



Universidade de Aveiro
Ano 2013

Departamento de Ambiente e
Ordenamento

**JOÃO VITOR
BORGES
RIBEIRO**

**CAPACIDADE DE NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO DA
ETAR NORTE-SIMRIA**



Universidade de Aveiro
Ano 2013

Departamento de Ambiente e
Ordenamento

**JOÃO VITOR
BORGES
RIBERO**

**CAPACIDADE DE NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO DA
ETAR NORTE-SIMRIA**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica da Dra. Margarida Esteves e de Luís Arroja, Professor Doutor do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

O Júri

Presidente

Professora Doutora Maria Helena Gomes de Almeida Gonçalves
Nadais

Professora Auxiliar, Universidade de Aveiro

Vogais

Doutor Rui Alfredo da Rocha Boaventura

Investigador Principal-Universidade do Porto, Faculdade de Engenharia
(Arguente Principal)

Professor Doutor Luís Manuel Guerreiro Alves Arroja

Professor Associado, Universidade de Aveiro (Orientador)

Agradecimentos

Ao longo dos 5 meses de estágio, contei com a ajuda de várias pessoas que tornaram possível a sua realização. A elas, aqui fica o meu agradecimento.

Ao Prof. Luís Arroja, orientador pela UA, pelo apoio teórico e esclarecimento de dúvidas.

À Dra. Margarida Esteves (SIMRIA), pela orientação diária do estágio e apoio teórico, sem esquecer a integração na equipa de operação e manutenção da ETAR.

Aproveito, também, para agradecer aos operadores e técnicos da ETAR Norte pela ajuda prestada.

A todos, mais uma vez, o meu muito obrigado.

Resumo

A análise do funcionamento de uma Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) é muito importante para conhecer a interação e gestão de todas as fases do processo de tratamento existentes nas ETAR e para perceber qual o tipo de gestão adequada.

O estágio na ETAR Norte da SIMRIA ocorreu entre Março e Julho de 2013. O conhecimento dos principais órgãos da instalação e o modo como operam constituiu o primeiro objetivo do estágio, essencial para efetuar uma caracterização pormenorizada da ETAR ao qual se seguiu uma avaliação pormenorizada das condições em que a ETAR opera atualmente, através da compilação e análise dos dados respeitantes à operação no ano 2012. Através da comparação destes para o ano 2012 e 2013 foi possível compreender que a gestão de uma ETAR não se resume à manutenção de determinados parâmetros dentro de intervalos ideais sendo, por vezes e durante determinado período de tempo, impossível esta manutenção uma vez que o processo depende fortemente da qualidade do afluente. O desempenho da ETAR foi avaliado relativamente aos parâmetros constantes da Licença de Utilização dos Recursos Hídricos para a Rejeição de Águas Residuais e o funcionamento geral analisado face aos valores previstos no respetivo projeto de execução e face a gamas ideais presentes na bibliografia consultada.

Para o dimensionamento do sistema para Nitrificação e Desnitrificação, o primeiro passo consistiu em validar um conjunto de frações de Matéria Orgânica e constantes cinéticas de forma a atingir um volume dimensionado igual, ou muito próximo, ao existente, no cenário atual de apenas remoção de Matéria Orgânica, para a partir daí realizar o dimensionamento do sistema para Nitrificação e Desnitrificação, de forma mais exata possível.

Palavras-Chave

ETAR, Reator Biológico, Nitrificação, Desnitrificação

Abstract

The analysis of the operation of a Wastewater Treatment Plant (WWTP) is very important to understand the interaction and management of all phases of the treatment process existent in the WWTP and to realize what kind of management are indicated.

The internship in ETAR Norte of SIMRIA occurred between March and July 2013. The knowledge of the principal organs of the ETAR Norte and how they work constituted the first major goal of the internship and it is essential to perform a detailed characterization of the WWTP. The evaluation of the conditions under which it currently operates, through the compilation and analysis of the operative data of the year 2012 was the first step in the design of the treatment system for Nitrification and Denitrification. With the analysis of the operative data of 2012 and 2013 it was possible to understand that the management of a wastewater treatment plant is not just keep the values in the ideal ranges. Sometimes, in a period of time, is impossible to maintain the values in the wanted range because the process depends heavily on the quality of the influent. The performance of the WWTP was evaluated for the parameters listed in Reject Wastwatwe License and general functioning analyzed against the predicted values on the appropriate project execution and face to parameters considered ideal in the bibliography.

For the sizing system for Nitrification and Denitrification the first step was to validate a set of fractions of organic matter and kinetic constants in order to achieve an equal sized volume, or very close to, existing in the current scenario only organic matter removal, to thereafter perform the sizing system for Nitrification and Denitrification, most accurate way possible.

Keywords

WWTP, Biological Reactor, Nitrification, Denitrification

Índice

Agradecimentos	ii
Resumo	iii
Abstract.....	iv
Índice	v
Índice de Figuras	viii
Índice de Tabelas	ix
Lista de Abreviaturas.....	x
1.Apresentação	1
1.1.Enquadramento do Estágio Curricular.....	1
2.Considerações Teóricas sobre a área do Estágio	2
2.1.Processos de Tratamento de Águas Residuais Urbanas.....	2
2.1.1.Características Gerais.....	2
2.1.2.Processos Biológicos - As Lamas Ativadas	3
2.1.2.1.CMAS.....	4
2.2.Remoção de Matéria Poluente	4
2.2.1.Caracterização das Águas Residuais	4
2.2.1.1.Carência Química de Oxigénio (CQO)	5
2.2.1.2.Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO).....	5
2.2.1.3.Sólidos Suspensos Totais (SST).....	5
2.2.1.4.Azoto (N).....	5
2.2.1.4.1.A Origem do Azoto numa Água Residual	5
2.2.1.4.2.Consequências do Azoto na Água Recetora	6
2.2.1.4.3.Remoção Biológica do Azoto	6
2.2.1.4.4.Nitrificação	7
2.2.1.4.4.1.Fatores que afetam a Nitrificação.....	8
2.2.1.4.4.1.1.TEMPERATURA.....	8
2.2.1.4.4.1.2.ALCALINIDADE	8
2.2.1.4.4.1.3.OXIGÉNIO DISSOLVIDO.....	9
2.2.1.4.5.Desnitrificação	9
2.2.1.4.5.1.Fatores que afetam a desnitrificação	9

