



Universidade de Aveiro

2013

Departamento de Ambiente e
Ordenamento

**Patrícia Manuela
Oliveira da Silva**

Capacidade de nitrificação e desnitrificação da ETAR Sul da SIMRIA

Relatório de estágio apresentado à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente realizada sob a orientação científica do Doutor Luís Arroja, Professor do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Nenhum obstáculo é tão grande se a tua vontade de o vencer for maior!

O júri

presidente

Prof. Doutora Maria Helena Gomes de Almeida Gonçalves Nadais
Professor auxiliar da Universidade de Aveiro

Prof. Doutor Rui Alfredo da Rocha Boaventura
Investigador principal, Universidade do Porto - Faculdade de Engenharia

Prof. Doutor Luís Manuel Guerreiro Alves Arroja
Professor associado da Universidade de Aveiro

agradecimentos

Não podia deixar de agradecer:

À Universidade de Aveiro, instituição que gostei imenso de frequentar e que levo no coração.

A todos os meus docentes que fizeram parte da minha formação.

Ao professor Arroja, pela ajuda e coordenação durante o estágio e a elaboração deste relatório.

Ao engenheiro Milton Fontes, pela partilha da sabedoria, experiência, paciência, disponibilidade, ajuda, por tudo o que me ensinou e pela confiança que depositou em mim.

A toda a equipa de exploração da ETAR Sul da SIMRIA, pelo apoio, pela força, pela ajuda e pelo bom ambiente que me proporcionaram e me fez sentir parte da equipa.

À minha família, à qual poucas vezes agradeço e que me possibilitou todos estes anos de formação, pelo seu apoio incondicional e compreensão.

Ao Bruno, que me aturou nos piores momentos, no stress, me deu força e me apoiou sempre. Obrigada por me deixares partilhar contigo estes momentos.

Palavras-chave

Água residual, Azoto, Desnitrificação, ETAR, Lamas ativadas, Nitrificação

resumo

A água é um bem essencial e indispensável à sobrevivência dos seres vivos.

O consumo desmedido de água e a sua poluição pode ter inúmeras consequências para a saúde das populações, para o equilíbrio dos ecossistemas ou até mesmo levar à escassez ou desequilíbrio entre água necessária e disponível para consumo humano. Desta forma, torna-se essencial proteger os recursos hídricos, evitando a sua poluição e tratando-os.

O processo de tratamento biológico de águas residuais urbanas por lamas ativadas, tem vindo a ser amplamente usado nas ETAR- Estação de Tratamento de Águas Residuais.

O presente relatório tem como objetivo o estudo da capacidade de nitrificação do reator biológico da ETAR Sul, se este processo está já a ser realizado ou no caso de não, qual o dimensionamento necessário para tal.

Foi realizado o estudo do dimensionamento para o tanque com e sem processo de nitrificação, com base numa caracterização de diversas formas de azoto afluente ao reator biológico, nomeadamente, azoto total, azoto de Kjeldahl, nitratos e nitritos.

Conclui-se que para o caudal atual, a ETAR precisa de 6112 m^3 , para realizar o processo de nitrificação e para o caudal esperado nos próximos anos, de $22134 \text{ m}^3/\text{d}$, precisará de um volume de $7562,8 \text{ m}^3$. Estes dois casos são possíveis uma vez que o volume necessário não ultrapassa o existente. No caso do caudal descrito para o horizonte de projeto, a ETAR iria precisar de $9539,7 \text{ m}^3$ a mais do que o existente.

Em relação ao processo de desnitrificação a ETAR consegue realizar o processo juntamente com a nitrificação apenas para o caudal atual, quando utilizados os outros valores de caudal a ETAR não consegue dar resposta em termos de volume disponível à realização dos processos.

keywords

Wastewater, nitrogen, denitrification, WWTP activated sludge, nitrification

abstract

Water is essential and indispensable to the survival of living beings.

The excessive consumption of water and its pollution may have numerous consequences for the health of populations, the balance of ecosystems or even lead to water scarcity or imbalance between needed and available water for human consumption. Thus, it becomes essential to protect water resources, preventing pollution and treating them.

The process of biological treatment of urban waste water by activated sludge has been widely used in WWTP- Wastewater Treatment Plant.

This report aims to evaluate the ability of nitrification of the biological reactor, verify if this process is already being done, or if not, what is the required sizing for this.

The study was conducted for scaling the tank with and without nitrification process, based on a characterization of various forms of nitrogen affluent to the biological reactor, including nitrogen total Kjeldahl nitrogen, nitrate and nitrite.

It was concluded that to the current flow , the WWTP needs 6,112 m³ to perform nitrification and for the flow rate expected in the upcoming years, 22,134 m³ / d, will need a volume of 7562.8 m³. These two cases are possible once the required volume does not exceed the existing one. In the case of the flow described for the horizon project, the WWTP would need 9539.7 m³, more than the existing one.

Regarding the denitrification process , the WWTP can perform the process with nitrification only for the current flow. When using other flow values , the WWTP fails to answer in terms of volume available to the realization of the processes.

Glossário

A/M – Razão Alimento/Microorganismos

Alk – Alcalinidade

CBO – Carência Bioquímica de Oxigênio

CBO₅ – Carência Bioquímica de Oxigênio após 5 dias

CQO – Carência Química de Oxigênio

ETAR – Estação de Tratamento de Água Residual

IVL – Índice Volumétrico de Lamas

MLSS – Mixed Liquour Suspended Solids

MLVSS - Mixed Liquour Volatile Suspended Solids

NKT – Azoto total de Kjeldahl

OD – Oxigênio dissolvido

SST - Sólidos Suspensos Totais

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

Índice

| | |
|--|------|
| Glossário..... | xi |
| Índice de Figuras | xv |
| Índice de Tabelas..... | xvii |
| Índice de ilustrações..... | xix |
| 1 Tratamento das Águas Residuais | 1 |
| 2 Objetivos do Estágio..... | 3 |
| 3 Apresentação da Empresa..... | 5 |
| 4 Apresentação e Descrição da ETAR SUL..... | 9 |
| 4.1 Processo de tratamento da água residual na ETAR SUL | 9 |
| 4.1.1 Tratamento da fase Líquida (Linha de água)..... | 10 |
| 4.1.2 Tratamento da fase sólida (Linha de Lamas)..... | 12 |
| 4.1.3 Cogeração (Linha de Gás)..... | 14 |
| 4.2 Legislação | 15 |
| 5 Tratamento Biológico..... | 17 |
| 5.1 Descrição do Processo Biológico de Lamas Ativadas | 17 |
| 5.1.1 Parâmetros do Processo..... | 19 |
| 6 Verificação do dimensionamento de alguns órgãos da ETAR..... | 27 |
| 7 Análise de dados da ETAR | 29 |
| 7.1 Caudal..... | 29 |
| 7.2 Caudal/Precipitação | 29 |
| 7.3 Sólidos Suspensos Totais..... | 30 |
| 7.4 Carência Química de Oxigénio | 31 |
| | 31 |
| 7.5 Carência Biológica que Oxigénio..... | 32 |
| 7.6 Razão A/M..... | 34 |
| 7.7 Índice Volumétrico de Lamas..... | 34 |
| 7.8 Idade das Lamas (TRS)..... | 35 |
| 8 Remoção de Azoto | 37 |
| 8.1 Azoto nas águas residuais | 37 |
| 8.1.1 Azoto amoniacal..... | 38 |
| 8.1.2 Nitratos..... | 38 |
| 8.1.3 Nitritos..... | 39 |

| | |
|--|----|
| 8.2 Remoção biológica de azoto | 39 |
| 8.2.1 Nitrificação | 41 |
| 8.2.2 Desnitrificação..... | 42 |
| 9 Estudo da capacidade de nitrificação da ETAR | 43 |
| 9.1 Dimensionamento do tanque para remoção de matéria orgânica..... | 43 |
| 9.2 Dimensionamento do tanque para remoção de matéria orgânica e Azoto | 46 |
| 9.3 Dimensionamento do tanque anóxico (Desnitrificação)..... | 49 |
| 9.3 Análise do dimensionamento..... | 51 |
| 10 Conclusões dos objetivos secundários do Estágio | 55 |
| Conclusões | 59 |
| Bibliografia | 61 |

Índice de Figuras

| | |
|--|----|
| Figura 1 - Esquema do processo convencional de lamas ativadas..... | 18 |
| Figura 2 - Caudal médio diário afluente da ETAR..... | 29 |
| Figura 3- Comparação de caudal e precipitação..... | 30 |
| Figura 4 - Comparação de valores de SST | 30 |
| Figura 5 - Comparação de eficiências de remoção de SST | 31 |
| Figura 6 - Comparação de valores de CQO | 31 |
| Figura 7 -- Comparação de valores de eficiência de remoção de CQO..... | 32 |
| Figura 8 - Comparação de valores de CBO ₅ | 33 |
| Figura 9 - Comparação de eficiências de remoção de CBO ₅ | 33 |
| Figura 10 - Comparação de valores de A/M com a gama de valores do METCALF&EDDY | 34 |
| Figura 12 - Valores de idade das lamas (TRS)..... | 35 |
| Figura 11 - Comparação de valores de IVL e Caudal de lamas em excesso | 35 |
| Figura 13 - Configuração do tanque anóxico | 49 |
| Figura 14- Esquema de corrosão das condutas | 57 |

Índice de Tabelas

| | |
|--|----|
| Tabela 1 - Requisitos para a descarga das estações de tratamento de águas residuais segundo Decreto-Lei 152/97 | 15 |
| Tabela 2 - Valores limite de emissão (VLE) na descarga de águas residuais, anexo XVIII do Decreto-lei 236/98 | 16 |
| Tabela 3 - TRS mínimo para tratamento (METCALF & EDDY, 2004) | 24 |
| Tabela 4 - Comparação de valores para decantação primária, reator biológico, caudais e população..... | 27 |
| Tabela 5 - Condições ótimas para a ocorrência de nitrificação. (BITTON, 1994)..... | 42 |
| Tabela 6 - Resultados das análises ao azoto | 43 |
| Tabela 7 - Características do efluente da ETAR..... | 44 |
| Tabela 8 - Dados a considerar no dimensionamento..... | 44 |
| Tabela 9 - Dados a considerar no dimensionamento com nitrificação..... | 46 |
| Tabela 10 - Fatores a considerar para dimensionamento do tanque anóxico | 49 |
| Tabela 11 - Tabela resumo do dimensionamento sem e com nitrificação | 51 |
| Tabela 12 - Tabela de valores do dimensionamento do tanque anóxico (Desnitrificação)..... | 52 |
| Tabela 13 - Constituição das ETAR de Vagos..... | 55 |

Índice de ilustrações

| | |
|--|----|
| Ilustração 1 - ETAR Sul..... | 9 |
| Ilustração 2 - Decantador secundário | 11 |
| Ilustração 3 - Reator biológico | 11 |
| Ilustração 4 - Digestor | 13 |
| Ilustração 5 - Silo de lama | 14 |
| Ilustração 6 - Gasómetro | 14 |
| Ilustração 7 - ETAR de Salgueiro..... | 55 |
| Ilustração 8 - ETAR de Santa Catarina..... | 55 |
| Ilustração 9 - ETAR de Ouca | 55 |

1 Tratamento das Águas Residuais

A gestão dos recursos hídricos enquadra-se no contexto ambiental e socioeconómico como um dos mais importantes instrumentos de gestão a nível nacional e mundial. É de conhecimento geral que a água doce de fácil captação, com propriedades que permitem ser utilizada para consumo humano e para outras atividades, existe em quantidades muito limitadas na natureza. Este facto obriga a que se desenvolva uma gestão equilibrada e equitativa deste recurso, o que não acontece na grande maioria dos casos. Atualmente muitas regiões do globo são confrontadas com a escassez de água, fruto do aumento da população, das crescentes atividades económicas e sobretudo de uma deficiente gestão da água. Assim, torna-se necessária a adoção de novas estratégias e soluções para a gestão da água.

O abastecimento de água às populações, o uso desta nas atividades humanas, a drenagem e o tratamento das águas residuais geradas, são os principais problemas que ainda hoje se encontram na temática da gestão dos recursos hídricos.

Uma água residual consiste no resíduo fluido que é desprezado após o uso da água para fins domésticos, industriais, agrícolas e serviços públicos, como a rega e limpezas urbanas, podendo ou não ter o acréscimo de águas pluviais ou outras infiltrações. Quando não tratada, uma água residual tende a representar uma ameaça para a saúde pública e ambiental. Assim, o tratamento de águas residuais surge na sociedade como uma forma de proteção do ambiente, da saúde pública e interesses económicos e sociais.

Deste modo, cresce a necessidade de remover a matéria poluente das águas residuais de maneira que estas possam ser descarregadas em cursos de água sem qualquer tipo de efeito ecológico adverso.

A Estação de Tratamento de Aguas Residuais (ETAR) tem um papel fundamental, na medida em que recebe e trata os efluentes domésticos e industriais da zona onde esta implementada e arredores, e faz o tratamento dos mesmos, com o objetivo de eliminar os riscos para a saúde pública representados pela presença de microrganismos patogénicos e/ou substâncias químicas tóxicas ou perigosas nas águas não tratadas e evitar a poluição do meio aquático, garantindo que a água residual tratada respeita as normas de descarga em meios recetores.

Segundo o Relatório do Estado do Ambiente (REA 2011), os índices de drenagem e tratamento das águas residuais encontram-se ainda aquém das metas estabelecidas pelos planos do sector. Em 2009, verificou-se que 83% da população de Portugal Continental estava coberta de sistemas públicos de drenagem mas apenas 72% estava efetivamente ligada a sistemas de tratamento, correspondendo estes valores a um crescimento de 3% nos sistemas de drenagem e 1% nos sistemas de tratamento em comparação com o ano anterior.

O aumento anual do volume de águas residuais a tratar e a consciencialização ambiental que tem vindo a aumentar na sociedade, acarretam uma legislação restritiva e influenciam o crescimento da importância dos estudos de novos processos de tratamento e/ou otimização dos já existentes.

O presente estágio advém da possibilidade de avaliar a capacidade da ETAR Sul da SIMRIA (Saneamento Integrado dos Municípios da Ria) potenciar o tratamento biológico, removendo azoto, através de processos de nitrificação/desnitrificação.

2 Objetivos do Estágio

O presente relatório de estágio tem como objetivo o estudo da capacidade de nitrificação/desnitrificação do reator biológico da ETAR Sul da SIMRIA.

Foram definidos como principais objetivos:

- Avaliação do dimensionamento dos principais órgãos da ETAR
- Estudo do potencial de nitrificação/desnitrificação do tanque biológico
- Dimensionamento do tanque biológico para realização do processo de nitrificação
- Proposta de soluções e alternativas tecnológicas
- Acompanhamento diário do funcionamento da ETAR

Foram ainda definidos como objetivos secundários:

- Acompanhamento da exploração das ETAR de Ouca, Santa Catarina e Salgueiro
- Acompanhamento do estudo e monitorização de soluções de controlo da septicidade nas condutas elevatórias do sistema a montante da ETAR
- Acompanhamento da revisão de projeto da ETAR da Ponte de Vagos

3 Apresentação da Empresa

A Ria de Aveiro é uma laguna que se encontra no centro norte de Portugal continental. Trata-se de uma vasta área que resultou do recuo do mar e onde desaguam os rios Vouga, Antuã, Boco e Cáster, sendo uma área onde as águas doces se misturam com águas salgadas.

Nas áreas adjacentes a ria de Aveiro existem 13 municípios: Águeda, Albergaria-a-Velha, Aveiro, Estarreja, Ílhavo, Mira, Murtosa, Oliveira do Bairro, Ovar, Vagos, Espinho, Santa Maria da Feira e Cantanhede. Estes municípios possuem importantes áreas industriais, sendo de salientar o Parque Químico de Estarreja, o Porto de Aveiro e a fábrica de pasta de papel Portucel, em Cacia. Estas indústrias bem como os efluentes gerados por um total de 800.000 habitantes equivalentes contribuíram, nos anos 80, para uma degradação da Ria de Aveiro, dada a não existência de controlo suficiente nas descargas de efluentes nem infraestruturas capazes de suportar, gerir e transportar este volume de efluente. Chegando desta forma a serem descarregados esgotos domésticos e principalmente industriais para a ria, e em sua maioria sem qualquer tratamento.

