_T , PT_S , PS_T e PS_S no licor misto (RA) e nas lamas ativadas recirculadas (RT) no ensaio de referência e no ensaio de minimização (valor médio \pm desvio padrão).

Parâmetro	Ensaio de referência			Ensaio de minimização		
	RA	RT	n	RA	RT	n
PT_T (mg L ⁻¹)	143,70 \pm 42,38	301,49 \pm 134,45	9	174,79 \pm 51,66	565,21 \pm 192,49	8
PT_S (mg L ⁻¹)	13,12 \pm 4,53	15,73 \pm 4,89	9	17,52 \pm 3,04	17,87 \pm 3,48	8
PS_T (mg L ⁻¹)	80,33 \pm 29,00	153,87 \pm 58,90	9	67,87 \pm 24,31	197,30 \pm 54,48	5
PS_S (mg L ⁻¹)	13,68 \pm 5,29	16,14 \pm 5,63	9	21,20 \pm 8,85	23,71 \pm 14,19	5

n: número de amostras.

de amostragem analisados. O mesmo se verifica para a concentração média de polissacarídeos total (PS_T) e solúvel (PS_S), com exceção dos resultados obtidos de PS_T no reator aeróbio em que se observa uma diminuição da concentração média do ensaio de referência para o ensaio de minimização.

Na Figura 4.6 é apresentado o comportamento da concentração de proteínas no licor misto. Observa-se que a fração solúvel representa uma pequena parte da proteína total existente, ou seja, é possível concluir que esta está localizada maioritariamente na biomassa.

Uma das hipóteses para a minimização da produção de lama ocorrer baseia-se no facto de que a lise celular acontece no sistema de tratamento. Como consequência, é de esperar um aumento da concentração de compostos orgânicos, devido à libertação para o meio de material intracelular como DNA, hidratos de carbono, proteínas e polissacarídeos, conforme mencionado por Semblante *et al.* (2014) e Wang *et al.* (2008). Comparando os dois ensaios, não foi verificado nenhum aumento significativo da solubilidade destes compostos no licor misto e nas lamas ativadas recirculadas após a introdução do reator anóxico.

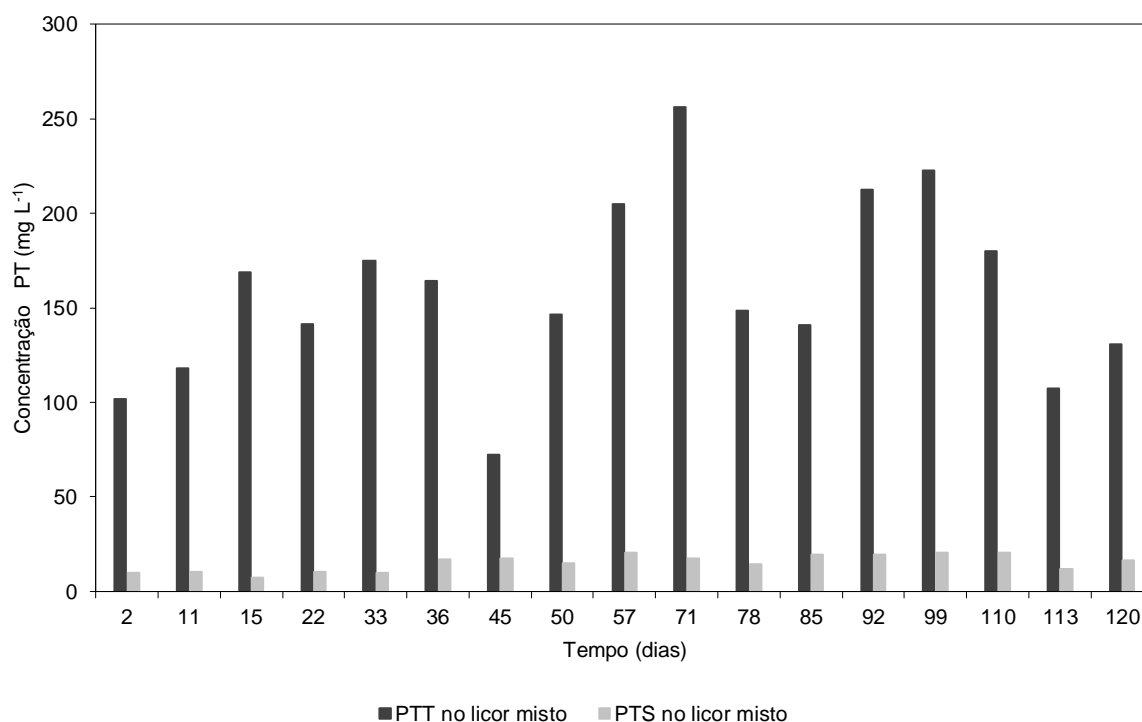


Figura 4.6: Concentração de PT_T e PT_S no licor misto ao longo dos ensaios de referência e de minimização.