2.2.1.4.5.1.1.pH	9
2.2.1.4.5.1.2.TEMPERATURA.....	10
2.2.1.4.5.1.3.OXIGÊNIO DISSOLVIDO.....	10
2.2.1.4.5.1.4.SUBSTRATOS ORGÂNICOS	10
2.3.Enquadramento Legal	10
3.O Estágio	11
3.1.Caracterização da Empresa	11
3.2.Atividades Desenvolvidas.....	13
3.2.1.Caracterização da ETAR Norte.....	13
3.2.1.1.Tratamento da Fase Líquida	14
3.2.1.2.Tratamento da Fase Sólida	19
3.2.2.Análise ao Dimensionamento e Funcionamento da ETAR Norte da SIMRIA... 23	
3.2.2.1.Caudais de Funcionamento.....	23
3.2.2.1.1.Caudal de Entrada	24
3.2.2.2.Características do Afluente e Efluente	25
3.2.2.2.1.Carência Bioquímica de Oxigênio	25
3.2.2.2.2.Carência Química de Oxigênio	26
3.2.2.2.3.Biodegradabilidade	27
3.2.2.2.4.Sólidos Suspensos Totais	29
3.2.2.2.5.Sazonalidade dos parâmetros e Influência da Precipitação na sua variação	29
3.2.2.3.Cargas do Afluente	30
3.2.2.4.Tratamento Biológico	31
3.2.2.4.1.Monitorização do Reator Biológico.....	31
3.2.2.4.1.1.Temperatura	31
3.2.2.4.1.2.pH.....	32
3.2.2.4.1.3.MLSS/MLVSS	32
3.2.2.4.1.4.Razão Alimento/Microrganismos	33
3.2.2.4.1.5.Índice Volumétrico de Lamas, IVL.....	36
3.2.2.4.1.6.Idade das Lamas	37
3.2.2.5.Parâmetros Operacionais	39

3.2.2.5.1.Pré-Tratamento	39
3.2.2.5.2.Decantação Primária	40
3.2.2.5.3.Reator Biológico	40
3.2.2.5.4.Decantação Secundária	41
3.2.3.Dimensionamento do Sistema de Tratamento para Nitrificação e Desnitrificação	41
3.2.3.1.Aproximação do modelo desenvolvido à realidade da ETAR Norte	41
3.2.3.2.Dimensionamento do sistema para Nitrificação	46
3.2.3.3.Dimensionamento do sistema para Desnitrificação.....	54
3.2.4.Análise dos resultados obtidos e proposta de soluções	58
4.Atividades Complementares Efetuadas	59
4.1.Análise e interpretação dos dados de operação e caudais do ano 2013	59
4.2.Inventário do equipamento existente nas Estações Elevatórias.....	60
4.3.Ensaio de floculação para determinação da dose ideal de floculante a utilizar a montante da entrada das lamas nos espessadores	63
4.4.Verificação da conformidade das Guias de Acompanhamento de Resíduos (GAR)	64
4.5.Acompanhamento dos operadores da ETAR no seu trabalho diário	65
4.6.Acompanhamento das condições de operação da ETAR Norte	66
6.Bibliografia.....	71
Anexos	72
Anexo I-Formulário para o cálculo dos Parâmetros Operacionais	72

Índice de Figuras

Figura 1-Estrutura acionista da empresa SIMRIA	12
Figura 2-Estrutura Organizacional da empresa SIMRIA	12
Figura 3-Vista geral da ETAR Norte.....	14
Figura 4-Desarenador e Desengordurador.....	15
Figura 5-Medidor de Caudal, do tipo Parshall	16
Figura 6-Decantadores Primários	16
Figura 7-Reatores Biológicos	17
Figura 8-Decantadores Secundários	18
Figura 9-Reservatório da Água Tratada	19
Figura 10-Espessadores Gravíticos de Lamas	19
Figura 11-Digestores Primários e Secundário.....	20
Figura 12-Caldeira.....	21
Figura 13-Filtros Banda.....	21
Figura 14-Unidade de preparação do Polímero	22
Figura 15-Silo para armazenamento das lamas desidratadas e estabilizadas	22
Figura 16-Diagrama do processo de tratamento da ETAR Norte	23
Figura 17-Evolução do Caudal Médio Diário (Qmd) afluente à ETAR, 2012.....	24
Figura 18-Relação Caudal/Precipitação, 2012	25
Figura 19-Evolução da concentração de CBO ₅ , 2012	26
Figura 20-Evolução da concentração de CQO, 2012	27
Figura 21-Evolução da Biodegradabilidade do Afluente, 2012	28
Figura 22-Biodegradabilidade na entrada do Reator Biológico	28
Figura 23-Evolução da concentração de SST, 2012.....	29
Figura 24-Variação de CBO ₅ , CQO e SST e sua relação com a precipitação ocorrida em 2012	30
Figura 25-Evolução da temperatura média mensal nos reatores biológicos, 2012	31
Figura 26-Evolução da concentração de MLSS e MLVSS nos Reatores Biológicos, 2012.....	33
Figura 27-Evolução da razão A/M nos Reatores Biológicos, 2012	34
Figura 28-Relação Concentração Afluente, razão A/M e MLSSV no ano 2012	35
Figura 29-Índice Volumétrico de Lamas (IVL), 2012	36
Figura 30-Teste V30.....	37
Figura 31-Idade das Lamas, 2012.....	38
Figura 32-Relação Idade das Lamas vs QPurga, 2012.....	38
Figura 33-Solução proposta para nitrificação e desnitrificação	58
Figura 34-Estação Elevatória.....	61
Figura 35-Exemplo do interior de uma EE.....	62
Figura 36-Torre de carvão ativado	62
Figura 37-Ensaios de floculação.....	64
Figura 38-Pontos de amostragem da ETAR Norte.....	66
Figura 39-Dados de operação recolhidos	67
Figura 40-Aspeto geral do Sinóptico.....	68

Índice de Tabelas

Tabela 1-Condições ótimas para a ocorrência de Nitrificação	10
Tabela 2-Valores base do dimensionamento da ETAR Norte.....	13
Tabela 3-Requisitos de qualidade para as descargas da ETAR Norte da SIMRIA	13
Tabela 4-Conformidade em CBO ₅ no afluente com os valores de projeto, o valor limite de emissão da Licença de Utilização dos Recursos Hidricos para Rejeição de Águas Residuais e respetiva eficiência	26
Tabela 5- Conformidade em CQO no afluente com os valores de projeto, o valor limite de emissão da Licença de Utilização dos Recursos Hidricos para Rejeição de Águas Residuais e respetiva eficiência	27
Tabela 6- Conformidade em SST no afluente com os valores de projeto, o valor limite de emissão da Licença de Utilização dos Recursos Hidricos para Rejeição de Águas Residuais e respetiva eficiência	29
Tabela 7-Cargas afluentes, comparação entre o HP e o ano 2012	30
Tabela 8-Gamas Ideais Teóricas para vários processos de tratamento (Fonte:Metcakf & Eddy, 2003)	34
Tabela 9-Parâmetros operacionais avaliados na etapa de Pré-Tratamento, 2012.....	39
Tabela 10-Parâmetros operacionais avaliados na etapa de Decantação Primária, 2012	40
Tabela 11- Parâmetros operacionais avaliados na etapa de Tratamento Biológico, 2012 ..	40
Tabela 12- Parâmetros operacionais avaliados na etapa de Decantação Secundária, 2012	41
Tabela 13-Características da água residual afluente ao reator biológico, 2012	42
Tabela 14-Comparação do sistemas existente com o dimensionado para remoção de matéria orgânica e nitrificação e desnitrificação	53
Tabela 15-Características da água residual, 2012	54
Tabela 16-Características de projeto	54
Tabela 17-Resultados obtidos do dimensionamento do sistema para desnitrificação.....	57
Tabela 18-Comparação entre os dados de operação de 2012 e 2013	59

Lista de Abreviaturas

AR – Água Residual

A/M- Razão Alimento/Microrganismos (Pode designar-se F/M)