Nessa época, registava-se um fraco nível de população com infraestruturas de esgotos, só 21% da população era servida e 14% drenava para ETAR. Até que em 1987 o mapa de qualidade dos rios portugueses classifica o rio Vouga como “excessivamente poluído no seu curso inferior”. E deste conjunto de fatos, o governo decide criar um grupo de trabalho, em 1988 para o estudo da despoluição da Ria de Aveiro (GRIA), que através dos seus estudos levou à apresentação do “Plano Ria- Plano Integrado para a Resolução dos Problemas de Poluição na Ria de Aveiro” em 1990.

Em 1992 foi anunciada a extinção do GRIA, e com a sua extinção, a AMRIA – Associação de Municípios da Ria (1989), criada com o objetivo prioritário de contribuir eficazmente para a resolução dos problemas de poluição da Ria assume a responsabilidade do Plano Ria.

Em 1995 é elaborado o Plano Intermunicipal de Aguas Residuais, para garantir a articulação e compatibilização das infraestruturas de saneamento municipais com a solução integrada.

E é com o objetivo de implementar uma “solução para os problemas de saneamento da Ria de Aveiro, atenta a sua complexidade” que é criado o Sistema Municipal de Saneamento da Ria de Aveiro e constituída a SIMRIA – Saneamento Integrado dos Municípios da Ria em 1997.

A SIMRIA tem como objetivo de satisfazer as necessidades de recolha, tratamento e rejeição dos efluentes domésticos e industriais pertencentes ao Sistema Multimunicipal de Saneamento da Ria de Aveiro, promovendo a requalificação ambiental da sua zona de abrangência, nomeadamente, dos ecossistemas da Ria de Aveiro e Barrinha de Esmoriz, num quadro de sustentabilidade económica, financeira, técnica e social (SIMRIA, 2007).

Desta forma pode considerar-se que a SIMRIA contribui ativamente para uma gestão integrada da Ria de Aveiro, promovendo um destino ambientalmente mais favorável aos efluentes rejeitados pelos municípios.

A SIMRIA é responsável apenas pela recolha em “alta” isto é, do efluente entregue pelos municípios que é recolhido por estes porta-a-porta (no sistema em “baixa”). Esta empresa, à semelhança de outras empresas multimunicipais como a SIMLIS (Saneamento Integrado dos Municípios dos Municípios do Lis) ou SIMTEJO (Saneamento Integrado dos Municípios dos Municípios do Tejo e Trancão), foi a solução encontrada pelo estado para possibilitar a realização de infraestruturas de nível supra municipal, incomportáveis para um único município, quer na fase de construção, quer na fase exploração.

Os objetivos de desempenho desta empresa de saneamento passam sempre pelo tratamento de efluente do maior número de pessoas possível por métodos economicamente mais sustentável. Estes devem estar sempre relacionados com a garantia da disponibilidade das infraestruturas através de objetivos elevados no que diz respeito à taxa de serviço, bem como ao nível de custos. Devem também ser estabelecidos objetivos que representem metas de melhoria contínua ao nível da otimização do funcionamento de equipamentos, seja para reduzir gradualmente os consumos de energia, reagentes e outros, seja para aumentar a sua durabilidade ou o tempo médio entre falhas.

A SIMRIA define então que o seu grande objetivo geral é “ser reconhecido como um parceiro regional de excelência no sector do saneamento, e cujo contributo para a melhoria das condições ambientais e de saúde pública na região é merecedor da confiança dos seus clientes, do concedente e da população em geral, assegurando um forte compromisso público de responsabilidade ambiental e social e garantindo um ambiente de trabalho de grande qualidade para os trabalhadores.”

O Sistema Multimunicipal de Saneamento da Ria de Aveiro foi crescendo em várias fases, já que novas necessidades foram surgindo. Numa fase inicial o Sistema foi concebido para servir 10

municípios, num total de 800 mil habitantes-equivalentes em 3 componentes: recolha, tratamento e rejeição. Nestas 3 componentes o sistema é constituído pela Etar Norte, Etar Sul, a Etar de S. Jacinto e o Exutor submarino de S.Jacinto, assim como os emissários associados. Em 2000 foi o sistema foi ampliado passando a incluir os municípios de Espinho e de Santa Maria da Feira (parcialmente) e reforçado em Ovar, de forma a integrar o projeto de despoluição da Barrinha de Esmoriz / Lagoa de Paramos. Por fim, uma 3ª fase foi realizada, sofrendo com ela o sistema uma ampliação aos municípios de Cantanhede e Oliveira do Bairro.

4 Apresentação e Descrição da ETAR SUL

A ETAR Sul está em funcionamento desde 2002, localiza-se na freguesia da Gafanha da Encarnação, concelho de Ílhavo. Esta ETAR foi criada para satisfazer as necessidades de tratamento de efluentes provenientes dos concelhos de Ílhavo, Mira, Vagos, Aveiro e, mais recentemente, Cantanhede.



Ilustração 1- ETAR Sul

A ETAR foi projetada para receber e tratar águas residuais urbanas de 159700 habitantes-equivalentes e tratamento de um caudal médio diário de 39278 m³ até 2018 e 182000 habitantes equivalentes e caudal médio de 46635 m³ até 2038 (Dados de projeto).

No que diz respeito ao tratamento, a ETAR apresenta diferentes linhas de tratamento da fase líquida, fase sólida e fase gasosa. A linha de tratamento da fase líquida compreende o tratamento da água residual ao nível do tratamento secundário, sendo constituída pelas seguintes etapas:

- Pré-tratamento
- Decantação Primária
- Tratamento Biológico
- Decantação Secundária

No tratamento da fase sólida (Linha de lamas), as lamas passam pelas seguintes fases:

- Flotação
- Digestão anaeróbia
- Desidratação

Resulta também deste tratamento a produção de biogás (Linha de gás), que é aproveitado para a produção de energia elétrica e para aquecimento dos digestores.

4.1 Processo de tratamento da água residual na ETAR SUL

Uma ETAR engloba um conjunto de operações e processos de tratamento em unidades devidamente projetadas tendo em vista a obtenção de um efluente final de qualidade a partir de

um afluente com características gerais conhecidas. O tipo de processo utilizado depende da natureza e características da água residual, dos objetivos de qualidade da água a tratar, do meio recetor e da diluição disponível (GRAY, 2004; METCALF & EDDY, 2004).

4.1.1 Tratamento da fase Líquida (Linha de água)

4.1.1.1 Pré-tratamento

- **Gradagem**

Esta operação consiste em remover da água residual a matéria grosseira, suscetível de entupir o sistema de drenagem ou bombagem (METCALF & EDDY, 2004).

Remove os sólidos grosseiros flutuantes através de uma grelha manual e dois tamisadores com grelhas automáticas. Os detritos resultantes são recolhidos por um parafuso transportador compactador que os descarrega sobre um contentor de 800 litros.

- **Desarenamento/Desengorduramento**

O processo de Desarenamento permite a remoção de material sedimentável, como a areia, não removida na gradagem, e o desengorduramento permite a remoção de óleos e gorduras presentes na água residual. Todo o material removido nestas operações previne a degradação das condutas e dos órgãos de tratamento da água residual (METCALF & EDDY, 2004).

Neste caso, estes dois processos são realizados simultaneamente em 2 órgãos retangulares presentes na chamada obra de entrada da ETAR. As areias com diâmetro superior a 0,2 mm depositam-se no fundo, onde são removidas mediante aspiração por bombas colocadas sobre uma ponte móvel e são conduzidas a um depósito de lavagem e concentração, para depois serem enviadas para aterro.

O desengorduramento é realizado através de um raspador de superfície colocado ao longo do tanque e permite remover a gordura presente á superfície.

4.1.1.2 Tratamento Primário

- **Decantação Primária**

Na sequência do Pré-tratamento, a água residual é distribuída por 2 decantadores primários circulares, cada um com 779 m² de área.

Sempre que um líquido contenha sólidos em suspensão, e se encontre em estado relativo de repouso, os sólidos de densidade superior à do líquido terão tendência a depositarem-se no fundo e os menos densos a ascender à superfície. É este o princípio utilizado nos tanques de decantação.

A lama primária é removida periodicamente por raspadores de fundo e superfície (remoção de sólidos flutuantes) para uma camara de recolha de lamas sendo posteriormente bombeadas para um espessador gravítico.



Ilustração 2 - Decantador secundário

Estes tanques de decantação primária têm como objetivo a remoção e a diminuição da concentração de sólidos orgânicos facilmente sedimentáveis, bem como a remoção da restante matéria flutuante. Eficazmente explorados os decantadores devem eliminar cerca de 50 – 70 % dos sólidos em suspensão, 25 – 40 % de CBO₅ e quase a totalidade dos sólidos sedimentáveis (METCALF & EDDY,2004).

4.1.1.3 Tratamento Secundário

- **Tratamento Biológico**

O tratamento biológico da água residual pelo processo de lamas ativadas, é um processo aeróbio que promove a degradação da matéria suspensa e coloidal através de microrganismos, facilitando assim a sua sedimentação (METCALF & EDDY,2004).



Ilustração 3 - Reator biológico

Este tratamento é constituído por 2 tanques retangulares de arejamento com volume de 7763 m³, operando no regime de média carga e baixa idade de lamas (TRS), com sistema de turbinas de arejamento superficial. O arejamento superficial permite manter uma mistura perfeita entre a água residual e a lama ativada, e também o fornecimento necessário de

oxigênio para que a biomassa oxide a matéria orgânica (METCALF & EDDY,2004).

O objetivo deste processo consiste, na estabilização da matéria orgânica (sólidos dissolvidos e suspensos) presente na água residual afluyente ao reator. Esta estabilização é assegurada pelo metabolismo, celular e energético, de microrganismos heterotróficos predominantes existentes nas águas residuais que, através de processos de oxidação biológica, utilizam parte dos compostos orgânicos e nutrientes como fonte de carbono, azoto e energia, para a sua respiração celular, crescimento e síntese de novo material celular e sua locomoção. Durante a oxidação do substrato as bactérias são capazes de formar flocos, aumentando a probabilidade de sobrevivência e possibilitando a sua separação da fase líquida pelo processo de decantação

- **Decantação Secundária**

O processo de decantação/sedimentação é realizado em 2 decantadores secundários, 1134 m² de área cada, nos quais se promove a separação da água residual dos flocos biológicos formados no tanque biológico. A água residual é clarificada ou decantada, obtendo-se desta forma a denominada água residual tratada, a ser lançada no meio receptor do efluente final. Os flocos biológicos, ou também denominados por lamas secundárias são constituídas essencialmente por microrganismos ativos.

As lamas em excesso são bombeadas (periodicamente) para o flotador por bombas submersíveis e para o reator biológico de lamas ativadas (recirculação em contínuo). Esta recirculação de lamas para o reator biológico de lamas ativadas, permite a manutenção de uma concentração adequada de biomassa ativa para que ocorra a degradação aeróbia das águas residuais (METCALF & EDDY,2004).

4.1.2 Tratamento da fase sólida (Linha de Lamas)

As lamas provenientes da decantação primária e da decantação secundária sofrem diferentes tipos de tratamento, devido às características das mesmas. Deste modo, as lamas primárias são espessadas através de espessadores gravíticos e as secundárias através de um DAF- *Dissolved air flotation*, obtendo-se desta forma uma lama mista com maior concentração de sólidos.

4.1.2.1 Espessamento das lamas primárias

As lamas acumuladas nos decantadores primários são extraídas do fundo dos mesmos e enviadas para 2 espessadores gravíticos. Os espessadores têm como objetivo reduzir o volume de lamas por supressão de água intersticial (METCALF & EDDY,2004).

4.1.2.2 Flotação das lamas secundárias

As lamas biológicas em excesso são extraídas dos decantadores secundários para um DAF. Este tipo de espessamento processa-se com a injeção de uma mistura de água recirculada do flotador com ar pressurizado. Esta mistura, ao baixar subitamente de pressão, liberta o ar em pequenas bolhas que ascendem e transportam os flocos das lamas para a superfície (flotação indireta). O sistema também está preparado para trabalhar em flotação direta, em que o ar é misturado a alta pressão diretamente com as lamas e a mistura é introduzida seguidamente no flotador processando-se como o anteriormente descrito.

A escolha do sistema de funcionamento é decidida consoante a qualidade da lama obtida, ou seja, da sua facilidade de flocular e da sua decantabilidade.

4.1.2.3 Mistura das lamas

As lamas provenientes dos espessadores e do flotador, são recolhidas numa câmara, misturadas e mantidas a uma agitação constante para evitar a deposição. A mistura das lamas facilita a sua homogeneização, aumentando de forma significativa a eficiência do processo de digestão anaeróbia, sobretudo quando os digestores têm baixo tempo de retenção (METCALF & EDDY,2004).

4.1.2.4 Digestão anaeróbia das lamas

Após a mistura das lamas espessadas, estas seguem para 2 digestores com 3000 m³ de volume, onde se processa a digestão anaeróbia, em regime mesófilo. A digestão anaeróbia das lamas permite a redução de sólidos na fração volátil, de forma a diminuir o poder de putrefação e o volume para deposição final das



Ilustração 4 - Digestor

lamas, obtendo como produto final lamas estabilizadas e biogás (METCALF & EDDY, 2004).

Os digestores são agitados, através de um sistema de injeção de biogás comprimido.

Os digestores são aquecidos por recirculação de lamas, existindo um circuito independente por cada digestor composto por permutadores de água-lama, bombas de recirculação e caldeiras de aquecimento de água. Estas também devem ser aquecidas com o calor recuperado dos motores de cogeração, sendo o circuito de águas comum ao das caldeiras.

4.1.2.5 Desidratação das lamas em centrífugas

Após digestão das lamas, estas são submetidas ao processo de desidratação, com o objetivo de diminuir o teor de água nas lamas reduzindo o volume a enviar para destino final. Às lamas digeridas é adicionado polieletrólito e seguidamente são encaminhadas para 2 centrífugas para desidratação. As escorrências são enviadas para a obra de entrada da ETAR.

4.1.2.6 Armazenamento das lamas

As lamas desidratadas, são armazenadas num silo de 100m³ e posteriormente enviadas para compostagem, através de um gestor de resíduos autorizado.



Ilustração 5 - Silo de lama

4.1.3 Cogeração (Linha de Gás)



Ilustração 6 - Gasómetro

O biogás produzido durante a digestão anaeróbia é armazenado num gasómetro com capacidade de 1720 m³. Na transferência do biogás, dos digestores para o gasómetro não é necessária a utilização de compressores, pois os digestores estão em pressão.

O biogás produzido é aproveitado para a produção de calor nas caldeiras e cogeração, sendo a energia elétrica vendida à rede.

4.2 Legislação

Proteger a saúde pública e promover, de uma forma económica e socialmente aceitável, a preservação dos recursos hídricos, evitando a sua contaminação, são os objetivos do tratamento das águas residuais. A legislação ambiental relativa ao tratamento de águas residuais e qualidade dos efluentes recebidos é baseada em padrões de qualidade transpostos para valores de concentrações máximas permitidas.

No que diz respeito a água, a ETAR, segue uma legislação específica, estando sujeita ao Decreto-Lei nº 152/97, o qual define as normas de qualidade a que as águas superficiais devem obedecer, em função dos respetivos usos. Mais especificamente aborda os sistemas de drenagem de águas residuais domésticas e industriais, a sua descarga para zona sensível ou não, o tratamento das mesmas, a finalidade das lamas, a fiscalização de todo o processo de tratamento, valores de descarga e eficiências de remoção de alguns parâmetros como pode ser observado na tabela 1.