4.8 Microscopia ótica

A visualização de amostras do licor misto do reator aeróbio recorrendo à microscopia ótica avaliou semelhanças qualitativas dos microrganismos envolvidos no sistema de tratamento nos dois ensaios realizados. As amostras recolhidas, em ambos os ensaios, revelaram a presença regular de flocos densos e organismos indicadores de estabilidade na unidade experimental de tratamento, como por exemplo *Vorticellas* sp., *Epistylis* sp., rotíferos, *Arcellas* sp. e *Aspidisca* sp. (Canler *et al.*, 1999). No entanto, em alguns períodos de monitorização no ensaio de referência, verificou-se a presença excessiva de bactérias filamentosas associadas ao fenómeno de flotação de lama, conhecido como *bulking* filamentoso. A ocorrência destes episódios coincidiu com a obtenção de valores de IVL muito elevados, sendo indicadores de uma diminuição da capacidade de sedimentação da lama.

Na Figura 4.7 pode visualizar-se exemplos dos microrganismos comumente encontrados nas análises microscópicas, durante a realização dos dois ensaios.

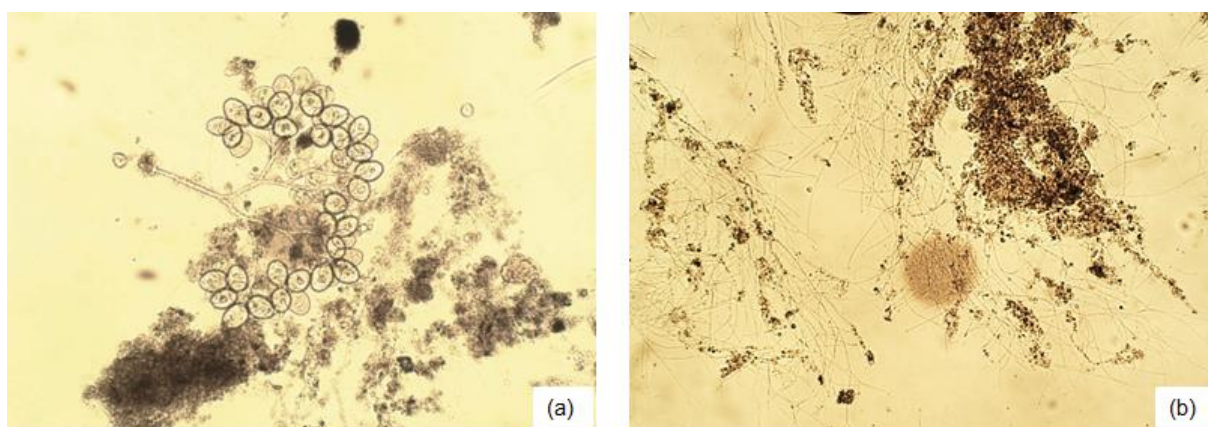


Figura 4.7: (a) *Epistylis* sp. (aumento de 100x). (b) Floco de lama densa evidenciando boa estrutura e bactérias filamentosas (aumento 100x).

Segundo resultados microscópicos obtidos por Velho *et al.* (2013) é possível obter lama ativada de boa qualidade microbiológica, aplicando a técnica de minimização OSA (condições anaeróbias), sem comprometer a qualidade do efluente final.

Ye *et al.* (2008) não observaram uma mudança significativa na diversidade das espécies predominantes no processo OSA face ao processo de lamas ativadas. No entanto, Wang *et al.* (2008) afirmaram que o processo OSA (condições anaeróbias) possuía uma gama mais ampla de espécies bacterianas que o processo de lamas ativadas.

4.9 Fluorescence in situ hybridization

Com a execução da técnica de *Fluorescence in situ hybridization* (FISH) observou-se que a comunidade microbiana durante o ensaio de referência foi heterogénea, apresentando material extracelular disperso no meio. Foi possível visualizar grandes colónias de bactérias do tipo cocos, diplococos, estafilococos, espirilos e bacilos (em forma de bastonetes) e detetou-se a presença de bactérias filamentosas compostas por filamentos longos. No ensaio de minimização a caracterização

apresentada pela microbiota foi semelhante à descrita no ensaio de referência, diferenciando-se na quantidade de bactérias filamentosas, uma vez que foi visualizada uma quantidade menor das mesmas apresentando filamentos curtos.

A Figura 4.8 ilustra as proporções de distribuição de bactérias oxidantes de azoto amoniacal (BOA), bactérias oxidantes de nitrito (BON), bactérias desnitrificantes e organismos acumuladores de fósforo (PAO) através da distribuição relativa de bactérias totais (células coradas com DAPI), Figura 4.8.