CBO₅ – Carência Bioquímica de Oxigênio, medida ao fim de 5 dias

CQO – Carência Química de Oxigênio

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

HP- Horizonte de Projeto

IL- Idade de Lamas (=Tempo de Retenção de Sólidos, TRS)

MLSS-Sólidos Suspensos no Licor Misto

MLSSV-Sólidos Suspensos Voláteis no Licor Misto

MO – Matéria Orgânica

N₂ – Azoto Molecular Biatômico

N-Kjeldahl – Azoto Kjeldahl

N-NH₄ – Azoto Amoniacal

N-NO₂ – Nitrito

N-NO₃ – Nitrato

N-orgânico – Azoto orgânico

SSF – Sólidos Suspensos Fixos

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

T - Temperatura

TRH – Tempo de Retenção Hidráulico

VLE- Valor Limite de Emissão

VMA – Valor Máximo Admissível

1.Apresentação

1.1.Enquadramento do Estágio Curricular

O Mestrado em Engenharia do Ambiente da Universidade de Aveiro tem como objetivo formar técnicos capazes de diagnosticar, prever e caraterizar problemas e disfunções ambientais, e de propor soluções para os evitar e resolver, de um modo técnico e financeiramente viável.

A formação tem em atenção a multidisciplinaridade e transversalidade das questões ambientais e suas respetivas soluções, enquadrando as dimensões ecológica, social e económica do desenvolvimento sustentável.

O programa de estudos integra uma formação geral nos principais ramos da Engenharia do Ambiente, permitindo ainda ao estudante direcionar a sua formação para uma área particular de especialização.

O primeiro ano do Mestrado engloba um conjunto de disciplinas na área das Ciências e Engenharia do Ambiente, com uma componente de formação significativa no setor das tecnologias ambientais. No segundo ano o aluno pode optar por uma de três áreas de especialização - gestão e qualidade da água, tratamento e gestão de resíduos, e poluição atmosférica - o que lhe permite aprofundar e complementar os conhecimentos já adquiridos. O segundo ano comporta ainda a realização da Dissertação de Mestrado ou Estágio cujos objetivos assentam na aquisição e desenvolvimento de competências técnicas, relacionais e organizacionais, permitindo a qualificação profissional e preparando o estagiário para o mercado de trabalho.

O estágio decorreu durante o segundo semestre na Empresa SIMRIA-Sistema Multimunicipal de Saneamento da Ria de Aveiro, na ETAR Norte, e teve como orientadores o Prof. Luís Arroja do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e a Dra. Margarida Esteves da empresa SIMRIA.

De uma forma geral, a realização deste trabalho em âmbito empresarial, além de permitir a aquisição de novos conhecimentos e experiências na área do tratamento de águas residuais, fornece a possibilidade de conhecer e aprender a lidar com situações e problemas que acontecem na empresa. Dentro das atividades realizadas na ETAR, aquela que constituiu o objeto de realização do estágio foi a Avaliação da capacidade de Nitrificação e Desnitrificação da ETAR Norte. Para alcançar este objetivo várias etapas foram sendo ultrapassadas sendo essas etapas, no geral:

- Caracterização do afluente;
- Avaliação das condições de operação do sistema de lamas ativadas existente;
- Caracterização das águas afluentes e efluentes do tanque de lamas ativadas em termos de azoto;
- Avaliação do grau de nitrificação potencial do sistema de lamas ativadas existente;

- Dimensionamento do sistema de tratamento para remoção de azoto;
- Identificação e proposta de soluções;

O presente relatório encontra-se organizado em 6 capítulos, sendo o primeiro relativo à Introdução. Neste é identificada a natureza do trabalho, quais os objetivos do estágio, qual a sua importância, onde se realiza e ainda apresentada a estrutura geral do relatório. Os restantes capítulos abordam todas as atividades realizadas durante o estágio assim como respetivas conclusões:

- Capítulo 1 - Breve introdução ao tema do estágio, onde são referidos o enquadramento do estágio, seus objetivos e importância e ainda, a estrutura do relatório.
- Capítulo 2 – Considerações teóricas sobre a área do estágio.
- Capítulo 3 – Componente prática do estágio, abordando a descrição do sistema de tratamento e a análise ao seu dimensionamento, bem como o dimensionamento efetuado num cenário de nitrificação e desnitrificação.
- Capítulo 4- Atividades complementares realizadas durante o estágio.
- Capítulo 5 – Resumo das principais conclusões do estudo realizado.
- Capítulo 6 – Bibliografia.

2.Considerações Teóricas sobre a área do Estágio

2.1.Processos de Tratamento de Águas Residuais Urbanas

As águas residuais resultam de diversas atividades ou ocorrências associadas à vida humana, tendo como origem o uso doméstico, agrícola ou industrial. Mediante estas atividades, as águas residuais apresentam diferentes características que vão influenciar o tipo de tratamento necessário para que a água possa ser lançada no meio natural sem causar impactos significativos no ecossistema. Consideram-se águas residuais urbanas, as águas residuais domésticas ou a mistura destas com águas residuais industriais e/ou águas pluviais, conforme o definido no Decreto-Lei n.º152/97.

O tratamento das águas residuais só é possível através das ETAR, infraestruturas que permitem a remoção da matéria poluente presente nas mesmas.

2.1.1.Características Gerais

A proteção ambiental, em particular dos meios hídricos, relativamente aos efeitos das descargas das águas residuais urbanas constitui o principal objetivo da Diretiva Europeia relativa ao Tratamento de Águas, aprovada em 1991 (91/271/CEE). Esta diretiva foi a mais importante no âmbito das águas residuais urbanas, ao estabelecer exigências relativas aos sistemas de drenagem, tratamento e descarga de águas residuais urbanas incluindo o tratamento de certos efluentes industriais com ligação à rede municipal.

Neste contexto surgem as chamadas ETAR nas quais as águas residuais urbanas são, normalmente, sujeitas aos seguintes processos de tratamento:

1. Remoção dos sólidos de maiores dimensões, areias e gorduras;
2. Remoção dos sólidos em suspensão;
3. Remoção de compostos recalcitrantes/refratários;
4. Remoção das substâncias que causam consumo de oxigénio, isto é, de matéria orgânica solúvel e insolúvel biodegradável;
5. Remoção de nutrientes (Azoto e Fósforo);
6. Desinfecção, no caso de se querer utilizar a água para abastecimento público, rega, natação, etc.;

O recurso a cada uma destas etapas depende, não só dos objetivos de tratamento estabelecidos, como das características das águas residuais a tratar e meio recetor de descarga.

2.1.2. Processos Biológicos - As Lamas Ativadas

As lamas ativadas são constituídas por uma população heterogénea de microrganismos que é produzida nas águas residuais através do seu contínuo arejamento. Consistem principalmente em microrganismos capazes de metabolizar e consumir os principais contaminantes das águas residuais na presença de oxigénio, estabilizando-as.