Tabela 1 - Requisitos para a descarga das estações de tratamento de águas residuais segundo Decreto-Lei 152/97

| Parâmetro | Concentração [mg/L] | Percentagem mínima de redução [%] |
|------------------|--|-----------------------------------|
| CBO ₅ | 25 | 70-90 |
| CQO | 125 | 75 |
| SST | 35 | 90 |
| | 60 nos casos previstos no nº 3 do artigo 5º ⁽¹⁾ | |

(1) Não é exigido o tratamento secundário para descargas efetuadas em cursos de água situados a uma altitude superior a 1500 m, desde que, dentro dos prazos mencionados no número anterior, sejam previamente submetidas a qualquer outro tipo de tratamento que a entidade licenciadora considere adequada para a proteção do ambiente.

É também cumprido o Decreto-Lei 236/98, que diz respeito a qualidade da água e estabelece normas, critérios e objetivos de qualidade, com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos.

A ETAR está obrigada ao cumprimento de uma Licença de Utilização de Recursos Hídricos para rejeição de águas residuais (LURH), Licença nº 1114/2010, tendo em conta a sua dimensão e o meio recetor.

Esta licença é mais rigorosa como se pode verificar na tabela 2.

Tabela 2 - Valores limite de emissão (VLE) na descarga de águas residuais, anexo XVIII do Decreto-lei 236/98

| Parâmetro | Expressão dos resultados | VLE Decreto-Lei 236/98 | Licença 1114/2010 |
|------------------|--------------------------|------------------------|----------------------|
| Ph | Escala de Sorensen | 6,0 - 9,0 | 6,0 - 9,0 |
| CBO ₅ | mg/L | 40 | 25 |
| Temperatura | °C | Aumento de 3°C | ----- ⁽¹⁾ |
| COO | mg/L | 150 | 125 |
| SST | mg/L | 60 | 60 |
| Fosforo total | mg P/L | 10 | ----- ⁽²⁾ |
| Azoto total | mg N/L | 15 | ----- ⁽²⁾ |

⁽¹⁾ Parâmetros não contemplados na licença da ETAR

⁽²⁾ Parâmetros previstos pela licença, mas meramente orientadores

Existe uma sonda multiparamétrica, que facilita o controlo e gestão do processo de tratamento biológico da ETAR, onde é possível verificar em tempo real um valor aproximado de cada parâmetro acima mencionado. Assim se algum parâmetro sair fora do valor limite é mais fácil atuar no momento, no sentido de perceber qual a causa do problema e tomar uma medida corretiva.

De acordo com o definido pelo Plano Anual de Controlo Analítico (PACA) e pela LURH, os parâmetros referidos na tabela anterior são analisados 2 vezes por semana.

5 Tratamento Biológico

No processo de tratamento biológico ocorrem transformações que consistem na hidrólise e degradação da matéria orgânica pelos microrganismos existentes no tanque, para produção de energia e novas células (biomassa). O objetivo do tratamento biológico é transformar constituintes dissolvidos e particulados biodegradáveis em produtos finais aceitáveis; capturar e incorporar sólidos coloidais suspensos e não suspensos em flocos biológicos ou num biofilme; transformar ou remover nutrientes; em alguns casos remover constituintes orgânicos vestigiais específicos ou compostos (METCALF & EDDY, 2004).

O crescimento dos microrganismos depende de condições ambientais, do modo de operação do sistema e das características do afluente, qualidade e quantidade de substrato dissolvido (Sousa et al.,2002).

A elevada taxa de produção de biomassa e os custos elevados de investimento e operação, em particular a nível de arejamento, são as desvantagens deste tipo de processos.

A gama de aplicação das tecnologias aeróbias no que se refere a concentração do afluente tem vindo a aumentar, de modo que estes processos, tradicionalmente direcionados para águas residuais pouco concentradas, são agora utilizados para o tratamento de efluentes domésticos e industriais mais concentrados, por exemplo, com utilização de oxigénio puro.

5.1 Descrição do Processo Biológico de Lamas Ativadas

O processo de tratamento biológico por lamas ativadas foi desenvolvido em 1914 por E. Arden e T. Lockett em Inglaterra. Este nome deveu-se ao fato do processo envolver a produção de uma massa ativa de microrganismos capazes de estabilizar os resíduos aerobiamente. Em geral, o tratamento biológico é dominado por estes processos de lamas ativadas por se revelarem eficientes na redução de carga orgânica e na oxidação e redução de compostos de azoto (nitrificação e desnitrificação). Tem vindo a ser amplamente usado, tanto na forma da sua conceção original (Figura 1) como em muitos processos variantes que foram surgindo (METCALF & EDDY, 2004).

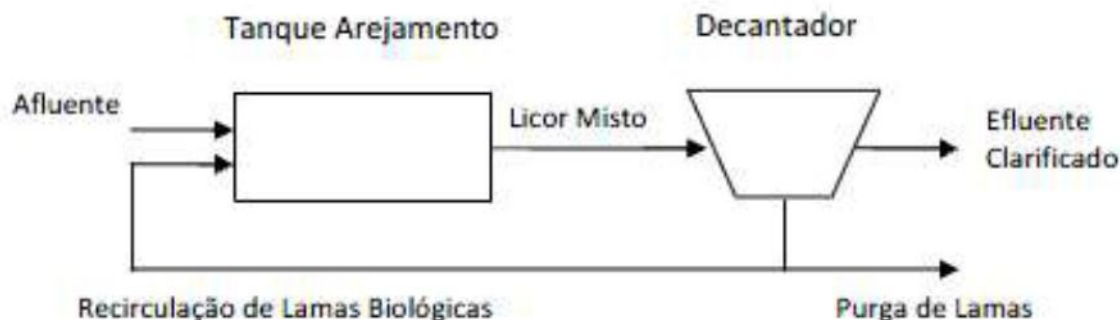


Figura 1 - Esquema do processo convencional de lamas ativadas

O processo de lamas ativadas é o processo mais utilizado em todo o mundo para o tratamento biológico de efluentes com o objetivo de reduzir a concentração de poluentes orgânicos nas águas residuais (METCALF & EDDY,2004). É uma técnica de tratamento adequada quando a contaminação da água residual é de origem orgânica. A matéria orgânica dissolvida e coloidal é convertida numa lama biológica que pode ser removida por sedimentação (Cheremisinoff, 1996).

Os flocos biológicos presentes no sistema de lamas ativadas, de um modo geral, são compostos por 70-90% de matéria orgânica e 10-30% de matéria inorgânica. Os microrganismos mais frequentemente encontrados nestas lamas são bactérias, fungos, protozoários e rotíferos (Activated sludge,2002).

O tratamento biológico tem como principal função remover a matéria orgânica dissolvida e coloidal das águas residuais, neste processo as bactérias, na presença de oxigénio são capazes de oxidar a matéria orgânica dissolvida transformando-a em energia necessária para a produção de biomassa e para as suas atividades metabólicas.

A mistura de lama e água residual no tanque biológico é chamada de licor misto, ou floco biológico, e permanece no tanque biológico o tempo suficiente para manter os níveis da população microbiana (METCALF & EDDY, 2004), deste modo são capazes de aumentar a sua probabilidade de sobrevivência e possibilitam a sua separação da fase líquida pelo processo de decantação.

O reator biológico (também designado como tanque de arejamento) é mantido em agitação de forma a promover a mistura da água residual com as lamas e fornecer oxigênio.

A jusante do reator biológico existe um decantador secundário (também designado por tanque de sedimentação) que assegura a separação, por gravidade, do efluente depurado das lamas ativadas. O sucesso deste tipo de processo assenta numa eficaz separação entre a fase líquida e a biomassa celular, decorrente da adequada formação de flocos, no decantador secundário. Parte da biomassa do decantador secundário é recirculada para o tanque biológico com o objetivo de manter uma concentração desejada e constante de microrganismos no reator e o crescimento de lamas adicional é removido como lamas em excesso (METCALF & EDDY, 2004).

5.1.1 Parâmetros do Processo

A eficiência do processo de lamas ativadas é afetada por vários parâmetros operacionais como a carga orgânica mássica, a temperatura, o tempo de retenção hidráulico, a idade das lamas, o teor de oxigênio dissolvido, o pH e composição da água residual afluente. A alteração de algum destes parâmetros tem implicações no desempenho de todo o processo, incluindo as condições de sedimentabilidade da lama.

Uma vez que o processo de lamas ativadas depende do comportamento da massa microbiana existente no sistema, é fundamental perceber a articulação dos principais parâmetros da sua operação.

5.1.1.1 pH

Os valores de pH para um bom desempenho na oxidação dos compostos orgânicos encontram-se na gama 6,0-9,0. A atividade microbiana é inibida a valores de pH superiores a 9, enquanto que valores inferiores a 6,0 favorece o aparecimento de fungos que irão competir pelo substrato com as bactérias.

O crescimento microbiano tem como consequência uma redução de pH do meio pela libertação de metabolitos ácidos, como ácidos orgânicos e ácido sulfúrico. Há, no entanto, microrganismos que podem provocar o aumento do pH do meio como os desnitrificantes e algas.

5.1.1.2 Temperatura

A temperatura afeta o metabolismo dos microrganismos das lamas ativadas, as taxas de transferência de oxigênio e as características de sedimentação das lamas.

É um dos parâmetros que mais afeta o crescimento e sobrevivência dos microrganismos. O crescimento microbiano pode dar-se desde temperaturas negativas até valores acima dos 100 °C, e consoante a sua temperatura ótima de crescimento, os microrganismos podem ser classificados como:

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

Regra geral, o valor da taxa de atividade biológica duplica a cada aumento de 10°C numa gama de temperaturas de 5 a 35°C, segundo Van't Hoff (Ganczarczyk, 1983).

5.1.1.3 Oxigénio Dissolvido

Tratando-se de um processo aeróbio, um fator muito importante para a atividade microbiana é o oxigénio dissolvido. Um valor de 1 a 2 mg/L de oxigénio dissolvido no tanque biológico é suficiente para garantir uma atividade microbiana aeróbia ativa, apesar do crescimento ótimo ser dependente da presença de alguns nutrientes essenciais.

Em afluentes com cargas orgânicas elevadas é necessário manter uma taxa de difusão de oxigénio elevada para que as bactérias consigam utilizar na degradação da matéria orgânica concentrada.

A taxa de crescimento dos microrganismos aeróbios aumenta com o aumento da concentração de oxigénio presente no meio até uma concentração crítica de oxigénio dissolvido, na qual é atingida a taxa de crescimento máxima. Esta concentração crítica de O₂ dissolvido varia com a taxa de difusão do oxigénio no meio e com a dispersão dos microrganismos, sendo normalmente mais elevada durante a agregação das bactérias em flocos (Gray, 2004).

Uma vez que o seu consumo é um indicador do estado da biomassa, fez-se a monitorização deste fator como indicador da atividade microbiana.

5.1.1.4 Nutrientes

As águas residuais domésticas são ricas numa vasta variedade de compostos orgânicos e inorgânicos, necessários ao crescimento microbológico. Nestas, estão presentes compostos essenciais em elevadas quantidades como o carbono, hidrogénio, azoto e fosforo, bem como compostos necessários em menores quantidades, como o magnésio, potássio, cálcio e manganês.

O tratamento biológico é maximizado pelo correto balanço ao azoto e ao fósforo, pois estes, logo depois do carbono, são os constituintes do material celular que mais limitam o crescimento biológico. Para que haja uma boa remoção de CBO_5 no tratamento das águas residuais, estas devem ter uma razão $\text{CBO}_5:\text{N}:\text{P}$ de 100:5:1 (METCALF & EDDY, 2004).

5.1.1.5 Caudal, Concentração e Composição da água residual

O bom funcionamento do processo de lamas ativadas é influenciado pela flutuação a nível da composição e da quantidade do afluente, bem como pelas dificuldades na manutenção da estabilidade requerida dos parâmetros processuais.

Caudal excessivo pode levar à perda de biomassa no sedimentador, diminuindo deste modo a eficiência do processo.

A concentração da água residual é outro fator também afeta o processo, provocando problemas a nível técnico, uma vez que o tratamento de águas residuais diluídas e concentradas é bastante diferente. No caso de um afluente diluído, a quantidade relativamente baixa de compostos orgânicos que aparecem no líquido tratado, podem diminuir drasticamente a eficiência do processo. Para águas muito concentradas torna-se impossível reduzir a concentração do afluente para valores inferiores a determinados níveis específicos (Maia, 2001).

5.1.1.6 Agitação

O arejamento por sistemas superficiais provoca alguma agitação que promove a uniformidade do sistema, mas também interfere com os mecanismos de desenvolvimento de microrganismos. Sendo as lamas constituídas por microrganismos agregados entre si, formando um floco, um aumento da velocidade de agitação intensifica a transferência do substrato para a interface líquido/floco, beneficiando o crescimento microbiano.

Por outro lado, quanto maior o grau de agitação, maior a erosão do floco de lamas, diminuindo a quantidade de biomassa la fixada, originando flocos menos densos e reduzindo a decantabilidade (Ganczarczyk, 1983).

5.1.1.7 Sólidos Suspensos Totais

Os sólidos suspensos totais (SST), são compostos por massa microbológica ativa e não ativa, compostos orgânicos não biodegradáveis e massa inorgânica. A concentração de SST é uma medida grosseira da biomassa presente no reator, pois não distingue o material bioquímico ativo do material inerte, devendo ser usado com precaução e não como uma estimativa rigorosa da atividade microbiana.

Em teoria, quanto maior a concentração de SST no reator, maior a quantidade de biomassa que degrada os nutrientes disponíveis, aumentando a eficiência do processo. No entanto, valores elevados de SST estão limitados pela disponibilidade de oxigênio no reator e pela capacidade de separação e recirculação de lamas no sedimentador secundário (Hawkes, 1983).

5.1.1.8 Tempo de retenção hidráulico

O tempo de retenção hidráulico (TRH), denominado t_h e expresso normalmente em horas, é o tempo teórico médio que um determinado volume de líquido permanece no reator considerado. É calculado segundo a seguinte expressão:

$$t_h = \frac{V}{Q}$$

Onde V é o volume em m^3 do tanque biológico e Q o caudal em m^3/d .

O valor calculado de t_h é superior ao valor real (Gray, 2004) desde que não entre em consideração o caudal das lamas recicladas, que pode representar 25 a 50% do caudal total. Por esta razão, o t_h é muitas vezes referido como “tempo de retenção nominal”.

Os valores de t_h , são escolhidos com base nas características da água residual e no respetivo grau de tratamento desejado.

5.1.1.9 Idade das Lamas

A idade das lamas ou também chamado tempo de retenção de sólidos (TRS) é o tempo de residência médio dos microrganismos no tanque biológico, sendo definido como o número de dias no qual a massa total de lamas rejeitada pelo sistema iguala a massa de lamas produzidas no reator, sob condições de equilíbrio (Ramalho, 1983).

Este fator está relacionado com a razão A/M e, conseqüentemente com a taxa de crescimento específico de microrganismos (Lorch, 1987). É calculado pela razão entre a quantidade total de sólidos suspensos, presentes no reator, e a quantidade de sólidos suspensos que são retirados do sistema pelo efluente final e pela purga de acordo com a expressão:

$$TRS = \frac{X \times V}{(X_e \times Q_e) + (X_w \times Q_w)} = \frac{[SST] \times V}{[SST]_e \times Q_e + [SST]_w \times Q_w}$$

onde, $[SST]$ é a concentração de sólidos suspensos totais no reator (g/m^3), V é o volume do reator (m^3), $[SST]_e$ é a concentração de sólidos suspensos totais perdidos no efluente final (g/m^3), Q_e é o caudal do efluente final (m^3/dia), $[SST]_w$ é a concentração de sólidos suspensos totais na recirculação ou purga do decantador secundário (g/m^3) e Q_w é o caudal de lamas recicladas do decantador secundário (m^3/dia).

Como é negligenciável pela ordem de grandeza, a quantidade de lamas retidas no sedimentador secundário muitas vezes são desprezadas no cálculo da idade da lama (Manual of British Practice in Water Pollution Control, 1987).

O TRS é um parâmetro operacional que reflete a taxa de crescimento específico, podendo ser assim, uma medida da atividade das lamas. Este valor varia consoante o tratamento desejado como é visível na tabela 3.