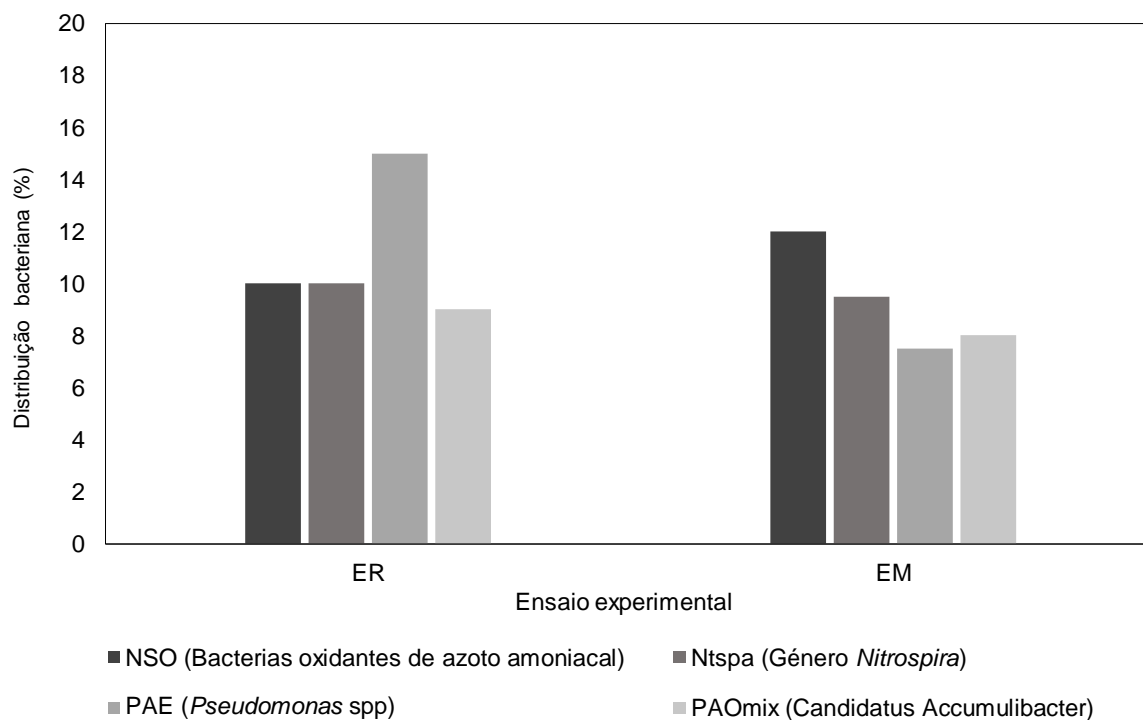


Figura 4.8: Proporção da distribuição bacteriana no licor misto analisada com a técnica de FISH nos ensaios de referência (ER) e de minimização (EM).

A observação das amostras hibridizadas com sonda EUB_{mix}, mostrou que aproximadamente 80% e 98% das bactérias estavam ativas no ensaio de referência e no ensaio de minimização, respetivamente. Verifica-se assim que a quantidade de microrganismos ativos no sistema não foi afetada pela mudança do processo de tratamento implementado no sistema, facto também reportado por Chen *et al.* (2003) ao avaliar possíveis causas para a redução de lama produzida no processo OSA.

As amostras analisadas durante o ensaio de referência possibilitaram a identificação de BOA (classe Betaproteobacteria) e de BON (género *Nitrospira*), Figura 4.9, ambos os tipos de bactérias com uma distribuição de 10%. Verificou-se, também neste ensaio, a presença de bactérias desnitrificantes (*Pseudomonas* spp.) com uma distribuição de 15%. No ensaio de minimização visualizaram-se BOA, BON e bactérias desnitrificantes com a seguinte distribuição: 12, 9,5 e 7,5%, respetivamente.

A análise qualitativa realizada pela técnica de FISH, avaliando o ciclo de azoto durante todo o período de monitorização do sistema de tratamento, veio complementar os resultados obtidos pelos parâmetros físico-químicos. A maior distribuição de BOA, visualizada no ensaio de minimização, está de acordo com as eficiências de remoção de N-NH₄⁺ obtidas, 76,29 e 82,52%, nos ensaios de

referência e de minimização, respectivamente. A distribuição de bactérias desnitrificantes (PAE) verificada do ensaio de referência para o ensaio de minimização sofreu uma redução para metade do valor inicial. É de salientar que a técnica de FISH apenas foi realizada no licor misto não tendo sido avaliada a distribuição destes microrganismos no reator anóxico. Assim sendo, complementando a análise físico-química realizada em 4.6 com a informação obtida pela técnica de FISH, é possível afirmar que as concentrações médias efluentes de $N-NO_2^-$ e de $N-NO_3^-$ obtidas no ensaio de referência podem dever-se à ocorrência do processo de desnitrificação no reator aeróbio (no interior dos flocos onde a concentração de OD poderá ser reduzida) e no processo OSA a introdução do reator anóxico poderá ter contribuído para um maior desenvolvimento de PAE dando origem ao aumento da concentração efluente de $N-NO_2^-$, ocorrendo assim o processo de desnitrificação no reator aeróbio e no reator anóxico.