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

O processo de lamas ativadas consiste num sistema contínuo de tratamento biológico de águas residuais, no qual os microrganismos são misturados com essas águas num reator aeróbio e agitado e posteriormente separados num decantador. Parte das lamas separadas são recirculadas e misturadas com a água residual adicionada com o intuito de manter uma concentração constante de microrganismos no reator. O reator biológico, que tem como objetivo remover a matéria orgânica, é mantido em agitação por forma a misturar a água residual com as lamas e a impedir o aparecimento de zonas anaeróbias na parte mais profunda deste. A jusante do reator existe um decantador secundário que assegura a separação por gravidade do efluente depurado das lamas ativadas. Sem esta unidade de tratamento, o efluente final teria uma carência química de oxigénio (CQO) superior à que entra no sistema, devido à contribuição da biomassa entretanto formada (Espírito-Santo et al., 2004). O efluente tratado que sai do tanque de sedimentação poderá seguir posteriormente para um tratamento complementar.

Dos parâmetros analisados, a carga orgânica representa o mais relevante para controle operacional do sistema, estando de alguma forma, relacionados com esta, todos os outros parâmetros referidos.

2.1.2.1. CMAS

O processo CMAS é uma variante do regime de fluxo contínuo de um reator de tanque agitado. A água residual sedimentada e as lamas ativadas recirculadas são introduzidas normalmente em vários pontos do tanque de arejamento. A carga orgânica no tanque de arejamento, a concentração de MLSS e o oxigênio necessário são uniformes ao longo do tanque. Uma vantagem do processo CMAS é a diluição de cargas de choque que ocorrem no tratamento de efluentes industriais. O processo CMAS é relativamente simples de operar, mas tende a ter baixa concentração de substrato orgânico, ou seja, baixas razões A/M, que estimulam o crescimento de bactérias filamentosas, causando problemas de volume de lamas.

2.2. Remoção de Matéria Poluente

As águas residuais afluentes às estações de tratamento são constituídas por matéria inorgânica (sendo na maioria compostos de azoto e fósforo), matéria orgânica e microrganismos. A remoção de poluentes ocorre por ação dos microrganismos, que vão crescer e formar flocos. Os microrganismos vão permitir, posteriormente, uma separação física da matéria poluente do efluente final. Inicialmente, a rede trófica nos processos de lamas ativadas começa pela matéria orgânica, substrato para o crescimento de bactérias, e de alguns flagelados e protozoários, nomeadamente, ciliados nadadores livres. Seguidamente desenvolvem-se outros tipos de protozoários (primeiro ciliados sésseis e depois ciliados móveis de fundo) que se alimentam das bactérias e ainda metazoários cujo alimento são bactérias e protozoários. Acrescente-se que estas têm o papel de degradar a maioria da matéria poluente presente na água residual e que os protozoários são fundamentais para o bom desempenho da ETAR, visto reduzirem a turbidez do efluente final, estimularem o crescimento bacteriano e promoverem a floculação da biomassa. (Mota M., 2001).

O processo de remoção da matéria orgânica ocorre através de bactérias heterotróficas que convertem quase a totalidade destes compostos em matéria inorgânica. A matéria orgânica é a fonte de crescimento e manutenção destes microrganismos.

2.2.1. Caracterização das Águas Residuais

De acordo com o referido anteriormente, para que se projete uma ETAR deverá existir um conhecimento da composição das águas residuais a tratar, que permita definir quais os processos de tratamento que devem integrar o processo global, a fim de se atingir a qualidade do efluente tratado compatível com a legislação aplicável.

Os parâmetros atualmente utilizados para a caracterização das águas residuais estão relacionados por um lado, com os processos de tratamento mais correntes e, por outro, com

os padrões de qualidade do efluente final, como é o caso dos sólidos em suspensão ou da carência bioquímica de oxigênio.

2.2.1.1. Carência Química de Oxigênio (CQO)

É a quantidade de oxigênio necessário para destruir quimicamente as substâncias orgânicas presentes. No entanto, na determinação analítica da CQO, o oxigênio é substituído por um forte oxidante.

2.2.1.2. Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO)

É a quantidade de oxigênio requerida pelas lamas ativadas para metabolizar a fração biodegradável da matéria orgânica dissolvida. É usualmente indicada como CBO_5 , pois para o seu cálculo é utilizado o oxigênio consumido durante 5 dias pelo contato da água residual com as lamas ativadas.

2.2.1.3. Sólidos Suspensos Totais (SST)

Os sólidos suspensos totais correspondem aos sólidos contidos nas águas residuais que não se encontram dissolvidos. Através da sua quantificação é possível ter uma ideia da carga poluente das águas residuais.

Os sólidos suspensos totais incluem os sólidos suspensos voláteis, que por norma são expressos em percentagem de SST. Estes são uma medida aproximada da quantidade de matéria orgânica.

2.2.1.4. Azoto (N)

Numa água residual (AR) o Azoto pode existir sob várias formas, desde a forma mais reduzida, o Amoníaco, à forma mais oxidada, o Nitrato. As formas mais comuns do Azoto nas AR são o amoníaco (NH_3), o ião amónia (NH_4^+), o Azoto molecular (N_2) o Nitrito (NO_2^-), o Nitrato (NO_3^-) e o Azoto orgânico (N-orgânico). Nas AR, o Azoto pode estar presente na forma de partículas, sob a forma coloidal ou dissolvido (WEF, ASCE, EWRI, 2005; USEPA, 2009).

2.2.1.4.1. A Origem do Azoto numa Água Residual

O Azoto é um elemento essencial para todos os seres vivos, existindo na estrutura das proteínas e dos ácidos nucleicos. As principais causas de contaminação das AR com Azoto são a degradação do material vegetal e animal, a excreção de resíduos de origem humana (WEF, ASCE, EWRI, 2005; USEPA, 2009), como aminoácidos, ureia, ácido úrico, purinas e pirimidinas (Paredes *et al.*, 2007). Também os fertilizantes sintéticos e os resíduos do processamento de alimentos são fontes de contaminação com Azoto (Ergas e Reuss, 2001). O Azoto pode ainda ser libertado pelos microrganismos nos sistemas de tratamento, quer por metabolismo, quer pela sua morte e lise (USEPA, 2009).

2.2.1.4.2. Consequências do Azoto na Água Recetora

A descarga de nutrientes, como o azoto, nas massas de água tem consequências adversas para o ambiente e para o Homem (Santos, 2005). Alguns dos problemas causados pelo excesso de azoto nas AR são:

- A potenciação do processo de eutrofização nas águas superficiais. A eutrofização resulta do aumento da intensidade dos processos de produção biológica primária, devido ao aumento da disponibilidade de nutrientes, principalmente azoto e fósforo. Provoca a degradação acentuada da qualidade da água, interferindo nas suas aplicações (Santos, 2005);
- O consumo de oxigénio (O_2) no meio aquático, resultado da oxidação da amónia a nitrito e nitrato (Santos, 2005; Wiesmann *et al.*, 2007);
- A toxicidade da forma molecular da amónia. A forma molecular e ionizada da amónia estão em equilíbrio, em solução aquosa. Uma concentração de 0,1 a 10 mg/L da forma não ionizada provoca toxicidade crónica em diferentes espécies de peixes (Wiesmann *et al.*, 2007).
- Problemas graves de saúde pública devido à presença de nitrato e ou nitrito nas águas subterrâneas que podem ser utilizadas para o consumo humano. Os nitratos podem causar um distúrbio no sangue, conhecido como metamoglobinemia, que afeta essencialmente as crianças. Os nitratos ligam-se preferencialmente à hemoglobina, impedindo a ligação do oxigénio, resultando em asfixia (USEPA, 1993; Wiesmann *et al.*, 2007).