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

Tabela 3 - TRS mínimo para tratamento (METCALF & EDDY, 2004)

| Objetivo do tratamento | Gama TRS (d) | Fatores que afetam o TRS |
|---|--------------|--------------------------|
| Remoção do CBO solúvel nas águas residuais domésticas | 1 a 2 | Temperatura |
| Conversão das partículas orgânicas nas águas residuais domésticas | 2 a 4 | Temperatura |
| Desenvolver biomassa floculenta para tratamento das águas residuais domésticas | 1 a 3 | Temperatura |
| Desenvolver biomassa floculenta para tratamento das águas residuais industriais | 3 a 5 | Temperatura/Compostos |
| Promover a nitrificação completa | 3 a 18 | Temperatura/Compostos |
| Remoção biológica de fósforo | 2 a 4 | Temperatura |
| Estabilização da lama ativada | 20 a 40 | Temperatura |
| Degradação de componentes xenobióticos | 5 a 50 | Temperatura/Compostos |

Os microrganismos presentes na lama ativada também podem ser indicadores da idade das lamas. Normalmente numa lama mais jovem, os flagelados são os que predominam e nas lamas mais velhas são os ciliados e rotíferos os mais comuns.

5.1.1.10 Índice Volumétrico de Lamas

O índice volumétrico de lamas (IVL) (ou sludge volume index - SVI) é o parâmetro usado para expressar a capacidade de sedimentação das lamas, embora o seu valor deva ser interpretado com cuidado pois apenas serve como medida de comparação (Manual of British Practice in Water Pollution Control, 1987).

O IVL é definido como o volume em mililitros ocupado por 1 grama de lamas ativadas após 30 minutos de sedimentação numa proveta graduada de 1 L.

À medida que o valor de IVL aumenta, a capacidade de sedimentação das lamas diminui. Os valores, geralmente, situam-se na gama de 40 a 300 mL/g, embora na prática este valor deva ser inferior a 150 mL/g (METCALF & EDDY, 2004, 2004).

Valores elevados de IVL (IVL > 150 mL/g) são indicadores da fraca capacidade de sedimentação das lamas e da probabilidade de perda de quantidades significativas de sólidos através do efluente (Gray, 2004).

O desenvolvimento de microrganismos filamentosos a um nível moderado, pode ser benéfico para a remoção de CBO₅ da água residual mas em concentrações excessivas, provocam problemas de eficiência de sedimentação.

5.1.1.11 Razão A/M

A razão alimento/microrganismos (A/M) ou também designada “food/microrganisms” (F/M), é uma medida da carga orgânica existente num sistema de lamas ativadas e é expressa em kgCBO₅ / (kg SST .dia). Também é denominada por carga da lama ou carga de substrato e é calculada pela expressão seguinte:

$$A/M = \frac{Q \times S_0}{X \times V}$$

onde, Q é o caudal de alimentação em m³/d, S₀ é a concentração de CBO₅ (kg/m³), o X (kg/m³) a concentração de biomassa (SST) , V, o volume do reator biológico em m³.

Para valores baixos de A/M (isto e, A/M < 0,2)a quantidade de substrato presente no sistema pode ser insuficiente para o crescimento dos microrganismos e desta forma, estes entram na fase de respiração endógena caracterizada pelas fracas características de sedimentação das lamas – flocos dispersos.

Esta fase pode conduzir a uma maior eficiência no tratamento das águas residuais pois toda a matéria orgânica disponível é oxidada (Gray, 2004).

Valores elevados de A/M (A/M > 0,6) caracterizam a fase de crescimento exponencial onde existe uma grande dificuldade de sedimentação. Devido ao excesso de alimento, nem todo o material orgânico disponível é oxidado, aumentando deste modo a concentração deste no efluente final e diminuindo a qualidade do tratamento.

Para valores de A/M entre estes dois extremos, as lamas apresentam boas características de sedimentação.

Estudos sobre tratamento com lamas ativadas indicam que o sucesso deste sistema é função da idade das lamas e do tempo de retenção hidráulico, e que nem a carga de sólidos nem a carga hidráulica, ao sedimentador secundário, estudadas individualmente promovem toda a informação requerida. Deste modo, é comum monitorizar ambos os valores de modo a caracterizar totalmente o processo de tratamento de lamas ativadas específico.

6 Verificação do dimensionamento de alguns órgãos da ETAR

Foi realizada uma análise ao dimensionamento da ETAR, tendo em conta o disponibilizado na memória descritiva da mesma. Dessa forma foi realizada a análise dos 3 principais órgãos da ETAR: Decantador primário, Decantador secundário e Reator Biológico.

As gamas de valores apresentadas na tabela 4, e seguidas como comparação foram retiradas do METCALF & EDDY, 2004.

Tabela 4 - Comparação de valores para decantação primária, reator biológico, caudais e população

| | METCALF & EDDY, 2004 | | | Projeto | Atualmente |
|--|----------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|---------|------------|
| | Gama | Valor típico | Unidade | | |
| Decantação primária | | | | ----- | ----- |
| Remoção de sólidos suspensos | 50 a 70% | 60 | % | ----- | 53,9 |
| Remoção de CBO | 25 a 40% | 30 | % | ----- | 35,11 |
| Tempo de retenção hidráulico | 1,5 a 2,5 | 2 | h | 1,77 | 5,61 |
| Carga hidráulica máxima | 30 a 50 | 40 | m ³ /m ² .d | 37,68 | 17 |
| Diâmetro | 3 a 60 | 12 a 45 | m | 31,5 | ----- |
| | | | | | |
| | | | METCALF & EDDY, 2004 | Projeto | Atualmente |
| Reator biológico | Gama | Unidade | ----- | ----- | ----- |
| TRS | 3 a 15 | d | | 3,63 | 3,8 |
| Carga volumica | 0,3 a 1,6 | kgBOD/m ³ .d | | 0,93 | 0,87 |
| Razão A/M | 0,2 a 0,6 | kgBOD/kgMLVSS.d | | 0,27 | 0,24 |
| Tempo de retenção hidráulico | 3 a 5 | h | | 4,63 | 5,3 |
| Necessidades máximas de O ₂ | ----- | kgO ₂ /h | | 376,7 | 220,83 |
| | | | | | |
| | | | METCALF & EDDY, 2004 | Projeto | Atualmente |
| Decantador Secundário | Gama | Unidade | ----- | ----- | ----- |
| Carga hidráulica média | 16 a 28 | m ³ /m ² .d | | 17,28 | 15,84 |
| Carga de sólidos média | 4 a 6 | kgMS/m ² .h | | 4,88 | 3,2 |
| ----- | | | | | |
| | Projeto | | Atualmente | | |
| | 2018 | 2038 | Unidades | | |
| Volume diário máximo | 39278 | 46635 | m ³ /d | 17888 | |
| Caudal médio horário | 1637 | 1943 | m ³ /h | 745,33 | |
| População equivalente | 159700 | 182000 | hab | 141297 | |

No que diz respeito à decantação primária, em termos de remoção quer de sólidos quer de CBO, a sua eficiência encontra-se dentro da gama de valores, sendo ambos próximos do limite inferior do intervalo de valores típicos. O único valor que não se encontra na gama é o valor para carga hidráulica, o que significa que a ETAR ainda pode receber mais caudal diário para alcançar a gama de valores e o previsto no projeto. Todos os outros valores encontram-se dentro do previsto.

O reator biológico também se encontra a funcionar corretamente dentro da gama de valores para todos os parâmetros e dentro também dos valores de projeto. O tempo de retenção hidráulico é o único que se desvia um pouco dos valores especificados, não sendo no entanto significativo.

Na decantação secundária, os valores atuais de carga hidráulica e de carga de sólidos encontram-se um pouco abaixo do projetado e do referido na literatura, mas mais uma vez é um desvio não muito significativo, sendo que a ETAR e os seus órgãos estão em bom funcionamento.

O volume diário máximo de efluente a tratar está bastante aquém do esperado pelo projeto, situando-se a 46% do valor de projeto para 2018, mostrando desta forma que a ETAR tem capacidade para receber bem mais efluente do que o que está neste momento a receber.

Em termos de população equivalente, a ETAR encontra-se a corresponder às necessidades de 88% do valor de população esperado para horizonte de projeto.

7 Análise de dados da ETAR

7.1 Caudal

Durante o período de Janeiro de 2012 a Fevereiro de 2013 a média diária de caudal afluente à ETAR em cada mês encontra-se representada no gráfico da figura 2. Destacam-se os meses de Maio, Novembro e Dezembro de 2012 e Janeiro e Fevereiro de 2013, pelos seus valores médios de caudal diário mais altos, mas mesmo assim inferior aos valores do horizonte de projeto. Por exemplo o mês de Janeiro tem o valor de caudal medio diário mais alto e ainda é só 57% do valor do horizonte de projeto para 2018.

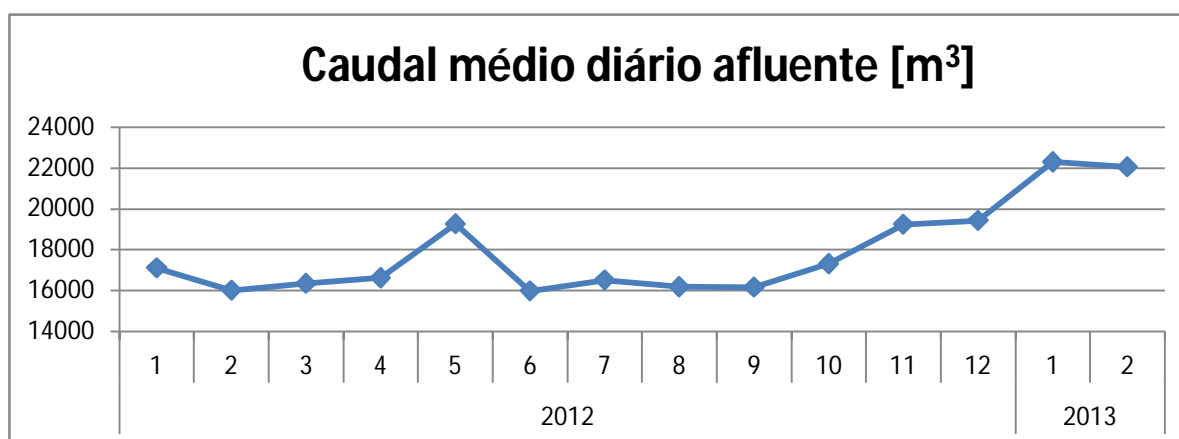


Figura 2 - Caudal médio diário afluente da ETAR

7.2 Caudal/Precipitação

Uma das justificações para os valores mais altos em certos meses e mais baixos noutros, pode estar relacionado com a precipitação e as ligações indevidas existentes que fazem com que quando chove o caudal afluente aumente. Embora não seja no mesmo período do tempo em que foi analisado o caudal diário, um vez que não foram encontrados valores de precipitação disponíveis, é possível ainda verificar a influência da precipitação no caudal afluente à ETAR Sul (figura 3). O período considerado é de Outubro de 2011 a Setembro de 2012.

Deste modo pode ver-se que em Novembro de 2011, Abril e Maio de 2012, que foram os meses em que o valor de precipitação foi maior, também os caudais assumem um valor mais alto, podendo assim significar que a precipitação influencia o caudal afluente da ETAR. Já Fevereiro e

Julho de 2012 onde se verificou os picos mais baixos de precipitação, também se observam descidas de caudal em comparação com outros meses.

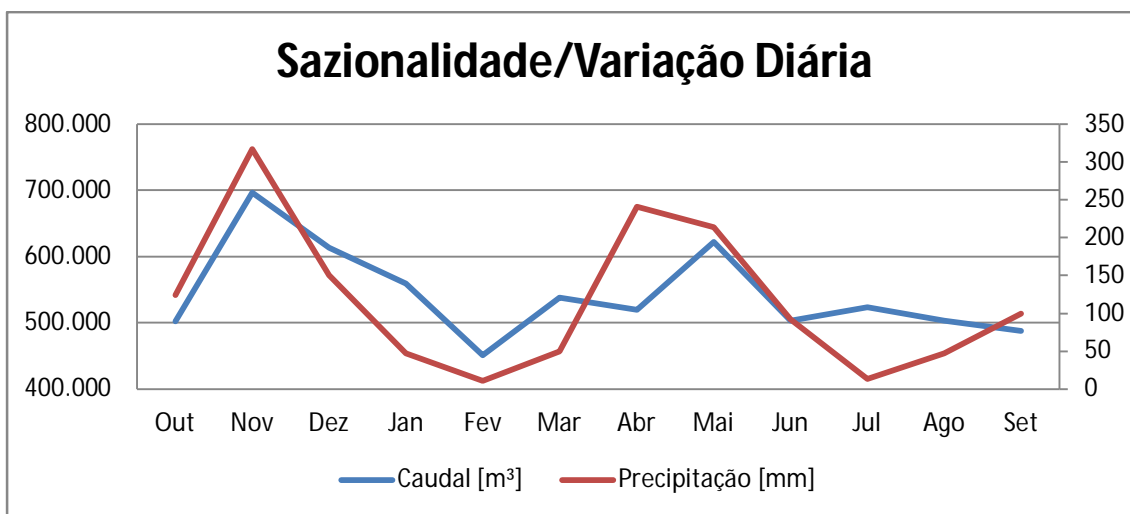


Figura 3- Comparação de caudal e precipitação

7.3 Sólidos Suspensos Totais

No que diz respeito aos sólidos totais, era de esperar uma gradual redução da sua concentração ao longo da linha de tratamento, falando-se de valores em média acima dos 500 mg/L na entrada e abaixo do 55 mg/L na saída, não ultrapassando nem atingindo o VLE da licença de 60 mg/L.

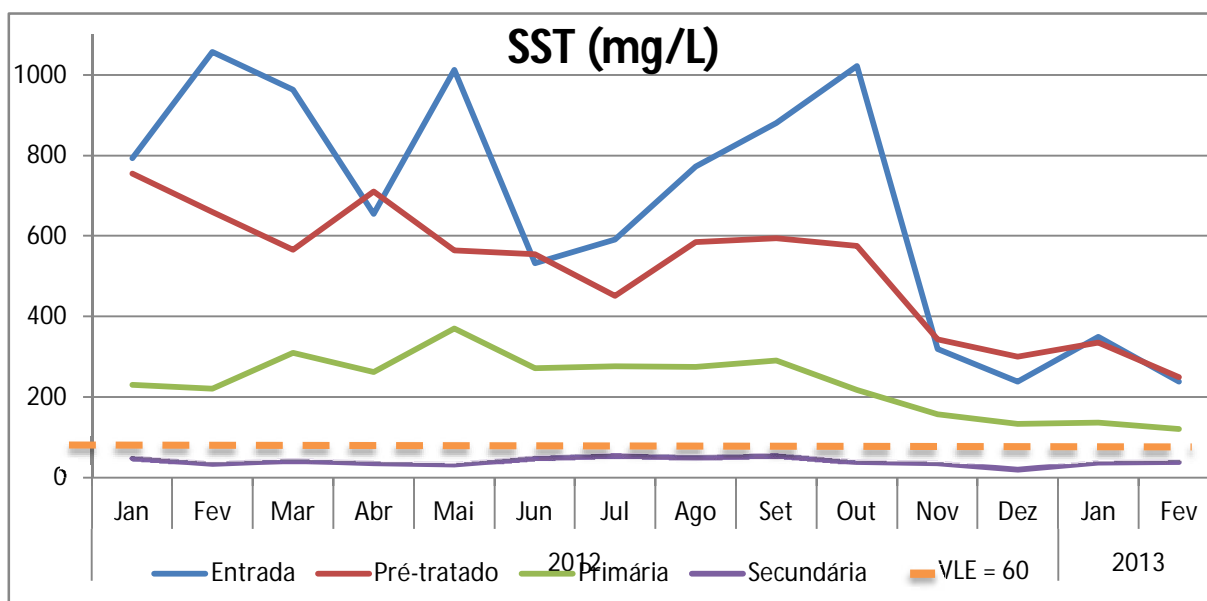


Figura 4 - Comparação de valores de SST

Verifica-se que os meses com maior valor médio de sólidos são Fevereiro, Maio e Outubro de 2012, com valores na ordem dos 1000 mg/L de sólidos totais.