Relativamente aos PAO, também foram identificados em ambos os ensaios, obtendo-se 9 e 8% de distribuição no ensaio de referência e no ensaio de minimização, respectivamente. Estes resultados estão de acordo com a eficiência de remoção de P_T obtida pelos parâmetros físico-químicos (52,25 e 45,59%). Uma vez que para ocorrer a remoção biológica de fósforo é necessário a existência de condições anaeróbias e aeróbias, a existência de PAO no licor misto durante o ensaio de referência poderá indicar, uma vez mais, que a difusão do oxigénio no reator aeróbio não ocorreu de forma uniforme. Segundo Nielsen *et al.* (2009), é comum na maioria das estações de tratamento onde se encontra implementado o processo *Enhanced Biological Phosphorus Removal* (EBPR), a existência de PAO com abundância relativa entre 3 a 15% da biomassa total. De acordo com Paul & Liu, as PAO representaram 31% da biomassa total analisada no processo OSA.

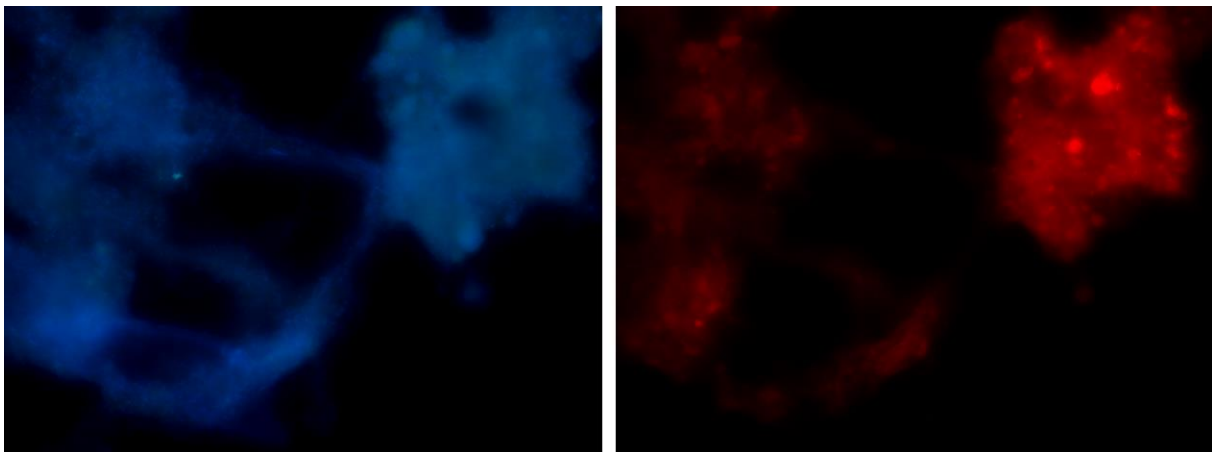


Figura 4.9: Células, presentes numa amostra de licor misto do ensaio de minimização, hibridizadas pela sonda Ntspa (DAPI em azul e hibridação em vermelho). Visualizações realizadas em microscópio epifluorescente (aumento 1000x).

4.10 Parâmetros operacionais

Os resultados obtidos para o índice volume de lamas (IVL), para a relação alimento/microrganismo (A/M) e para o tempo de retenção de sólidos (TRS) são apresentados no Quadro 4.9.

Analisando os resultados de IVL verifica-se uma diminuição deste parâmetro do ensaio de referência para o ensaio de minimização. Durante a monitorização do processo de lamas ativadas os mínimos e máximos de IVL obtidos foram 71,67 e 753,80 mL g⁻¹, respetivamente. No período em que se avaliou o processo OSA obtiveram-se os valores mínimos e máximos de 78,95 e 427,37 mL g⁻¹, respetivamente. Segundo a classificação apresentada por Sperling (2007), a lama produzida apresentou uma “péssima” sedimentação no ensaio de referência e uma “média” sedimentação no ensaio de minimização. De acordo com Semblante *et al.* (2014) elevados valores de IVL podem indicar uma pior sedimentação da lama, estando geralmente associados à propagação de bactérias filamentosas ou a elevadas concentrações de EPS. Chudoba *et al.* (1992) verificaram que o IVL no processo OSA (condições anaeróbias) foi bastante inferior ao observado num processo de lamas ativadas.

Em ambos os ensaios realizados, a relação A/M apresentou resultados superiores aos recomendados por Sperling (2007) indicando haver uma quantidade maior de substrato relativamente à biomassa existente no sistema.

O TRS da unidade experimental foi mantido entre 18 e 30 dias uma vez que foi mantido o funcionamento do sistema segundo o modo arejamento prolongado. No ensaio de referência e de minimização esse objetivo foi cumprido.

Quadro 4.9: Resultados do IVL, relação A/M e TRS no ensaio de referência (ER) e no ensaio de minimização (EM).

Parâmetro	ER	n	EM	n
IVL (mL g ⁻¹)	308,24 ± 249,78	15	158,26 ± 94,07	15
A/M (g CBO ₅ g ⁻¹ SSV d ⁻¹)	0,63 ± 0,36	9	1,04 ± 0,68	9
TRS (dia)	19,17 ± 12,75	15	20,71 ± 7,64	15

n: número de amostras.