2.2.1.4.3. Remoção Biológica do Azoto

O tratamento biológico é um método de remoção de nutrientes usado para garantir a estabilização das substâncias biodegradáveis nas AR. Tem sido extensivamente estudado e aplicado nas Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) (Gao *et al.*, 2010).

O azoto, como já referido, pode ter consequências graves no ambiente, pelo que, tem que ser necessariamente removido das AR antes destas serem descarregadas nos cursos de água (Zheng *et al.*, 2009). A remoção biológica de azoto é um dos métodos mais comuns para remover baixas quantidades de azoto amoniacal ($N-NH_4$) das AR (Carrera *et al.*, 2003).

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (USEPA) e a Organização Mundial de Saúde (OMS) definiram um valor máximo de 10 g $N-NO_3^-/m^3$ nas AR tratadas (Ergas e Reuss, 2001).

A remoção biológica do azoto é realizada através de um processo de três etapas (USEPA, 2008):

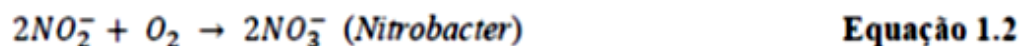
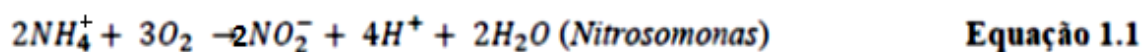
- 1ª etapa: Conversão do azoto orgânico a amónia pela atividade microbiana e hidrólise - processo de amonificação;
- 2ª etapa: Conversão aeróbia da amónia a nitrato pela oxidação biológica da amónia - processo de nitrificação;

- 3ª etapa: Conversão do nitrato a azoto molecular pela redução biológica do nitrato, através do consumo de carbono orgânico, sob condições anóxicas - processo de desnitrificação.

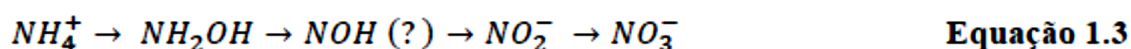
A nitrificação e a desnitrificação biológica são o processo mais eficaz para a remoção de Azoto (Wiesmann et al., 2007). Os microrganismos que promovem estes processos são apenas capazes de atuar sobre o azoto inorgânico (WEF, ASCE, EWRI, 2005).

2.2.1.4.4.Nitrificação

A nitrificação corresponde à oxidação biológica da amónia a nitrato com formação de nitrito como intermediário, sob condições aeróbias. A conversão a nitritos (Equação 1.1) e nitratos (Equação 1.2) envolve duas espécies de bactérias autotróficas específicas, as *Nitrosomonas* e as *Nitrobacter*, que obtêm energia a partir de compostos inorgânicos como a amónia e os nitritos, respetivamente (WEF, ASCE, EWRI, 2005; Eckenfelder, 1989).



A amónia é oxidada a nitrito em três passos e a oxidação do nitrito a nitrato ocorre apenas num passo (Equação 1.3).



Assume-se que, para cada passo da reação, se produz a mesma quantidade de energia. Assim, a oxidação da amónia a nitrito é cerca de 3 a 3,8 vezes mais energética do que a oxidação do nitrito a nitrato (Wiesmann et al., 2007).

O crescimento específico das *Nitrobacter* é maior do que o crescimento específico das *Nitrosomonas* e, portanto, não há acumulação de nitritos nos sistemas de tratamento se as condições forem adequadas para o crescimento das *Nitrobacter*. A velocidade de crescimento das *Nitrosomonas* controla geralmente a reação global de nitrificação (Eckenfelder, 1989; WEF, ASCE, EWRI, 2005).

Estas reações geram biomassa associada ao crescimento das *Nitrosomonas* e das *Nitrobacter* (WEF, ASCE, EWRI, 2005).

O crescimento de novas células no processo nitrificação ocorre devido a um aumento dos sólidos suspensos voláteis (SSV) no licor misto. As bactérias nitrificantes obtêm uma quantidade de energia pequena da oxidação da Amónia, resultando na formação lenta de uma nova população de SSV. A velocidade de crescimento das bactérias nitrificantes nas lamas ativadas é muito mais baixa do que as das bactérias heterotróficas. Por isso, as condições para o máximo crescimento destas bactérias devem ser mantidas. A baixa capacidade de crescimento e a consequente dificuldade em formar flocos pode levar a que estas sejam lavadas do sistema, comprometendo a eficiência da nitrificação (Komorowska-Kaufman et al., 2006; Wiesmann et al., 2007).

Para que a nitrificação ocorra sem problemas nos sistemas de biomassa suspensa, é necessário que (WEF, ASCE, EWRI, 2005):

- A biomassa seja mantida no sistema o tempo suficiente para se conseguir uma população de bactérias nitrificantes estável capaz de desenvolver e manter o processo;
- O tempo de retenção hidráulico (TRH) seja suficiente para que a biomassa possa reagir com a quantidade de resíduos que aflui ao sistema.

2.2.1.4.4.1.Fatores que afetam a Nitrificação

As bactérias nitrificantes são designadas de autotróficas pois obtêm energia a partir da oxidação de compostos inorgânicos, como a amónia e os nitritos e usam carbono inorgânico (CO_2) como fonte de carbono (USEPA, 2009). Quando as condições para o crescimento das bactérias nitrificantes não são garantidas, a extensão do processo pode ser afetada. Alguns fatores que afetam o crescimento das bactérias nitrificantes e conseqüentemente a nitrificação são a temperatura, a alcalinidade do meio e a concentração de oxigénio dissolvido (OD), as quais são abordadas de seguida.

2.2.1.4.4.1.1.TEMPERATURA

A velocidade de crescimento das *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* é especialmente sensível à temperatura do sistema. A temperatura ótima para a nitrificação varia entre os 35 e os 42°C, embora possa ocorrer a partir dos 25°C (WEF, ASCE, EWRI, 2005; Paredes *et al.*, 2007). Temperaturas demasiado elevadas são prejudiciais; acima dos 45°C a atividade das bactérias diminui significativamente (Mayer *et al.*, 2009).

De um modo geral, a velocidade de nitrificação duplica por cada 8 a 10°C de aumento da temperatura (WEF, ASCE, EWRI, 2005).

2.2.1.4.4.1.2.ALCALINIDADE

A alcalinidade é consumida como parte do processo de nitrificação, porque são libertados iões de hidrogénio quando a amónia é convertida em nitrato. A nitrificação consome 7,14 gramas de alcalinidade, na forma de carbonato de cálcio (CaCO_3), por grama de amónia removida. A desnitrificação restaura parte da alcalinidade, pois produz 3,57 gramas de alcalinidade, na forma de carbonato de cálcio, por grama de nitrato removido. Ou seja, para converter 1 grama de amónia em 1 grama de azoto molecular, são consumidos cerca de 3,6 gramas de alcalinidade (USEPA, 2008).