Ainda em relação ao valor de sólidos totais, na figura 5 apresenta-se a eficiência de remoção de sólidos no tratamento primário.

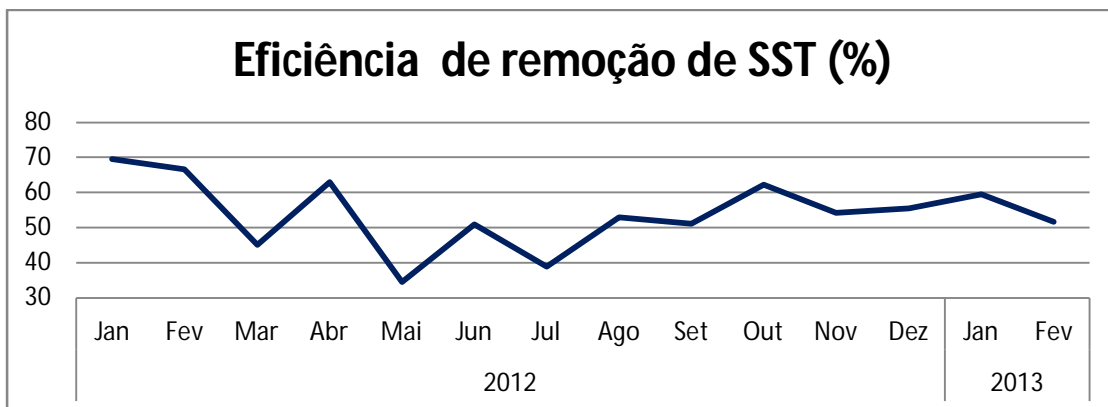


Figura 5 - Comparação de eficiências de remoção de SST

Da observação da figura 5 nota-se alguma oscilação nos valores de eficiência de remoção no tratamento primário, que começa a estabilizar em Agosto de 2012. Ainda assim em termos médios, o valor de eficiência encontra-se ente 50% e 70 %, gama de valores referida na tabela 4.

7.4 Carência Química de Oxigénio

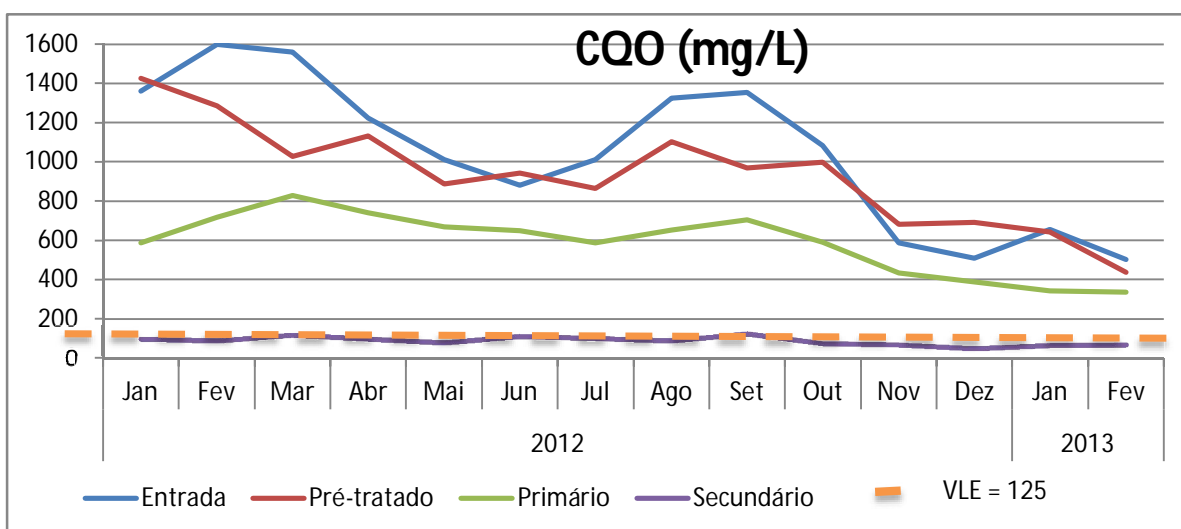


Figura 6 - Comparação de valores de CQO

Em análise aos valores de CQO, nas diferentes fases de tratamento, pode observar-se através da figura 6 que este parâmetro sofre uma diminuição bastante acentuada entre a entrada e saída da ETAR, passando de valores que rondam os 1000/1500 mg/L para valores que não ultrapassam os 123, sendo o VLE da licença 125 mg/L.

Os meses com valores de concentração de CQO à entrada mais elevados são Fevereiro, Março, Agosto e Setembro de 2013, com valores acima dos 1300 mg /L.

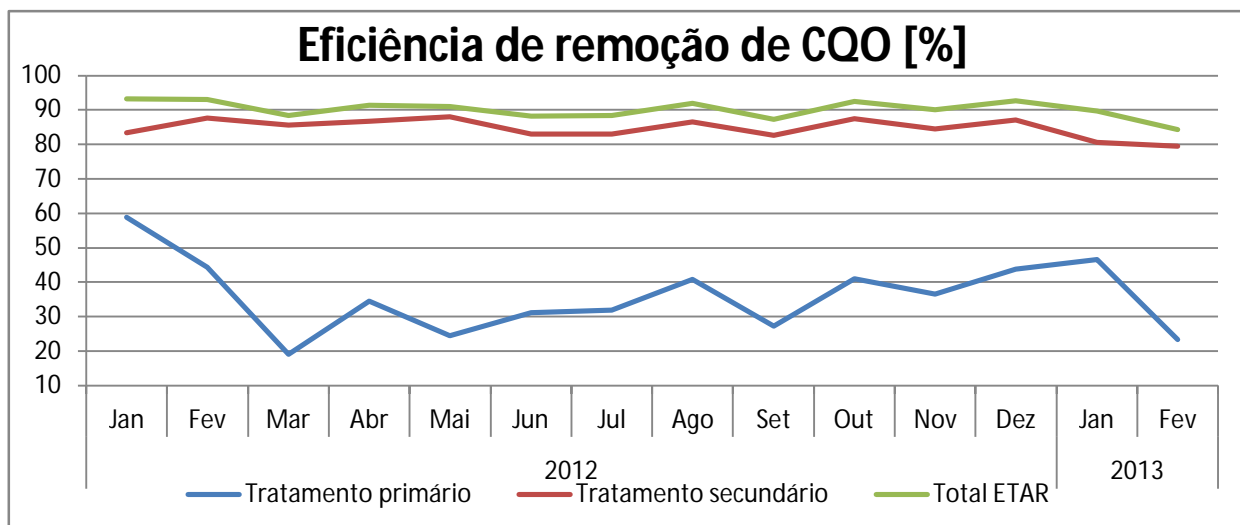


Figura 7 -- Comparação de valores de eficiência de remoção de CQO

No que diz respeito à eficiência de remoção de CQO, verifica-se que no total, este valor ronda os 90%, sendo que o contributo do tratamento secundário tem maior influência (eficiência entre os 80-87%). Já o tratamento primário assume valores com uma diferença bem maior entre eles, (entre os 19-59%), e com oscilações mais acentuada que os valores do tratamento secundário.

7.5 Carência Biológica que Oxigénio

A mesma análise foi feita para o CBO₅ sendo que estes valores passam da ordem dos 500 mg/L à entrada e nunca ultrapassam o VLE de 25 mg/L exigido pela licença.

Pode observar-se da análise da figura 8 que os meses onde os valores na entrada foram mais altos são, Fevereiro, Março, Abril e Setembro de 2012 e na saída foram os meses de Março, Abril, Junho e Setembro do mesmo ano.

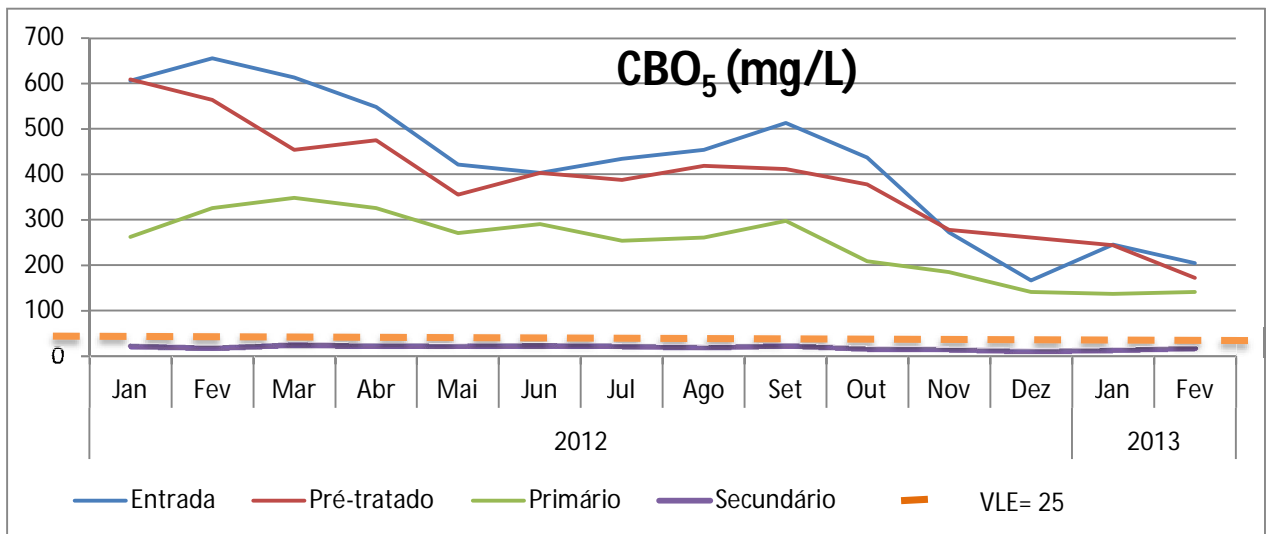


Figura 8 - Comparação de valores de CBO₅

É interessante também observar que a eficiência de remoção de CBO₅ total da ETAR, é sem dúvida reflexo maioritário do tratamento secundário, com valores entre os 87 – 94%, como é visível na figura 9. Estes valores fazem com que a eficiência total de remoção de CBO₅ esteja entre valores de 90 – 97%. Já a eficiência do tratamento primário para remoção de CBO₅ é bastante mais baixa, oscilando também entre valores mais altos de 57% em Março de 2012 a valores mais baixos de 18% no mês de Fevereiro de 2013.

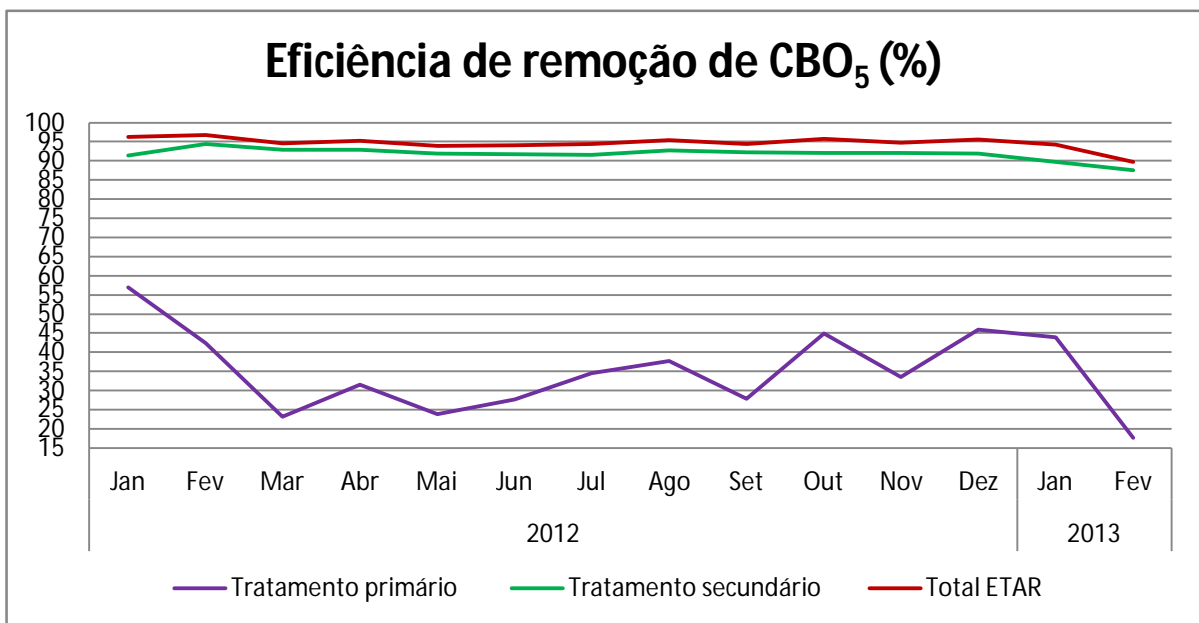


Figura 9 - Comparação de eficiências de remoção de CBO₅

7.6 Razão A/M

Os valores da razão A/M sofreram algumas oscilações ao longo do período analisado, mantendo-se em média, dentro da gama recomendada para este tipo de sistema, de 0,2 – 0,6 (kg CBO/kg MLSS.d), sendo o seu valor médio máximo de 0,35 em Fevereiro de 2012.

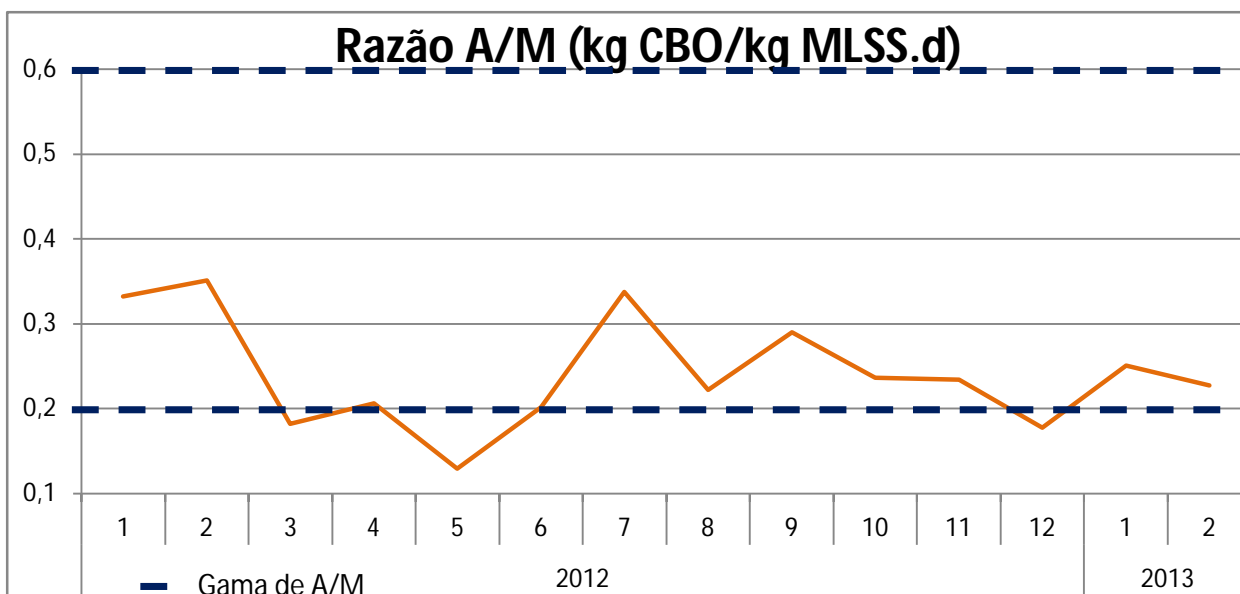


Figura 10 - Comparação de valores de A/M com a gama de valores do METCALF&EDDY

Estes valores mostram que, de acordo com o já mencionado anteriormente, a quantidade de substrato presente no sistema tem-se mantido suficiente para o crescimento dos microrganismos, mostrando que as lamas apresentam uma boa capacidade de sedimentação.