Ye *et al.* (2008) estudaram o processo OSA aplicando três TRS diferentes no reator anóxico introduzido na linha de recirculação de lamas ativadas (5,5, 7,6 e 11,5 horas) e observaram que os valores de IVL obtidos foram geralmente menores do que os verificados no sistema controlo, operado segundo o processo de lamas ativadas.

4.11 Coeficiente de produção celular observado

A estimativa da produção de lama na unidade experimental foi realizada avaliando-se o coeficiente de produção celular (Y_{obs}). A produção de lama foi de 0,369 e de 0,080 g SST g⁻¹ CQO no processo de lamas ativadas e no processo OSA, respetivamente, atingindo-se uma minimização de 78% de lama produzida, Figura 4.10.

A elevada eficiência de redução da produção de lama ativada pela unidade experimental pode ser justificada tendo em conta a exposição a condições anóxicas (ORP de -33 mV) a que a mesma foi sujeita e a percentagem de recirculação de lamas utilizada. O elevado TRH escolhido para o reator anóxico (24 horas) demonstrou ser outro fator de grande importância para os resultados alcançados.

Wang *et al.* (2008), adotando TRH de 10 horas, obtiveram valores de Y_{obs} de 0,420 e 0,240 kg SST g⁻¹ CQO utilizando o processo de lamas ativadas e o processo OSA (condições anaeróbias),

respetivamente, com minimização da produção de lama de 40%. Chudoba *et al.* (1992), também aplicando o processo OSA (condições anaeróbias), obtiveram minimizações de 40 a 50% relativamente à de produção de lama (sólidos suspensos por CQO).

Ye *et al.* (2008), fazendo variar o TRS do reator anóxico entre 5,5, 7,6, e 11,5 horas, reduziram a taxa de produção de lamas em 33, 23 e 14% (sólidos suspensos por unidade de tempo), respetivamente.

Saby *et al.* (2003) estudaram a minimização da produção de lama utilizando o processo OSA num sistema MBR. Aplicando três ORP diferentes no reator anóxico/anaeróbio (+100, -100 e -250 mV), obtiveram eficiências de minimização da produção de lama de 20, 45 e 55%, respetivamente, face ao sistema de referência (MBR).

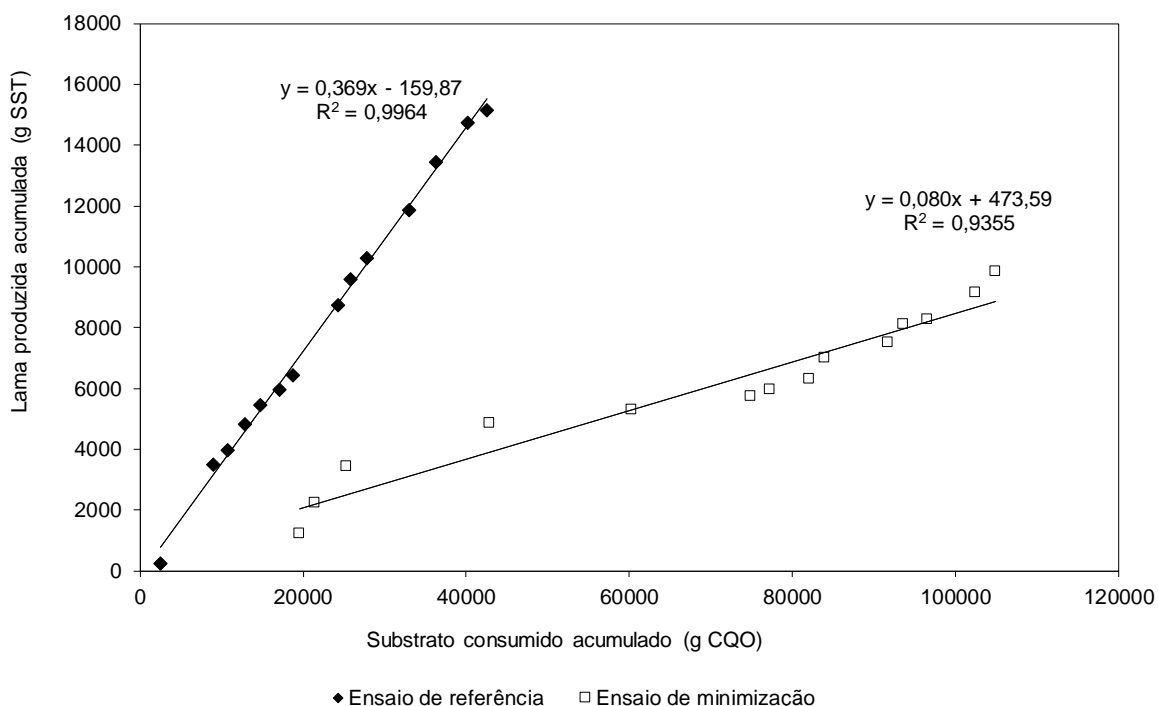


Figura 4.10: Coeficiente de produção celular observado obtido no ensaio de referência e no ensaio de minimização.