O mínimo recomendado de alcalinidade num efluente é de 50 mg CaCO_3/L , embora seja mais adequado manter valores de 100 mg CaCO_3/L (WEF, ASCE, EWRI, 2005; USEPA 2008). Quando a alcalinidade se situa abaixo dos valores recomendados, pode recorrer-se à adição de químicos, como o hidróxido de sódio ou o bicarbonato de sódio (Paredes *et al.*, 2007; USEPA, 2008).

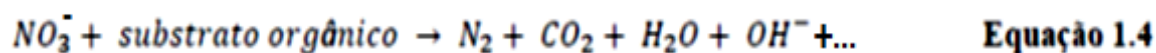
Para conseguir um desempenho satisfatório do processo, os valores de pH devem variar entre 6,5 e 8,0 (WEF, ASCE, EWRI, 2005; Mayer *et al.*, 2009).

2.2.1.4.4.1.3. OXIGÉNIO DISSOLVIDO

As bactérias nitrificantes são unicamente aeróbias, ou seja, só crescem na presença de oxigénio dissolvido (OD). Por isso, a velocidade de nitrificação depende do OD. Baixos níveis de OD afetam a velocidade de nitrificação, sendo recomendado um nível de OD superior ou igual a 2,0 mg O₂/L para que a velocidade de nitrificação seja máxima (Eckenfelder, 1989; WEF, ASCE, EWRI, 2005).

2.2.1.4.5. Desnitrificação

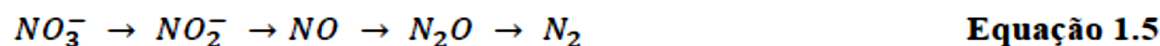
A desnitrificação consiste na redução biológica dos nitratos ou nitritos a azoto molecular (Equação 1.4) em ambiente anóxico (ambiente biológico com pouco ou nenhum OD em que está presente nitrato e nitrito), em que os nitratos e os nitritos funcionam como aceitador final na cadeia de transporte de eletrões, quando uma fonte orgânica de carbono está disponível. As bactérias utilizam o oxigénio dos nitratos e dos nitritos para metabolizar estruturas celulares (Eckenfelder, 1989; Elefsiniotis *et al.*, 2004; WEF, ASCE, EWRI, 2005).



O processo é realizado por um vasto leque de microrganismos heterotróficos, que obtêm energia a partir de uma fonte de carbono orgânico. Estes microrganismos são muito comuns, pois são optativos, isto é, podem utilizar outras fontes de oxigénio além do oxigénio molecular (O₂), nomeadamente, o nitrato e o nitrito (WEF, ASCE, EWRI, 2005; USEPA, 2009).

Torna-se importante referir que a desnitrificação pode ocorrer devido à respiração endógena, embora numa velocidade mais lenta (Eckenfelder, 1989).

Existem cinco compostos de azoto principais na desnitrificação (Equação 1.5). O nitrato é o substrato inicial e o azoto molecular o produto final. No caso de a desnitrificação ser incompleta, podem libertar-se intermediários como o NO e o N₂O, o que acontece geralmente se a concentração de nitratos for muito elevada e a concentração de substratos orgânicos relativamente baixa (Wiesmann *et al.*, 2007).



2.2.1.4.5.1. Fatores que afetam a desnitrificação

Como é realizada por bactérias heterotróficas, a desnitrificação é menos sensível às condições ambientais do que a nitrificação. No entanto, determinadas condições devem ser mantidas para que a reação ocorra em elevada extensão. Nomeadamente, deve controlar-se o intervalo de pH, a temperatura e o OD.

2.2.1.4.5.1.1. pH

O processo de desnitrificação pode ocorrer num largo intervalo de pH, embora a velocidade de desnitrificação máxima ocorra num intervalo entre 7,0 e 7,5 (Wiesmann *et al.*, 2007).

2.2.1.4.5.1.2.TEMPERATURA

A temperatura também influencia a velocidade de desnitrificação. Esta aumenta com o aumento da temperatura até aos 35°C e é muito reduzida quando a temperatura é inferior a 5°C (Wiesmann *et al.*, 2007).

2.2.1.4.5.1.3.OXIGÉNIO DISSOLVIDO

O oxigénio inibe a desnitrificação, porque suprime a formação da enzima *Nitrato reductase*. Concentrações de OD superiores ou iguais a 0,2 mg/L reduzem a taxa de desnitrificação, pois a energia gasta para obter oxigénio por quebra da molécula de nitrato é maior do que a energia gasta na utilização do oxigénio, pelo que os microrganismos utilizam preferencialmente o oxigénio quando este está presente naquela concentração mínima (USEPA, 2008).

2.2.1.4.5.1.4.SUBSTRATOS ORGÂNICOS

Outro fator importante na desnitrificação é a disponibilidade de substratos orgânicos. As fontes de carbono orgânico para a desnitrificação podem ser (USEPA, 2009):

- Matéria orgânica solúvel e degradável existente na AR afluyente;
- Matéria orgânica solúvel produzida por hidrólise de material particulado afluyente;
- Matéria orgânica libertada durante a degradação endógena da biomassa.

Quando a desnitrificação ocorre após tratamento secundário, resta pouco CBO₅ (carência bioquímica de oxigénio) na AR, sendo necessária a adição de uma fonte de carbono suplementar, para não limitar a ação dos microrganismos desnitrificantes.

A nitrificação ocorre na presença de oxigénio e é condicionado pelos parâmetros apresentados na Tabela 1 (Sousa, 2011).

Tabela 1-Condições ótimas para a ocorrência de Nitrificação

Caraterísticas	Valor/ Intervalo
pH (para 95% de nitrificação)	7.5-8.4
Temperatura admissível (para 95% de nitrificação)	15-35°C
Temperatura ótima	30°C
MLVSS(Mixed Liquour Volatite Suspended Solids)	1200-2500 mg/L

2.3.Enquadramento Legal

A exploração do processo de tratamento de uma ETAR envolve um contexto legal e uma série de procedimentos que permitam a gestão e assegurem o desempenho do processo de tratamento.

A legislação atualmente em vigor, aplicável à atividade de exploração deste tipo de estações de tratamento, responde às diversas necessidades de gestão inerentes a esta operação como é o caso dos requisitos para a eficiência do tratamento, das diretivas relativas

à deposição final das lamas e das regras relativas à higiene e segurança nos sistemas de tratamento de águas residuais.

De acordo com legislação, a exploração de um sistema de tratamento tem, em especial atenção, o cumprimento das imposições vigentes no Decreto-lei nº 236/98, de 1 de Agosto (Capítulo VI - Anexo XVIII), relativo à proteção da qualidade das águas recetoras, contra a poluição causada pelas descargas das águas residuais, e no Decreto-lei nº 152/97, de 19 de Junho, relativo à recolha, tratamento e descarga de águas residuais urbanas (estabelecendo, especificamente, um nível de qualidade a exigir às águas residuais), em meio aquático, em função da sua sensibilidade.