7.7 Índice Volumétrico de Lamas

O IVL como referido no capítulo 5, esteve sempre dentro da gama recomendada, entre os 40 – 300 mL/g, e em valor médio, muito perto do 150 mL/g, valor indicado como mais recomendado dentro da gama, embora o efluente português não seja igual ao americano, para o qual esses valores são recomendados.

Neste caso estes valores indicam uma boa capacidade de sedimentação das lamas.

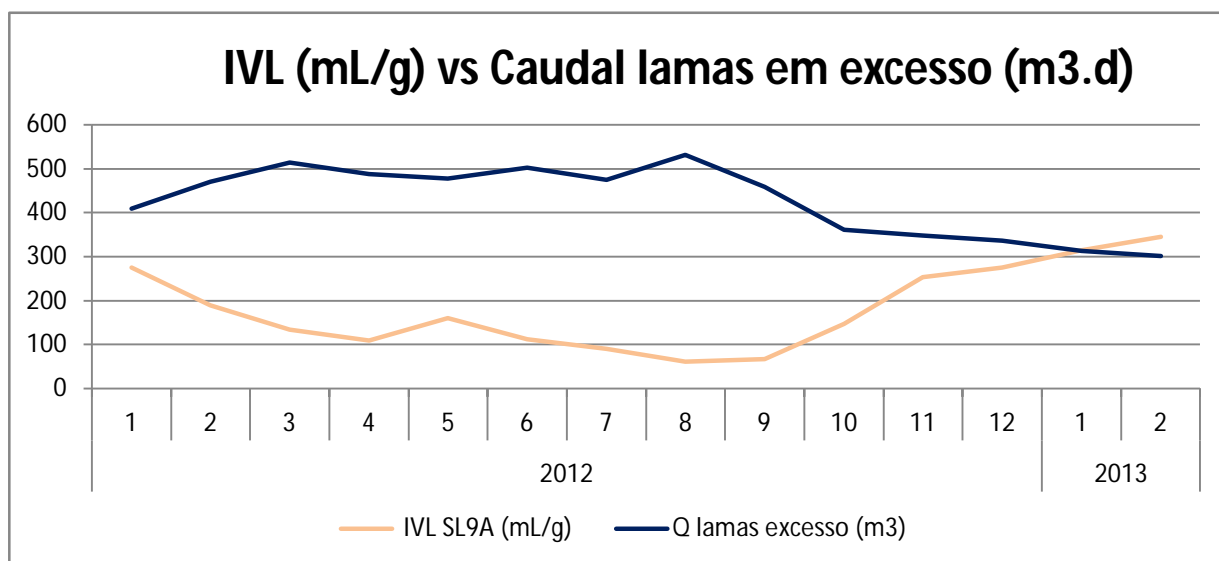


Figura 11 - Comparação de valores de IVL e Caudal de lamas em excesso

Os valores de IVL no SL9A (lama do reator biológico) encontram-se representados no gráfico da figura 11. Os valores de IVL sofreram um aumento no final do ano de 2012, continuando a apresentar uma tendência de aumento no início de 2013, o que pode significar uma degradação da sedimentabilidade das lamas, associada a uma diminuição do caudal de lamas em excesso sem se verificar um aumento significativo da concentração de lamas no reator.

7.8 Idade das Lamas (TRS)

O valor de idade das lamas, tem estado dentro da gama de valores recomendados, 3 – 5 dias, tendo diminuído até Maio de 2012, onde atingiu o valor médio mais baixo de 3 dias. A partir desta data a idade das lamas tem vindo a aumentar, tendo atingido um valor médio máximo de 5,9 dias em Fevereiro de 2013 como é possível verificar na figura 12.

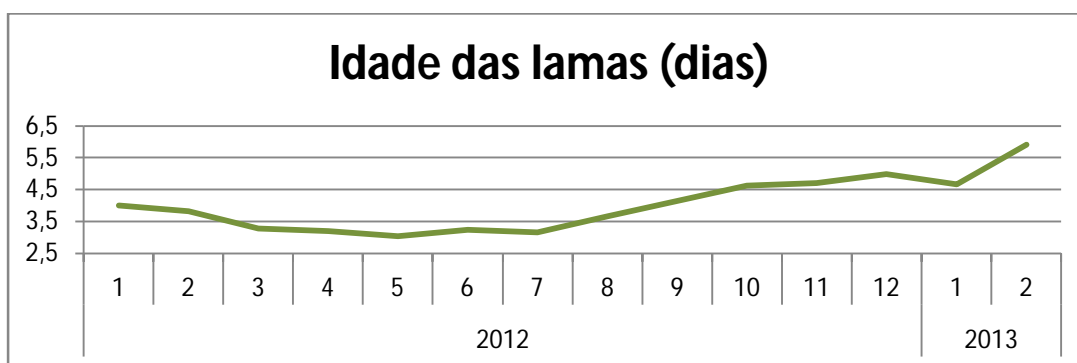


Figura 12 - Valores de idade das lamas (TRS)

8 Remoção de Azoto

O azoto, ou também denominado nitrogénio, tanto para as bactérias como para alguns seres vivos mais evoluídos é um elemento essencial para a vida, mas em excesso pode ser prejudicial do ponto de vista ecológico, uma vez que quando lançado para cursos de água tem os seguintes efeitos:

- 1) Na forma amoniacal
 - É tóxico para algumas espécies de peixes
 - Consome oxigénio para passar ao seu estado mais oxidado, nitrato.

- 2) Na forma de nitrato
 - Contribui para a eutrofização dos lagos, pântanos ou cursos de água lentos
 - Prejudicial para a saúde humana, quando presente na água potável

8.1 Azoto nas águas residuais

O Azoto é um elemento essencial para os seres vivos, uma vez que faz parte da estrutura das proteínas e dos ácidos nucleicos. Este elemento é essencial para os sistemas biológicos, de tal forma que o tratamento biológico de águas residuais não pode ter êxito se não existir azoto suficiente para o desenvolvimento dos microrganismos.

As principais causas de contaminação das águas residuais com azoto são a degradação do material vegetal e animal e a agricultura.

Os fertilizantes sintéticos e os resíduos do processamento de alimentos são também fonte de contaminação com azoto e pode ainda ser liberado pelos microrganismos nos sistemas de tratamento, seja por metabolismo ou pela sua morte e lise (USEPA, 2009).

O azoto existe na água residual em diversos estados de oxidação: nitratos, nitritos, azoto orgânico e azoto amoniacal. Ao somatório de todo o azoto orgânico e amoniacal chamamos azoto de Kjeldahl.

8.1.1 Azoto amoniacal

O azoto molecular (N_2) é o composto gasoso mais abundante na atmosfera terrestre, constituindo cerca de 80% da sua composição. No entanto, é um composto termodinamicamente muito estável, não sendo utilizado diretamente pela grande maioria dos organismos como fonte de azoto. Apenas algumas espécies de procariotas possuem capacidade de fixar o azoto atmosférico, mas os restantes seres vivos dependem da disponibilidade de formas combinadas deste elemento (Militão, 2004).

Na água, o azoto amoniacal encontra-se numa forma combinada, a forma iónica de amoníaco NH_4^+ ou na forma de amoníaco NH_3 , a forma não ionizada. Estes compostos de azoto provêm de processos degradativos de origem natural ou provenientes das atividades do Homem, tais como descargas de águas residuais, domésticas ou industriais e a utilização de fertilizantes azotados nos solos (Mendes & Oliveira, 2004).

O azoto amoniacal encontra-se principalmente na forma ionizada, NH_4^+ , e é pouco tóxico em águas superficiais cujo pH se situa entre 6 e 9. No entanto, a formação de amoníaco origina processos de toxicidade grave para peixes.

O amoníaco pode causar efeitos nefastos nos tratamentos de desinfecção quando reage com o cloro livre disponível e promove a formação de cloraminas e outros compostos organoclorados, com propriedades cancerígenas, que conseqüentemente são prejudiciais à saúde dos consumidores (Mendes & Oliveira, 2004).

8.1.2 Nitratos

Os nitratos (NO_3^-) ao aparecerem naturalmente nos solos podem contaminar os lençóis de água. A contaminação da água com nitratos tem-se observado ao longo da metade do último século, devido à utilização de fertilizantes azotados nos solos, provenientes de atividades agrícolas, ou a descargas de águas residuais, industriais e domésticas, emissões de gases com compostos

azotados libertados por automóveis, indústrias ou detritos animais e humanos (Mendes & Oliveira, 2004).

Estes compostos, são muito solúveis e por isso, fatores como a proximidade ao nível freático, a elevada permeabilidade dos solos e a utilização intensa de adubos conduzem à lixiviação deste nutriente do solo, podendo permanecer muitos anos na água de grandes profundidades ou em águas superficiais.

A toxicidade dos nitratos é principalmente atribuída à sua redução a nitritos e o maior efeito conhecido destes é a doença designada por metahemoglobinémia, também chamada doença do bebé azul, que reduz o transporte de oxigénio podendo levar à asfixia e causar a morte (Manassaram et al, 2010). A formação de nitrosaminas e nitrosamidas, compostos com propriedades cancerígenas que se formam no estômago por reação dos nitratos com aminas e amidas, relacionam o consumo de água ao aparecimento de alguns cancros, especialmente cancro gástrico e colo-retal (Grinsven et al, 2010).

8.1.3 Nitritos

A formação de nitritos pode ter origem biológica, resultante da reação de redução microbiana dos nitratos, ou química, por oxidação do amoníaco proveniente de esterilização e desinfecção das águas por cloraminas, em especial a temperaturas elevadas (Mendes & Oliveira, 2004).

O ião nitrito (NO_2^-) contém azoto num estado relativamente instável, pelo que na presença de oxigénio rapidamente se converte em nitratos.

Fontes de poluição por nitritos ocorrem a partir de dejetos humanos, escoamento de águas residuais ou fossas sépticas e também a partir de reações do azoto proveniente de compostos emitidos pela indústria automóvel. O uso intensivo de fertilizantes azotados, sobretudo na agricultura é, tal como para nitratos, uma fonte de contaminação das águas (Fan, 2011).

8.2 Remoção biológica de azoto

A remoção biológica do azoto é conhecida como a forma mais económica e eficaz de controlo da concentração de azoto amoniacal nas águas residuais (Rubino et al., 2003).

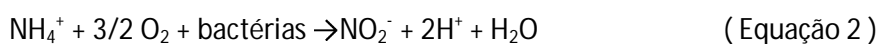
Os microrganismos desempenham um papel preponderante no ciclo do azoto no ambiente. As principais etapas do ciclo do azoto passam pelos processos de fixação, assimilação, mineralização, nitrificação e desnitrificação.

Para a conversão dos compostos azotados contidos numa água residual, ocorrem reações de hidrólise, nitrificação e desnitrificação. Nas águas residuais domésticas, o azoto encontra-se principalmente na sua forma orgânica e amoniacal, que são quantificados conjuntamente como azoto total de Kjeldahl (NTK).

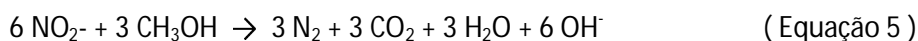
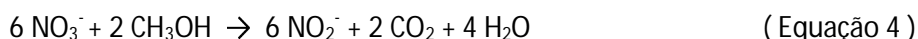
O azoto orgânico, sujeito a hidrólise enzimática é convertido a azoto amoniacal pelo processo biológico conhecido por amonificação:



Em condições aeróbias, o azoto amoniacal pode ser oxidado sucessivamente a nitrito e nitrato por nitrificação (Equações 2 e 3).



Em ambiente anóxico, o nitrato pode ser reduzido bioquimicamente a azoto gasoso por desnitrificação (Equações 4 e 5).



A amónia existe em solução, no estado aquoso, dependendo a sua forma de amoníaco (NH_3) ou ião amónia (NH_4^+) do pH de acordo com a reação de equilíbrio da equação 6 .



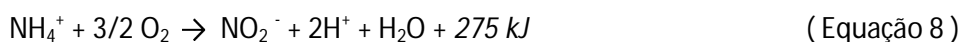
Com o aumento do pH, o NH_3 tem tendência a predominar e pode ser libertado em fase gasosa.

8.2.1 Nitrificação

A nitrificação consiste na conversão de amónia em nitratos por ação microbiana. Este processo é conduzido por duas categorias de microrganismos nas diferentes fases:

Conversão do NH_4^+ a NO_2^- :

As *Nitrosomas* oxidam a amónia a nitrito via hidroxilamina (NH_2OH). As *Nitrosopira*, *Nitrosococcus* e *Notrosolobus* são também capazes de proceder a conversão traduzida pelas seguintes equações:



Conversão do NO_2^- a NO_3^- :

As *Nitrobacter* convertem nitritos a nitratos de acordo com a equação 9.



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

São vários fatores que condicionam a nitrificação: concentração de amónia / nitrito, OD, pH, temperatura e a presença de químicos tóxicos. O nível de oxigénio dissolvido é considerado um dos mais relevantes, devendo encontrar-se bem distribuído no tanque de arejamento. É comum usar o valor de 2 mg/L de OD, e para valores acima dos 0,5 mg/L começa a sentir-se um efeito da concentração de OD na taxa de degradação (METCALF & EDDY, 2004). As condições ótimas para a nitrificação ocorrer segundo Bitton, (BITTON, 1994) encontram-se na tabela 5.

Tabela 5 - Condições ótimas para a ocorrência de nitrificação. (BITTON, 1994)

| Características | Valor/gama |
|--|------------------|
| pH (para 95% nitrificação) | 7,5 a 8,4 |
| Temperatura admissível (para 95% nitrificação) | 15 a 35 °C |
| Temperatura ótima | 30 °C |
| OD em caudal de ponta | > 1,9 mg/L |
| MLSSV | 1200 a 2500 mg/L |
| Metais pesados inibidores de nitrificação (Cu, Zn, Cd, Ni, Pb, Cr) | < 5 mg/L |

8.2.2 Desnitrificação

Os dois mecanismos primordiais de redução biológica dos nitratos a azoto molecular (gasoso) são a redução assimilativa (ausência de N-NH₄) e a redução dissimulativa (desnitrificação biológica).

Este processo de desnitrificação consiste numa respiração anóxica na qual o NO₃ serve como aceitador final de elétrons. O NO₃⁻ é reduzido a óxido nitroso (N₂O) e a azoto gasoso (N₂). O azoto gasoso é predominante entre os produtos da desnitrificação.

No entanto, este gás tem pouca solubilidade na água e tende a escapar sob a forma de pequenas bolhas gasosas. No licor misto, este fenómeno pode ser problemático, pois a libertação gasosa é dificultada pela presença de flocos em sentido descendente, podendo interferir com a capacidade de sedimentação das lamas.

Os microrganismos envolvidos na desnitrificação podem ser autotróficos aeróbios ou heterotróficos facultativos, que podem alterar o seu crescimento para anóxico quando o nitrato é usado como aceitador final de elétrons. Os organismos desnitrificantes pertencem a vários grupos fisiológicos (organotróficos, litotróficos e fototróficos) e taxonómicos, podendo usar diversas fontes de energia (orgânicas, inorgânicas, químicas ou luz).

Os principais fatores que controlam a desnitrificação são as condições para respiração (meio desprovido de OD e adequada concentração de nitratos), presença de matéria orgânica, temperatura e pH (aumenta com a desnitrificação).