Uma vasta gama de configurações de processos e conjugações de parâmetros operacionais foram encontrados na bibliografia analisada. Este facto por vezes pode dificultar a comparação direta dos resultados obtidos com outros estudos realizados. No entanto, a redução da produção de lamas alcançada no presente estudo (78%) destaca-se positivamente face ao intervalo de minimização (14 a 55%) apresentado pelos autores anteriormente citados.

5 Conclusão e considerações finais

A unidade experimental apresentou um bom desempenho no ensaio de referência (processo de lamas ativadas) e no ensaio de minimização (processo OSA), mesmo tendo sido verificados aumentos de caudal e de concentração dos parâmetros físico-químicos analisados. Em ambos os ensaios foram alcançadas eficiências de remoções de CQO, SST e SSV superiores a 80%, de CBO₅, NK e N-NH₄⁺ superiores a 75% e de P_T, aproximadamente, de 50%.

Os parâmetros operacionais monitorizados auxiliaram a compreensão do tratamento desenvolvido ao longo do tempo na unidade experimental. Observou-se uma melhoria do IVL quando aplicado o processo OSA, obtendo-se uma melhoria da sedimentação da lama. A ocorrência de períodos de flotação de lama no decantador secundário durante o período de monitorização da unidade experimental, e consequente perda de biomassa do sistema, contribuíram para uma relação A/M elevada. O TRS do sistema de tratamento situou-se entre 18 e 30 dias, funcionando segundo o modo de arejamento prolongado.

Os resultados microbiológicos obtidos complementaram a informação físico-química adquirida. As visualizações microscópicas revelaram a presença regular de flocos densos e microrganismos indicadores de estabilidade na unidade experimental, com exceção do período em que foi verificada a situação de *bulking* filamentoso. A distribuição bacteriana visualizada pela técnica de FISH em ambos os processos estudados está de acordo com as eficiências de remoção obtidas pelos parâmetros físico-químicos. A menor percentagem de *Pseudomonas* spp. visualizada no ensaio de minimização sugere que o aumento da concentração média efluente de N-NO₂⁻ pode ser explicada pela ocorrência do processo de desnitrificação no reator anóxico.

A produção de lamas alcançada foi de 0,369 g SST g⁻¹ CQO no ensaio de referência e de 0,080 g SST g⁻¹ CQO no ensaio de minimização, obtendo-se uma redução de 78%. A concretização de estudos à escala piloto em que são consideradas as condições reais de operação que uma ETAR enfrenta diariamente deverão ser preferenciais, pois proporcionam uma análise mais realista do desempenho e eficiência dos processos em estudo.

Os objetivos inicialmente propostos para o desenvolvimento da presente dissertação foram cumpridos. A escolha dos parâmetros operacionais utilizados procurou inovar face à investigação científica desenvolvida até ao momento. Comunica-se assim, que parte dos resultados obtidos com o trabalho realizado foram incluídos em Pires *et al.* (2014), tendo sido o artigo aceite para comunicação oral no XXXIV Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, decorrido no México.

Atendendo ao trabalho realizado e à experiência adquirida, é necessário proceder a algumas considerações que poderão ser esclarecidas em trabalhos futuros. Ao longo do trabalho realizado foi observado continuamente períodos de flotação de lama no decantador secundário. A investigação sobre as possíveis causas para este acontecimento deverá ser efetuada.

Tendo em conta a redução da quantidade de lama produzida no processo OSA, é interessante perceber se a composição físico-química das mesmas é significativamente modificada.

Verifica-se efetivamente uma redução da produção de lamas utilizando o processo OSA, no entanto a informação existente sobre os custos de instalação ou adaptação, de operação, de

manutenção e energéticos do processo é bastante escassa. Assim sendo, uma análise de custo-benefício deve ser efetuada de modo a fundamentar a eficácia do processo e a sua viabilidade à escala real.

Existe pouca compreensão sobre os mecanismos responsáveis pela minimização da produção de lamas. Uma análise das transformações na biodiversidade das lamas devido à introdução de um reator anóxico, que proporciona condições de oxidação-redução distintas do processo de lamas ativadas, deverá ser investigada.