Decreto-lei nº 236/98, de 1 de Agosto

O Decreto-lei nº 236/98, de 1 de Agosto estabelece normas, critérios e objetivos de qualidade, relativos ao efluente final, com a finalidade de melhorar a qualidade das águas, em função dos seus principais usos futuros e proteger o meio aquático recetor. Para além disso, este Decreto-lei clarifica as competências das várias entidades intervenientes no domínio da qualidade da água. A sua principal aplicação reside no âmbito das águas utilizadas para consumo humano, águas de suporte da vida agrícola, águas balneares e águas de rega.

Decreto-lei nº 152/97, de 19 de Junho

O Decreto-lei nº 152/97, de 19 de Junho define metas temporais e níveis de tratamento que deverão constar nos planos a elaborar pelas entidades gestoras, relativos a todos os sistemas de drenagem pública de águas residuais, que descarreguem nos meios aquáticos. O objetivo desta legislação consiste, assim, na proteção das águas superficiais dos efeitos nefastos das descargas de águas residuais urbanas, contribuindo, desta forma, para a defesa do meio ambiente.

3.0 Estágio

3.1. Caracterização da Empresa

Com sede em Aveiro e criada em 1997 pelo Decreto-Lei nº 101/97, de 26 de Abril, a SIMRIA é uma empresa de direito privado e de capitais maioritariamente públicos responsável pela construção, gestão e exploração do Sistema Multimunicipal de Saneamento da Ria de Aveiro, em regime de concessão durante 50 anos.

A SIMRIA abrange um total de 466 662 habitantes-equivalentes numa área de 1 474 km². Em 2012 a SIMRIA geria 7 ETAR com 317 km de coletores e 2 emissários submarinos tendo rejeitado 34 milhões de m³ de águas residuais.

A SIMRIA, S.A. é participada pelas Águas de Portugal, SGPS, S.A., e pelos municípios abrangidos pelo Sistema Multimunicipal. A estrutura acionista compõe-se da seguinte forma:

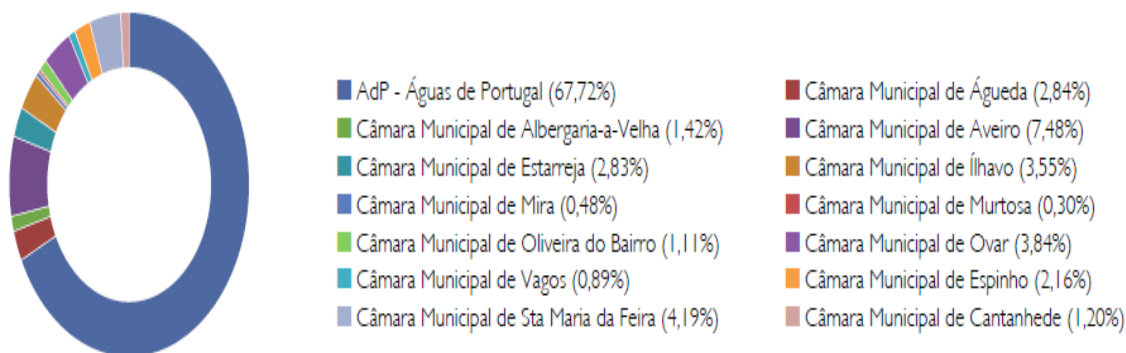


Figura 1-Estrutura acionista da empresa SIMRIA

Ao nível organizacional, a SIMRIA está estruturada atualmente em duas direções: Direção de Operação e Infraestruturas e Direção Administrativa e Financeira. Para além do Secretariado, à Administração reportam os órgãos de Sistema de Responsabilidade Empresarial, Comunicação e Imagem, Departamento de Qualidade do Processo e ainda a Assessoria Jurídica, como se pode verifica no seguinte organigrama:

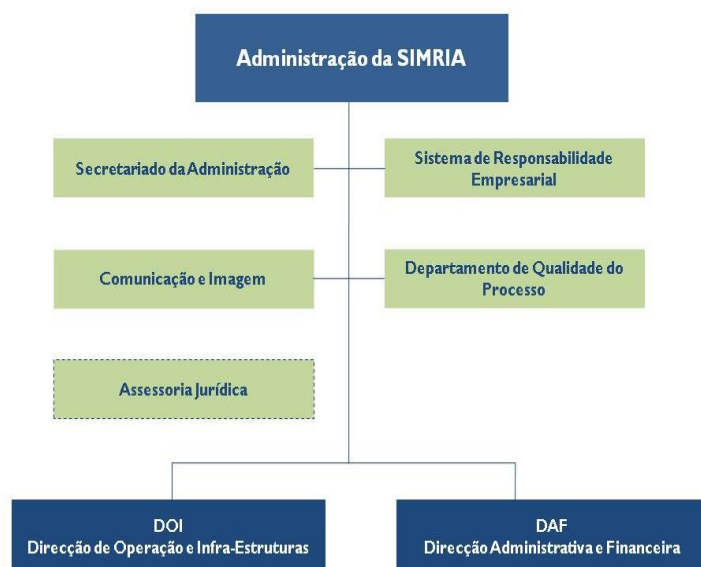


Figura 2-Estrutura Organizacional da empresa SIMRIA

A SIMRIA tem, desde 2006, implementado um Sistema de Gestão Integrado (SGI) com certificação em Qualidade, Ambiente e Segurança (QAS). Em 2007 juntou a certificação em Responsabilidade Social (RS).

As auditorias de acompanhamento e renovação são realizadas pela APCER-Associação Portuguesa de Certificação.

3.2. Atividades Desenvolvidas

3.2.1. Caracterização da ETAR Norte

Nesta primeira fase, foi realizada uma descrição pormenorizada da ETAR Norte da SIMRIA. Observar os órgãos de tratamento em cada etapa e perceber o seu funcionamento foi o ponto de partida para compreender como se desenrola o processo, assim como a interação existente entre todos os órgãos de tratamento.

A ETAR Norte faz parte do Sistema Multimunicipal de Saneamento da Ria de Aveiro e está sob a exploração direta da SIMRIA. Está localizada na freguesia de Cacia, concelho de Aveiro. A sua construção iniciou-se em 1999 e entrou em funcionamento em Junho de 2003.

A ETAR foi projetada para satisfazer as necessidades de tratamento dos efluentes provenientes dos concelhos de Águeda, Aveiro (parte), Albergaria-a-Velha, Estarreja, Murto, Oliveira do Bairro e Ovar, servindo uma população de 272 000 habitantes equivalentes e tratará, no ano horizonte do projeto, um caudal médio de cerca de 48 705 m³/dia.

As características do afluente à ETAR, previstas em projeto são as apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2-Valores base do dimensionamento da ETAR Norte

	Ano 0 (2000)	Ano HP (2018)
População (hab. eq.)		272 000
Caudal médio diário (m ³ /d)	8 617	48 705
Caudal de ponta (m ³ /h)	760	3 665
Carga CBO ₅ (kg/d)	823	17 057
Carga SST (kg/d)	1 735	26 054

Relativamente aos Valores Limite de Emissão, a ETAR Norte da SIMRIA, tem vindo a ser explorada, por forma a cumprir com as exigências de descarga constantes na Licença de Utilização dos Recursos Hídricos para a Rejeição de Águas Residuais. Esta licença sobrepõe-se à legislação em vigor e os parâmetros de avaliação de conformidade que a SIMRIA tem de cumprir são os presentes na Tabela 3.