9 Estudo da capacidade de nitrificação da ETAR

Para a realização deste estudo foi necessário realizar uma caracterização das várias formas de azoto como: azoto total, azoto de Kjeldahl, nitratos e nitritos. As amostras foram retiradas à entrada e saída do tanque biológico em diferentes dias, de 2^a a 5^a, durante uma semana

Os resultados são apresentados na tabela seguinte:

Tabela 6 - Resultados das análises ao azoto

| Entrada do reator Biológico | | | | Saída do reator Biológico | | | |
|-----------------------------|--------------------|---------------------------------|---------------------------------|---------------------------|--------------------|---------------------------------|---------------------------------|
| Azoto total mg/L N | Kjeldahl mg/L N | Nitrato mg/L NO ₃ | Nitrito mg/L NO ₂ | Azoto total mg/L N | Kjeldahl mg/L N | Nitrato mg/L NO ₃ | Nitrito mg/L NO ₂ |
| 66 | 66 | <10 | <0,01 | 60 | 60 | <10 | <0,01 |
| 75 | 75 | <10 | <0,01 | 52 | 52 | <10 | <0,01 |
| 60 | 60 | <10 | <0,01 | 46 | 46 | <10 | <0,01 |
| 55 | 55 | <10 | <0,01 | 36 | 35,8 | <10 | <0,01 |

É visível pelos resultados das amostras que o efluente não contém nitratos ou nitritos, tanto à entrada como à saída, sendo possível verificar que a ETAR não está a realizar nitrificação nas atuais condições operatórias.

No que diz respeito à entrada do reator biológico, verifica-se que o valor médio de azoto total e azoto kjeldhal são de 64 mg/ L N. Na saída a média de valores de azoto total e azoto kjeldhal são de 48,5 mg/ L N.

Uma vez que a ETAR, aparentemente não está a realizar nitrificação, foi realizado um dimensionamento visando a obtenção de um nível de tratamento em que fosse atingido um efluente cumprindo com exigências legais compatíveis com a remoção dos compostos azotados. Este dimensionamento contemplou nitrificação e desnitrificação quase total no efluente a tratar.

9.1 Dimensionamento do tanque para remoção de matéria orgânica

Para se realizar o dimensionamento do reator biológico para a remoção de azoto, foi necessário ajustar todo um conjunto de parâmetros compatíveis com o método desenvolvido pelo METCALF & EDDY, 2004. Neste sentido e na ausência de uma caracterização para as diferentes componentes da matéria orgânica foi decidido efetuar um dimensionamento do tanque de lamas ativadas

ajustando as razões de biodegradabilidade e partição da matéria orgânica nos diferentes componentes e parâmetros cinéticos de modo a que o valor de volume do tanque calculado fosse próximo do valor real.

O dimensionamento efetuado seguiu todo o procedimento recomendado pelo METCALF & EDDY e encontra-se descrito abaixo.

Tabela 7 - Características do efluente da ETAR

| | | |
|-------------------|-----|------------------|
| CBO | 247 | g/m ³ |
| sCBO | 90 | |
| CQO | 588 | |
| sCQO | 194 | |
| rbCBO | 97 | |
| SST | 233 | |
| SSV | 214 | |
| NKT | 64 | |
| N-NH ₄ | | |
| P | 6 | |
| Alcalinidade | 200 | |
| sCQO/BOD | 1,6 | |

Tabela 8 - Dados a considerar no dimensionamento

| | | |
|---------------------|----------|------------------------|
| Q | 17888 | m ³ /d |
| Y | 0,38 | g SSV/g bCQO |
| S ₀ | 395,2 | g bCQO/ m ³ |
| k _{d,15°C} | 0,098631 | g /g .d |
| f _d | 0,15 | |
| K _s | 20 | g bCQO/ m ³ |
| μ _{m,15°C} | 4,277917 | g /g .d |
| TRS | 3,8 | d |
| T | 15 | °C |

1) Utilizando os valores da tabela 7, desenvolver as características de águas residuais necessárias para o dimensionamento:

$$a) \text{ bCQO} = 1,6 \times (\text{CBO}) = 1,6 \times 90 = 395,2 \text{ g/m}^3$$

$$b) \text{ nbCQO} = \text{CQO} - \text{bCQO} = 588 - 395,2 = 192,8 \text{ g/m}^3$$

$$c) \text{ sCQOe} = \text{sCQO} - 1,6 \times \text{sCBO} = 50 \text{ g/m}^3$$

$$d) \text{ nbSSV} = \left(1 - \frac{\text{bpCQO}}{\text{pCQO}}\right) \times \text{SSV} = 77,56 \text{ g/m}^3$$

$$d.1) \frac{\text{bpCQO}}{\text{pCQO}} = \frac{\frac{\text{bCQO}}{\text{CBO}} \times (\text{CBO} - \text{sCBO})}{\text{CQO} - \text{sCQO}} = \frac{1,6 \times (\text{CBO} - \text{sCBO})}{\text{CQO} - \text{sCQO}} = \frac{251,2}{394} = 0,54 \text{ g/m}^3$$

$$e) \text{ iSST} = \text{SST} - \text{SSV} = 19 \text{ g/m}^3$$

2) Produção de biomassa:

$$\text{a) } P_{X,BIO} = \frac{Q \times Y \times (S_0 - S)}{1 + (k_d) \times TRS} + \frac{(f_d) \times (k_d) \times Q \times Y \times (S_0 - S) \times TRS}{1 + (k_d) \times TRS} = 2054,2 \text{ Kg SSV/d}$$

$$\text{a.1) } S = \frac{k_s \times (1 + (k_d) \times TRS)}{TRS \times (\mu_m - k_d) - 1} = 1,85 \text{ g bCQO/ m}^3$$

3) Determinar a massa de SSV e SST no tanque de arejamento:

$$\text{a) } Mass = P_X \times TRS$$

$$\text{a.1) } P_{X,SSV} = P_{X,BIO} + Q \times nbSSV = 3441,6 \text{ Kg/d}$$

$$\text{a.2) } P_{X,SST} = \frac{P_{X,BIO}}{0,85} + Q \times nbSSV + Q \times (SST - SSV) = 4144 \text{ Kg/d}$$

b)

$$\text{b.1) } (X_{SSV}) \times V = P_{X,SSV} \times TRS = 13078,1 \text{ Kg}$$

$$\text{b.2) } (X_{SST}) \times V = P_{X,SST} \times TRS = 15747,2 \text{ Kg}$$

4) Selecionar um valor de concentração de massa de MLSS e determinar o volume do tanque de arejamento:

$$X_{SST} = 4063 \text{ g/m}^3$$

$$\text{a) } V = \frac{X_{SST} \times 10^3}{X_{SSV}} = 3875,7 \text{ m}^3$$

$$\text{b) } t_h = \frac{V}{Q} = 5,2 \text{ horas}$$

$$\text{c) } MLVSS = \frac{(X_{SSV}) \times V}{(X_{SST}) \times V} \times X_{SST} = 3374,3 \text{ g/m}^3$$

5) Determinar a razão A/M e a carga de CBO:

$$\text{a) } A/M = \frac{Q \times S_0}{X \times V} = 0,34 \text{ g/g.d}$$

$$\text{b) } \text{Carga CBO} = \frac{Q \times S_0}{V} = 1,82 \text{ Kg/m}^3 \cdot \text{d}$$

6) Determinar o rendimento observado com base no SSV e SST:

$$\text{a) } \text{bcQO removido} = Q \times (S_0 - S) = 7036,2 \text{ Kg/d}$$

$$\text{a.1) } Y_{obs,SST} = \frac{P_{X,SST}}{\text{bcQO}_{rem}} = 0,59 \text{ g SST/g bcQO}$$

$$\text{b) } Y_{obs,SSV} = Y_{obs,SST} \times \frac{SSV}{SST} = 0,47 \text{ g SSV/g bcQO}$$

7) Calcular a necessidade de O₂:

$$R_0 = Q \times (S_0 - S) - 1,42 \times P_{X,BIO} = 171,6 \text{ Kg/h}$$

No dimensionamento acima descrito foi utilizado o valor de caudal médio atual de 17888 m³/d. Obteve-se um valor de volume de 3875,7 m³, sendo que o valor real é de 3881 m³. Esta é uma diferença admissível, o que significa que os valores dos parâmetros considerados nas tabelas 7 e 8, no seu conjunto podem representar o efluente a tratar, podendo-se deste modo avançar para o dimensionamento com remoção de azoto.

9.2 Dimensionamento do tanque para remoção de matéria orgânica e Azoto

Considerando as características do efluente a tratar representadas nas tabelas 7 e 8, e com os valores a considerar no dimensionamento do tanque de lamas ativadas em condições de nitrificação constantes na tabela 9, calcula-se o volume do tanque necessário para nitrificação total.

Tabela 9 - Dados a considerar no dimensionamento com nitrificação

| | | |
|----------------|------|----------------------------|
| N | 0,5 | g/m ³ |
| K ₀ | 0,5 | g/m ³ |
| OD | 2 | g/m ³ |
| NKT | 64 | g/m ³ |
| T | 15 | °C |
| Y _n | 0,12 | g SSV/g NH ₄ -N |

1) Calcular alguns parâmetros necessários para o dimensionamento com nitrificação:

$$\text{a) } \mu_{n,15^{\circ}\text{C}} = 0,75 \times (1,07^{(15-20)}) = 0,53 \text{ g/g.d}$$

$$\text{b) } K_{n,15^{\circ}\text{C}} = 0,74 \times (1,053^{(15-20)}) = 0,58 \text{ g/m}^3$$

$$\text{c) } k_{dn,15^{\circ}\text{C}} = 0,08 \times (1,04^{(15-20)}) = 0,062 \text{ g/g.d}$$

$$\text{d) } \mu_n = \left(\frac{\mu_{n,m} \times N}{K_n + N} \right) \times \left(\frac{OD}{K_0 + OD} \right) - k_{dn} = 0,13 \text{ g/g.d}$$

2) Determinar o TRS teórico e o de projeto:

$$\text{a) } TRS_{\text{teórico}} = \frac{1}{\mu_n} = 7,68 \text{ dias}$$

b) Sendo, $FS = 1,5$:

$$\text{b.1) } TRS_{\text{design}} = FS \times TRS_{\text{teórico}} = 11,5 \text{ dias}$$

3) Determinar a biomassa produzida:

$$\text{a) } S = \frac{k_s \times (1 + (k_d) \times TRS)}{TRS \times (\mu_m - k_d) - 1} = 1,13 \text{ g bCQO/m}^3$$

$$\text{a1) } NO_x = 0,8 \times NKT = 51,2 \text{ g/m}^3$$

$$\text{b) } P_{X,BIO} = \frac{Q \times Y \times (S_0 - S)}{1 + (k_d) \times TRS} + \frac{(f_d) \times (k_d) \times Q \times Y \times (S_0 - S)}{1 + (k_d) \times TRS} + \frac{Q \times Y_n \times (NO_x)}{1 + (k_{dn}) \times TRS} = 2192,4 \text{ Kg SSV/d}$$

4) Determinar a quantidade de azoto oxidado a nitrato:

$$NO_x = NKT - N - 0,12 \times \left(\frac{P_{X,BIO}}{Q} \right) = 51,6 \text{ g/m}^3$$

5) Determinar a concentração e massa de SSV e SST no tanque biológico:

$$\text{a) } \text{a.1) } P_{X,SSV} = P_{X,BIO} + Q \times nbSSV = 3909,1 \text{ Kg/d}$$

$$\text{a.2) } P_{X,SST} = \frac{P_{X,BIO}}{0,85} + Q \times nbSSV + Q \times (SST - SSV) = 4000,8 \text{ Kg/d}$$

$$\text{b) } \text{b.1) } (X_{SSV}) \times V = P_{X,SSV} \times TRS = 30023,6 \text{ Kg}$$

$$\text{b.2) } (X_{SST}) \times V = P_{X,SST} \times TRS = 30727,8 \text{ Kg}$$

6) Determinar o volume e tempo de retenção hidráulico do tanque biológico e o MLVSS:

$$\begin{aligned} \text{a) } V &= \frac{X_{SST} \times V \times 10^3}{X_{SST}} = 7562,8 \text{ m}^3 \\ \text{b) } t_h &= \frac{V}{Q} = 8,2 \text{ horas} \\ \text{c) } MLVSS &= \frac{(X_{SSV}) \times V}{(X_{SST}) \times V} \times X_{SST} = 3969,8 \text{ g/m}^3 \end{aligned}$$

7) Determinar a razão A/M e a carga de CBO:

$$\begin{aligned} \text{a) } A/M &= \frac{Q \times S_0}{X \times V} = 0,29 \text{ g/g.d} \\ \text{b) } \text{Carga CBO} &= \frac{Q \times S_0}{V} = 1,16 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d} \end{aligned}$$

8) Determinar o rendimento observado, com base no SSV e SST:

$$\text{a) } \text{bCQO removido} = Q \times (S_0 - S) = 8722,3 \text{ kg/d}$$

$$\text{a.1) } Y_{obs,SST} = \frac{P_{X,SST}}{\text{bCQO rem}} = 0,459 \text{ g SST/g bCQO}$$

$$\text{b) } Y_{obs,SSV} = Y_{obs,SST} \times \frac{SSV}{SST} = 0,448 \text{ g SSV/g bCQO}$$

9) Calcular a necessidade de O₂:

$$R_0 = Q \times (S_0 - S) - 1,42 \times P_{X,BIO} = 438,2 \text{ kg/h}$$

10) Calcular a alcalinidade necessária:

$$\text{Alk para manter ph neutro} = \text{Alk influente} - \text{Alk usada} + \text{Alk a adicionar}$$

- Alcalinidade do influente = 140 g/m³ CaCO₃
- Alcalinidade para manter pH neutro esta entre 70 e 80 g/m³ CaCO₃
- Alcalinidade usada para nitrificação = 7,14 × [NO_x] = 368,5 g/m³ CaCO₃

$$\text{Alk a adicionar} = 80 - 140 + 368,5 = 308,5 \text{ g/m}^3 \text{ CaCO}_3 = 6829 \text{ Kg/d CaCO}_3$$

9.3 Dimensionamento do tanque anóxico (Desnitrificação)

O cálculo do volume do tanque anóxico para desnitrificação do efluente, considerando a metodologia apresentada no METCALF & EDDY, 2004 e os valores para os parâmetros constantes na tabela 10.

Refira-se que a configuração adotada é a representada no esquema da figura 13.