Referências bibliográficas

- An, K., & Chen, G. (2008). Chemical oxygen demand and the mechanism of excess sludge reduction in an oxic-settling-anaerobic activated sludge process. *Journal of Environmental Engineering*, 134(6), 469–477.
- Andreoli, C. V., Sperling, M. von, & Fernandes, F. (2007). Sludge Treatment and Disposal. In: *Biological Wastewater Treatment*, v.6. London: IWA Publishing. 241 pp.
- Amann, R. I., Binder B. J., Olson, R. J., Chisholm, S. W., Devereux, R., & Stahl, D. A. (1990). Combination of 16S rRNA-targeted oligonucleotide probes with flow cytometry for analyzing mixed microbial populations. *Applied and Environmental Microbiology*, 56(6), 1919–25.
- Amann, R. (1995) In situ identification of microorganism by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes. In: Akkerman, A. D. L., Van Elsas, J. D. & De Bruijn, F. J. (eds). *Molecular microbial ecology manual*, 1–15.
- Amann, R., Ludwig, W., Schulze, R., Spring, S., Moore, E., & Schleifer, K.-H. (1996). rRNA-targeted oligonucleotide probes for the identification of genuine and former pseudomonads. *Systematic and Applied Microbiology*, 19, 501–509.
- APHA. Standard Methods for the examination of water and wastewater (2005). 21^a ed. Washington: American Public Health Association.
- Barnosky, A. D., Hadly, E. A., Bascompte, J., Berlow, E. L., Brown, J. H., Fortelius M., Getz, W. M., Harte, J., Hastings, A., Marquet, P. A., Martinez, N. D., Mooers, A., Roopnarine, P., Vermeij, G., Williams, J. W., Gillespie, R., Kitzes, J., Marshall, C., Matzke, N., Mindell, D. P., Revilla, E. & Smith, A. B. (2012). Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature*, 486, 52–58.
- Canler, J. P., Perret, J. M., Duchène, P., Cotteux, E. (1999). Aide au diagnostic des stations d'épuration par l'observation microscopique des boues activées. Cemagref Éditions.
- Chen, G.-H., An, K.-J., Saby, S., Brois, E., & Djafer, M. (2003). Possible cause of excess sludge reduction in an oxic-settling-anaerobic activated sludge process (OSA process). *Water Research*, 37(16), 3855–66.
- Chon, D.-H., Rome, M., Kim, Y. M., Park, K. Y., & Park, C. (2011). Investigation of the sludge reduction mechanism in the anaerobic side-stream reactor process using several control biological wastewater treatment processes. *Water Research*, 45(18), 6021–9.
- Chudoba, P., Morel, A., & Capdeville, B. (1992). The case of both energetic uncoupling and metabolic selection of microorganisms in the OSA activated sludge system. *Environmental Technology*, 13(8), 761–770.
- Crocetti, G. R., Hugenholtz, P., Bond, P. L., Schuler, A., Keller, J., Jenkins, D., & Blackall, L. L. (2000). Identification of polyphosphate-accumulating organisms and design of 16S rRNA-directed probes for their detection and quantification. *Applied and Environmental Microbiology*, 66(3), 1175–82.

Daims, H., Brühl, A., Amann, R., Schleifer, K.-H., & Wagner, M. (1999). The domain-specific probe EUB338 is insufficient for the detection of all Bacteria: Development and evaluation of a more comprehensive probe set. *Systematic and Applied Microbiology*, 22(3), 434–444.

Daims, H., Nielsen, J. L., Nielsen, P. H., Schleifer, K. H., & Wagner, M. (2001). In situ characterization of Nitrospira-like nitrite-oxidizing bacteria active in wastewater treatment plants. *Applied and Environmental Microbiology*, 67(11), 5273–84.

Daudt, C. G. (2012) Análise comparativa de técnicas para minimização da produção de lodo em sistemas de lodos ativados. Universidade Federal de Santa Catarina. 76 pp.

Dubois M., Gilles, K. A. H., Amilton, J. K., Rebers, P. A., & Smith, F. (1956) Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*, 28(3), 350–356.

Foladori, P., Andreottola, G. & Ziglio, G. (2010). *Sludge reduction technologies in wastewater treatment plants*. University of Trento, Italy. IWA Publishing. 361 pp.

Guo, W.-Q., Yang, S.-S., Xiang, W.-S., Wang, X.-J., & Ren, N.-Q. (2013). Minimization of excess sludge production by in-situ activated sludge treatment processes--a comprehensive review. *Biotechnology Advances*, 31(8), 1386–96.

Hassani, A., Nejaei, A., & Torabian, A. (2011). Excess sludge minimization in conventional activated sludge pilot plant by three chemical matters. *International Journal of Environmental Reseac*, 5(4), 981–988.

Hoffmann H. (2004). Caracterização de Funcionamento de ETE's de tipo Lodo ativado via imagem microscópica - estudo na região de Grande Florianópolis. In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, *Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - XI SILUBESA*. Rio de Janeiro: ABES, v. XI.

Iacob, V.-S. (2013). The Wastewater – A Problem of Integrated Urban Water Management. *Procedia Economics and Finance*, 6(13), 436–443.

Jin, A. K. (2004). *Reduction of excess sludge in an oxic-settling-anaerobic system: a modified activated sludge process*. University of Science and Technology. 202 pp.

Liu, W., Nielsen, A., Wu, J., Tsai, C., Matsuo, Y., & Molin, S. (2001). In situ identification of polyphosphate- and polyhydroxyalkanoate-accumulating traits for microbial populations in a biological phosphorus removal process. *Environmental Microbiology*, 3(2), 110–122.

Lofrano, G., & Brown, J. (2010). Wastewater management through the ages: a history of mankind. *The Science of the Total Environment*, 408(22), 5254–64.

Lowry, O. H., Rosebrough, N. J., Farr, A. L., & Randall, R. J. (1951). Protein Measurement with the Folin Phenol Reagent. *The Journal of Biological Chemistry*, 193, 265–275.