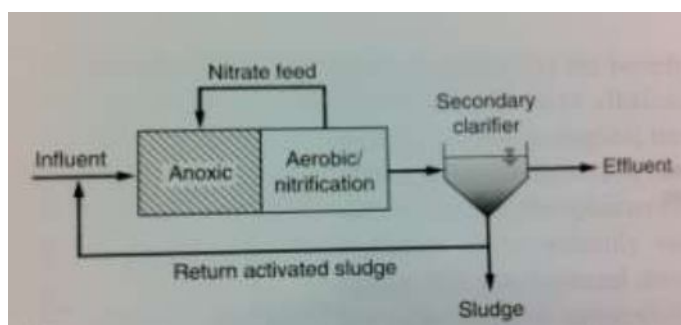


Figura 13 - Configuração do tanque anóxico

Tabela 10 - Fatores a considerar para dimensionamento do tanque anóxico

| | | |
|-----------|-----|-----------------------------------|
| Ne | 6 | g/m ³ |
| Energia | 10 | Kw/10 ³ m ³ |
| Y | 0,4 | g SSV/g COO |
| RAS ratio | 0,6 | ----- |

1) Determinar a biomassa ativa:

$$X_b = \frac{(Q \times TRS)}{V} \times \frac{Y \times (S_0 - S)}{1 + (k_d \times TRS)} = 2021,8 \text{ g/m}^3$$

2) Determinar IR:

$$IR = \frac{NO_x}{N_e} - 1 - R = 7,0$$

3) Determinar a quantidade de N-NO₃ alimentada:

a) **Caudal** = (IR × Q) + R × Q = 168269,5 m³/d

$$\text{b) } \mathbf{NO_x}_{alimentado} = \text{Caudal} \times N_e = 1009617 \text{ g/d}$$

4) Determinar o volume do tanque anóxico, V_{nox} :

$$\text{a) Fixar um } t_h: t_h = 1,4 \text{ h} = 0,058 \text{ d}$$

$$\text{b) } V_{nox} = t_h \times Q = 1291,15 \text{ m}^3$$

5) Determinar a razão A/M:

$$\frac{A}{M_b} = \frac{Q \times S_0}{V_{nox} \times X_b} = 2,09 \text{ g/g.d}$$

6) Determinar a taxa específica de desnitrificação, SDNR- *Specific Denitrification Rate*:

$$\text{a) Fração } rbCQO = \frac{rbCQO}{bCQO} = 0,25 = 25\%$$

b) Da figura 8-23 do METCALF& EDDY, com a fração rbCQO e razão A/M_b,

$$SDNR_{20^\circ\text{C}} = 0,29 \text{ g/g.d}$$

$$SDNR_{15^\circ\text{C}} = SDNR_{20^\circ\text{C}} \times (1,026^{(15-20)}) = 0,255 \text{ g/g.d}$$

7) Calcular a quantidade de N-NO₃ que pode ser reduzida:

$$\text{a) } NO_r = V_{nox} \times SDNR \times MLVSS = 1111291,7 \text{ g/d}$$

$$\text{b) Relação de capacidade} = \frac{NO_x_{alim}}{NO_r} = 1,1$$

$$\text{c) } SDNR(MLSS) = SDNR_{15^\circ\text{C}} \times \left(\frac{X_b}{X_T}\right) = 0,127 \text{ g/g.d}$$

8) Determinar a necessidade de O₂:

$$\begin{aligned} \text{a) Crédito de } O_2 &= 2,86 \times (NO_x - N_e) \times Q \times \left(\frac{1}{10^3}\right) = 2887,5 \text{ Kg/d} \\ &= 120,3 \text{ Kg/h} \end{aligned}$$

$$\text{b) } R_0 = R_0 \text{ (sem nitri)} - \text{Crédito de } O_2 = 92 \text{ Kg/h}$$

9) Determinar a alcalinidade a adicionar:

- Alcalinidade do influente = $140 \text{ g/m}^3 \text{ CaCO}_3$
- Alcalinidade para manter ph neutro esta entre 70 e 80 $\text{g/m}^3 \text{ CaCO}_3$
- Alcalinidade usada para nitrificação = $7,14 \times [\text{NO}_x] = 368,5 \text{ g/m}^3 \text{ CaCO}_3$
- Alcalinidade produzida = $3,57 \times (\text{NO}_x - \text{N}_e) = 162,8 \text{ g/m}^3 \text{ CaCO}_3$

$$\text{Alk a adicionar} = \text{Alk neutro} - \text{Alk influente} + \text{Alk usada} - \text{Alk produzida} \\ = 145,7 \text{ g/m}^3$$

$$\text{Massa de Alk necessária} = \text{Alk a adicionar} \times Q \times \left(\frac{1}{10^3}\right) = 3224,5 \text{ Kg/d}$$

10) Determinar o poder de mistura da zona anóxica:

$$\text{Poder de mistura} = V_{nox} \times \frac{10kW}{10^3m^3} = 12,9 \text{ kW}$$

9.3 Análise do dimensionamento

Tabela 11 - Tabela resumo do dimensionamento sem e com nitrificação

| Parâmetro | Unidade | Sem nitrificação | Com nitrificação | | |
|-------------------------------------|-------------------------------|------------------|------------------|-----------|-----------|
| | | | Cenário 1 | Cenário 2 | Cenário 3 |
| Caudal | m^3/d | 17888 | 17888 | 22134 | 39278 |
| TRS | d | 3,8 | 7,7 | 7,7 | 7,7 |
| Volume do tanque biológico | m^3 | 3875,8 | 6112 | 7562,8 | 13420,7 |
| Tempo de retenção hidráulico, t_h | h | 5,2 | 8,2 | 8,2 | 8,2 |
| MLSS | g/m^3 | 4063 | 4063 | 4063 | 4063 |
| MLSSV | g/m^3 | 3374,4 | 3969,9 | 3969,9 | 3969,9 |
| A/M | g/g.d | 0,34 | 0,29 | 0,29 | 0,29 |
| Carga de CBO | $\text{kg CBO/ m}^3.\text{d}$ | 1,82 | 1,16 | 1,16 | 1,16 |
| Produção de lama | kg/d | 4144 | 3233,3 | 4000,8 | 7099,7 |
| Rendimento observado | kg SST/kg bCQO | 0,59 | 0,46 | 0,46 | 0,46 |
| | kg SSV/kg bCQO | 0,47 | 0,45 | 0,45 | 0,45 |
| Oxigênio Necessário | kg/h | 171,6 | 354,1 | 438,2 | 777,6 |
| Alcalinidade necessária | kg/d | ----- | 5518,9 | 6829 | 12118,2 |

Como é possível verificar na tabela 11, foram realizados vários dimensionamentos para a remoção de azoto, contemplando três cenários possíveis.

No cenário 1, o caudal considerado é o caudal atual afluente à ETAR de 17888 m³/d. No cenário 2 é considerado o caudal de 22134 m³/d, tendo em consideração as expectativas de aumento de caudal, crescimento populacional, dados do INE – Instituto Nacional de Estatística e capitações dos municípios que enviam o efluente para a ETAR Sul, a ser atingido no ano de 2034 e que depois estabilize. O cenário 3 foi realizado considerando o caudal de projeto, de 39278, valor que era esperado para 2018 mas que se pensa nunca vir a ser atingido.

Como mencionado já anteriormente, o valor de caudal considerado para a remoção de CBO foi o valor atual, o mesmo para o cenário 1, mas uma vez que existem expectativas de aumento de caudal, para remoção de azoto e para o dimensionamento do tanque anóxico foi considerado o caudal que se espera atingir, os 22134 m³/d.

Fazendo uma análise ao dimensionamento com e sem nitrificação é notável a grande diferença entre o valor de volume do tanque necessário, os tempos de retenção e a necessidade de oxigénio, que, quando realizada nitrificação aumenta consideravelmente.

De notar também que apenas no cenário 1 e 2 seria possível a realização de nitrificação, uma vez que o volume existente na ETAR é de 7763 m³ (soma dos volumes dos dois reatores biológicos). No cenário 3 o volume necessário é superior ao disponível, pelo que seriam necessários investimentos significativos com a construção de novos tanques.

Tabela 12 - Tabela de valores do dimensionamento do tanque anóxico (Desnitrificação)

| Parâmetro | Unidade | Desnitrificação | |
|----------------------------------|-------------------------------|-----------------|-----------|
| | | Cenário1 | Cenário 2 |
| N _e | g/m ³ | 6 | 6 |
| IR | ----- | 7 | 7 |
| RAS | ----- | 0,6 | 0,6 |
| V _{nox} | m ³ | 1043,5 | 1291,15 |
| SDNR global | g N-NO ₃ /g MLSS.d | 0,13 | 0,13 |
| Tempo de retenção t _n | h | 1,4 | 1,4 |
| Poder de mistura | kW | 10,4 | 12,9 |
| Alcalinidade necessária | kg/d CaCO ₃ | 2606 | 3224,5 |

Após realizar o dimensionamento para o tanque anóxico, é possível concluir que neste momento a ETAR tem capacidade para realizar nitrificação e desnitrificação, pois o volume necessário para o tanque anóxico somado ao volume necessário para nitrificação é de 7155,5 m³ que é inferior à soma dos volumes dos 2 reatores biológicos, que é de 7763 m³.

No cenário 2 o volume total necessário, 8854 m³, ultrapassa o volume disponível, sendo neste caso impossível realizar nitrificação e desnitrificação apenas com os reatores existentes.

Analisando a alcalinidade necessária, observa-se uma diminuição de cerca de 53% do processo de apenas nitrificação para o processo de desnitrificação nos dois cenários considerados.

10 Conclusões dos objetivos secundários do Estágio

Como referido anteriormente, como objetivos secundários do estágio estava previsto o acompanhamento dos trabalhos de exploração da ETAR.

A equipa de exploração da ETAR Sul, para além da ETAR Sul tem sob sua responsabilidade a exploração de 3 ETAR em Vagos: Ouca, Santa Catarina e Salgueiro, estas de uma dimensão bem menor do que a ETAR Sul. Como tal outro objetivo foi:

1. Acompanhamento da exploração das ETAR de Ouca, Santa Catarina e Salgueiro



Ilustração 9 - ETAR de Ouca



Ilustração 8 - ETAR de Santa Catarina



Ilustração 7 - ETAR de Salgueiro

Tabela 13 - Constituição das ETAR de Vagos

| ETAR | Dados | Constituição |
|----------------------|--------------------------------------|--|
| <u>Salgueiro</u> | 30 m ³ /d 250 hab eq | Leito de macrófitas |
| <u>Ouca</u> | 96 m ³ /d 800 hab eq | Decantador; tanque biológico; Desidratação |
| <u>Sta. Catarina</u> | 120 m ³ /d 1000 hab eq | Tamisador; Tanque biológico com decantador; Espessador; Desidratação |

São realizadas 2 rodas por semana, numa delas (Terça- feira) são recolhidas amostras de efluente em diferentes pontos da ETAR para análise de CQO, CBO5, SST e na outra apenas é feita a limpeza das grelhas e gestão das bombas e instrumentação.

Durante todo o tempo de estágio, foi realizado o acompanhamento a estas rondas, tendo a possibilidade de tomar decisões sobre a gestão das mesmas.

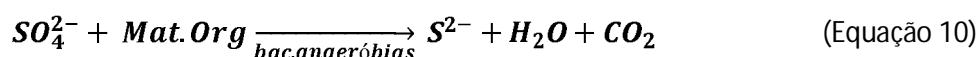
Nestas rondas são controlados parâmetros como, aspeto visual do efluente à entrada, saída, no decantador e no reator biológico (quando existentes) e v_{30} .

2. Acompanhamento do estudo e resolução do problema em relação às emissões ácido sulfídrico em certas estações elevatórias

O ácido sulfídrico (H_2S) também conhecido como sulfureto de hidrogénio é um gás incolor e inflamável com forte odor. Este é tóxico, e apenas tolerável até concentrações de 10 ppm. É comum este problema no que respeita os elementos de transporte e tratamento de água residual. O H_2S provoca problemas de corrosão do betão presente nas condutas que transportam a água residual até à ETAR.

Nessas condutas, em condições anaeróbias, a decomposição da matéria orgânica por bactérias anaeróbias, e com sulfatos presentes na matéria orgânica, as bactérias consomem o oxigénio disponível destes sulfatos, dando origem à formação de H_2S . Este por sua vez em contacto com o oxigénio presente no espaço livre da conduta e com a presença de bactérias aeróbias favorece a condensação desse gás originando ácido sulfúrico, um ácido forte, e após a utilização do enxofre por bactérias sulfurosas nos seus processos respiratórios liberta energia. O ácido formado pela ação bacteriana tem alto poder de reação sobre materiais ligantes como o cimento, originando sulfatos de cálcio como é visível na figura 14.

Todo este processo decorre segundo as equações seguintes:



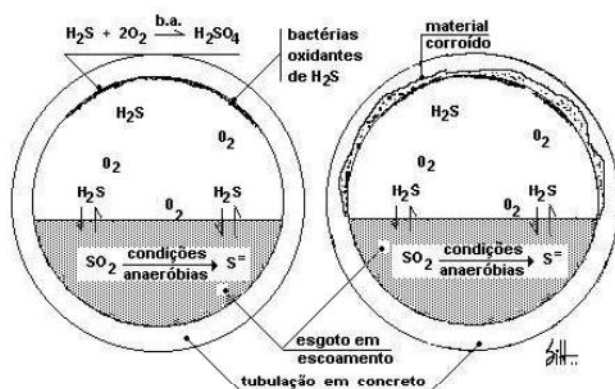


Figura 14- Esquema de corrosão das condutas

Foi realizado durante o período de estágio uma campanha de recolha de amostras de água residual nas estações elevatórias, EEIS7 (Gafanha da Encarnação), EEIS9 (Aveiro), EEIS11 (Costa Nova), EEIS17 (Gafanha D'Aquém) e EEIS18 (Gafanha da Nazaré). Destas amostras eram medidos alguns parâmetros, nomeadamente, temperatura, ph, condutividade e potencial redox e H_2S .

Esta pequena campanha teve como objetivo criar uma base de dados de alguns parâmetros, para servir depois de comparação após a injeção de oxigénio nas mesmas como resolução do problema.

3. Acompanhamento da revisão de projeto da ETAR da Ponte de Vagos

A SIMRIA começou com a projeção de uma nova ETAR, e foi possível acompanhar a revisão do seu projeto. Foi possível perceber alguma parte burocrática que antecede a construção de uma ETAR, perceber como é feita a verificação do projeto da mesma através dos programas utilizados, encontrar alguns erros de projeção e sugerir algumas alterações ao seu projeto no que diz respeito a materiais usados, distancias respeitadas, órgãos necessários, etc.

Conclusões

No que respeita ao dimensionamento, conclui-se então pela análise de vários parâmetros da ETAR, que o seu volume diário médio está bastante aquém do esperado pelo projeto, encontrando-se ainda a 46% do valor de projeto para 2018, mostrando desta forma que a ETAR tem capacidade para receber bem mais do que o que esta neste momento a receber. No caso do número de habitantes equivalentes, a ETAR também se encontra ainda longe do horizonte de projeto, a 88% do seu valor.

Em relação a valores de CQO, CBO, SST a ETAR Sul tem respeitado os seus limites de emissão e feito o controlo e acompanhamento diário destes.

Analisando o tratamento biológico conclui-se que este está a funcionar corretamente, ajustados os parâmetros à ETAR, quer em cargas hidráulica, tempos de retenção hidráulico e de sólidos, carga mássica e necessidade de oxigénio.

Após um estudo realizado com base nos dados do INE, projeções de capitações e expectativas de crescimento de caudal, conclui-se que este nunca chegue a alcançar o valor esperado para 2018, de 39278 m³/d e que alcançará o seu máximo de 22134 m³/d em 2034.

Pode concluir-se, no que respeita a nitrificação, que pelos resultados das amostras, a ETAR não realiza nitrificação.

Após análise do dimensionamento para remoção de azoto, conclui-se que com o valor de caudal atual, a ETAR tem capacidade volúmica para realizar nitrificação completa necessitando de um volume de 6112 m³. Com um valor de caudal de 22134 m³/d, a ETAR também apresenta capacidade para realizar nitrificação uma vez que é necessário um volume de 7562,8 m³, não superior ao disponível

Quando realizado o dimensionamento para a desnitrificação, verifica-se que para o caudal atual, a ETAR tem capacidade de realizar nitrificação e desnitrificação, o mesmo não acontece para o caudal espectável de ser atingido nos próximos anos.

Concluindo, no caso de haver necessidade de avançar para a remoção de azoto, poder-se-á fazê-lo agora utilizando o volume disponível. No entanto, quando o caudal aumentar, o volume

disponível torna-se insuficiente sendo necessário aumentar o reator biológico, com a construção do tanque anóxico.

Bibliografia

AWWA, APHA, WEF. (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th Edition.*

BITTON, G. (1994). *Wastewater Microbiology.* Gainesville - Florida, EUA: WILEY-LISS.

CHA, D., JENKINS, D., LEWIS, W., & KIDO, W. (1992). Process Control Factors Influencing Nocardia Populations in Activated Sludge. *Water Environment Research*

FAN, A. M. 2011. Nitrate and Nitrite in Drinking Water: A Toxicological Review. *California Environmental Protection Agency.* pg . 137-145.

GERARDI, M. (2002). *Settleability Problems and Loss of Solids in the Activated Sludge Process.* New Jersey: Wiley-Interscience.

GRAY, N. F. (2004). *Biology of Wastewater Treatment, Series on Environmental Science and Management - Vol. 4.* Ireland, 2a Edicao: Imperial College Press, University of Dublin.

GRINSVEN, H. J. M., Rabl, A. & Kok, T. M. 2010. Estimation of incidence and social cost of colon cancer due to nitrate in drinking water in the EU: a tentative cost-benefit assessment. *Environmental Health.* 9: 58.

HOBSON, T. (2009). *Activated Sludge - Evaluating and Controlling Your Process (Seventh Edition).* Kansas, EUA: Hobson's Choice Press.

MENDES, B. & OLIVEIRA, J. F. S. 2004. *Qualidade da água para consumo humano,* Lisboa, Lidel - Edições Técnicas.

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

MILITÃO, C. M. T. 2004. *Estudo do ciclo do azoto: uma aplicação para o ensino*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Botânica. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.

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

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

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