Mahmood, T., & Elliott, A. (2006). A review of secondary sludge reduction technologies for the pulp and paper industry. *Water Research*, 40(11), 2093–112.

Mesquita, D. P., Amaral, A. L., & Ferreira, E. C. (2013). Activated sludge characterization through microscopy: a review on quantitative image analysis and chemometric techniques. *Analytica Chimica Acta*, 802, 14–28.

- Metcalf & Eddy (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4 ed. New York: McGraw-Hill. 1819 pp.
- Mobarry, B. K., Wagner, M., Urbain, V., Rittmann, B. E., & Stahl, D. A. (1996). Phylogenetic probes for analyzing abundance spatial organization of nitrifying bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* 62, 2156–62.
- Nardelli, P., Foladori, P., & Andreottola, G. (2008). Riduzione dei fanghi di supero mediante idrolisi in ambiente anaeróbico controllato: l'impianto di Levico. In: Proceedings of the International Symposium on Sanitary and Environmental Engineering. Firenze: ANDIS.
- Nielsen, P. H., Daims, H., & Lemmer, H. (Eds.) (2009). *FISH Handbook for Biological Wastewater Treatment*. London: IWA Publishing. 123 pp.
- Paul, E. & Liu, Y (Eds.) (2012). *Biological sludge minimization and biomaterials/bioenergy recovery technologies*. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc. 513 pp.
- Pires, A. S. C. D., Lopes, A. M. B., Martins, C. L., Duarte, E. C. N. F. A., & Costa, R. H. R. (2014) Minimization of sludge production in an oxic-settling-anaerobic (OSA) process. In: XXXIV Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, México.
- Ramos, S. (2014). Avaliação de processo de lodos ativados com aplicação de ácido fólico como estratégia de minimização da produção de lodo. Universidade Federal de Santa Catarina. 119 pp.
- Saby, S., Djafer, M., & Chen, G. (2003). Effect of low ORP in anoxic sludge zone on excess sludge production in oxic-settling-anoxic activated sludge process. *Water Research*, 37(1), 11–20.
- Semblante, G. U., Hai, F. I., Ngo, H. H., Guo, W., You, S.-J., Price, W. E., & Nghiem, L. D. (2014). Sludge cycling between aerobic, anoxic and anaerobic regimes to reduce sludge production during wastewater treatment: Performance, mechanisms, and implications. *Bioresource Technology*, 155C, 395–409.
- Soares, M. R. (2004). Coeficiente de distribuição (kd) de metais pesados em solos do estado de São Paulo. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Sperling, M. von, & Chernicharo, C. A. L (2005a). *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions*, v.1. London: IWA Publishing. 835 pp.
- Sperling, M. von, & Chernicharo, C. A. L (2005b). *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions*, v.2. London: IWA Publishing. 1460 pp.
- Sperling, M. von. (2007). Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors. In: *Biological Wastewater Treatment*, v.4. London: IWA Publishing. 332 pp.
- Surerus, V., Giordano, G., & Teixeira, L. (2014). Activated sludge inhibition capacity index. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 31(02), 385–392.
- Velho, V. F., Maestri, R. S., Martins, C. L., Filho, P. B., & Costa, R. H. R. (2013). Estratégias para reduzir a produção de lodo, *Hydro*, 80, 52–55.
- Wang, J., Zhao, Q., Jin, W., & Lin, J. (2008). Mechanism on minimization of excess sludge in oxic-settling-anaerobic (OSA) process. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China*, 2(1), 36–43.

- Wei, Y., Van Houtenb, R., T., Borgerb, A., R., Eikelboomb, D., H. & Fana Y. (2003) Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. *Water Research*, 37(18), 4453–67.
- Wolff, D. B., Chavez, J. C. O., Paul, E., & Costa, R. H. R. (2003). Estudo da biomassa heterotrófica e autotrófica ativa desenvolvida em reatores híbridos no tratamento de esgoto urbano. In: SINAFERM2003 – XIV Simpósio Nacional de Fermentações. Florianópolis, Brasil.
- Water Assessment Programme (WWAP). (2012). The United Nations World Water Report 4: Managing Water under uncertainty and risk. Unesco, Paris.
- Ye, F., & Li Y. (2010). Oxic-settling-anoxic (OSA) process combined with 3,3',4',5 tetrachlorosalicylanilide (TCS) to reduce excess sludge production in the activated sludge system. *Biochemical Engineering Journal*, 49(2), 229–234.
- Ye, F.-X., Zhu, R.-F. & Li, Y. (2008) Effect of sludge retention time in sludge holding tank on excess sludge production in the oxic-settling-anoxic (OSA) activated sludge process. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 83(1), 109–114.
- Zhou, Z., Qiao, W., Xing, C., Wang, Y., Wang, C., Wang, Y., Wang, Y., & Wang L. (2014). Sludge reduction and performance analysis of a modified sludge reduction process. *Water Sciency & Technology*, 69.5, 934–940.