Tabela 3-Requisitos de qualidade para as descargas da ETAR Norte da SIMRIA

	pH	CBO (g/m ³)	CQO (g/m ³)	SST (g/m ³)
VLE	6 a 9	25	125	60

A ETAR Norte recebe afluentes provenientes do Intercetor Norte e do Intercetor Vouga (Obra de Entrada) e ainda parte do município de Aveiro (Pré-Tratamento de Cacia). O tratamento abrange as linhas de água e de lamas sendo o destino final do efluente tratado o Oceano Atlântico, após descarga através do Exutor Submarino de S. Jacinto.

A Figura 3 apresenta uma vista geral da estação de tratamento e respetiva legenda.



Figura 3-Vista geral da ETAR Norte

Legenda:

- | | |
|---------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------|
| 1 – Edifício da Gradagem | 13 – Depósito de água tratada |
| 2 – Desarenador-Desengordurador | 14 – Edifício de água Industrial |
| 3 – Classificador de Areias | 15 – Bombagem de lamas primárias |
| 4 – Classificador de gorduras | 16 – Bombagem de lamas biológicas |
| 5 – Medidor de caudal de água pré tratada | 17 – Camara de mistura |
| Canal Parshall | 18 – Espessador gravítico para lamas mistas |
| 6 – Repartidor de caudais e recolha da decantação | 19 – Digestor Primário |
| 7 – Decantador Primário | 20 – Digestor Secundário e Gasómetro |
| 8 – Repartidor de caudais dos tanques biológicos | 21 – Edifício de tratamento de lamas e cogeração |
| 9 – Reator Biológico | 22 – Silo de lamas desidratadas |
| 10 – Repartidor de caudais e recolha da decantação secundária | 23 – Queimador de Biogás |
| 11 – Decantador Secundário de sucção | 24 – Edifício do posto de transformação |
| 12 – Medidor de caudais de água tratada | 25 – Edifício de exploração e controle |
| Canal Parshall | |

O tratamento efetuado na ETAR Norte divide-se em duas fases: fase líquida (água residual) e fase sólida (lamas).

3.2.1.1. Tratamento da Fase Líquida

Ao nível da fase líquida, a ETAR realiza tratamento secundário ao efluente urbano, composto pelas seguintes etapas:

- Pré-tratamento, Decantação Primária, Tratamento Biológico e Decantação Secundária.

A etapa de Pré-Tratamento ocorre na Obra de Entrada que é, como se depreende, o local de chegada do efluente bruto ao processo de tratamento e compreende três operações: Gradagem, Desarenamento e Desengorduramento. A Gradagem é realizada em dois tamisadores (gradagem fina) e numa grelha manual e visa extrair os sólidos/detritos de grandes dimensões (grosseiros), quer de matéria mineral, quer de matéria orgânica que se encontram em suspensão na água afluyente. Os resíduos extraídos caem sobre um parafuso transportador que descarrega os gradados num contentor. Seguidamente situa-se uma caixa de interligação das linhas de tratamento para entrada no Desarenador-Desengordurador.

O Desarenador-Desengordurador tem como objetivo a remoção de areias no início do processo de tratamento, para proteger o equipamento a jusante de abrasão e consequente desgaste anormal do material, reduzir a formação de depósitos pesados nos canais e condutas e reduzir a frequência de limpeza do digestor, causado pela excessiva acumulação de areias que, não sendo removidas no Desarenador-Desengordurador, passam para as lamas e consequentemente para o digestor.



Figura 4-Desarenador e Desengordurador

O Desarenador utilizado na ETAR é do tipo arejado, sendo o ar introduzido ao longo do tanque. As partículas que têm velocidades de sedimentação altas, vão se depositar no fundo do tanque, enquanto que outras, principalmente a matéria orgânica, permanecem em suspensão e passam através do tanque. As areias são removidas por aspiração por bombas instaladas sobre uma ponte móvel e encaminhadas para um Classificador de Areias onde são lavadas. Os óleos e gorduras são arrastados pelos raspadores superficiais da ponte para uma zona lateral que descarrega num Concentrador. A separação superficial dos óleos e gorduras consegue-se mediante a injeção de ar a baixa pressão.

Após a etapa de pré-tratamento é feita a medição do caudal afluyente através de um canal do tipo “Parshall”.



Figura 5-Medidor de Caudal, do tipo Parshall

A água pré tratada proveniente do canal de medição Parshall entra na câmara de repartição para os decantadores primários, formada por dois descarregadores de 5 m de comprimento, onde ocorre a perfeita repartição dos caudais.

A Decantação Primária é realizada em dois decantadores circulares de 34 m de diâmetro com pontes raspadoras.



Figura 6-Decantadores Primários

A água residual é introduzida pela parte inferior do decantador, saindo por aberturas existentes na coluna central, rodeada por um cilindro metálico. À medida que a água atravessa o decantador, as partículas sólidas sedimentáveis separam-se do líquido, depositando-se no fundo. A água decantada é recolhida num canal periférico sendo encaminhada para a caixa de recolha da água decantada.

As lamas depositadas no fundo do tanque são arrastadas continuamente pelos raspadores de fundo associados à ponte raspadora, para o poço de lamas primárias localizado no fundo e centro do decantador, sendo extraídas para o poço de concentração, do qual são extraídas passando de seguida a um poço de bombagem de lamas primárias.

Para eliminação de escumas, sobrenadantes e óleos, o decantador possui um sistema de varrimento superficial que arrasta estes materiais para uma caixa de escumas, situada na periferia do decantador e encaminhadas para um poço de bombagem de escumas. A mistura de água com os sobrenadantes é encaminhada para o desarenador-desengordurador.

A água proveniente da caixa de recolha de água decantada entra na câmara de repartição dos reatores biológicos. Esta é formada por 3 descarregadores de 3 m de comprimento, onde se efetua a repartição perfeita dos caudais.

O tratamento biológico é realizado segundo um sistema de lamas ativadas de média carga em três tanques de arejamento, paralelos, com quatro turbinas de arejamento superficial em cada tanque.



Figura 7-Reatores Biológicos

O objetivo deste processo consiste na estabilização da matéria orgânica presente na água residual afluenta ao reator.

Esta estabilização é assegurada pelo metabolismo, celular e energético, através de microrganismos organo-heterotróficos (predominantes) existentes nas águas residuais que, através de um processo de oxidação biológica, utilizam parte dos compostos orgânicos e os nutrientes como fonte de carbono, azoto e energia, para a sua respiração celular, crescimento e síntese de novo material celular (reprodução).

O efluente proveniente do tanque biológico entra na câmara de repartição a montante dos decantadores secundários. Esta é constituída por três descarregadores de 5 m de comprimento, onde a repartição de caudais é efetuada.

A Decantação Secundária é assegurada por três órgãos de planta circular nos quais a água bruta é introduzida pela parte inferior do decantador, saindo por aberturas existentes na coluna central, rodeada por um cilindro de betão.



Figura 8-Decantadores Secundários

À medida que a água atravessa o decantador, as partículas sólidas sedimentáveis separam-se do líquido, depositando-se no fundo do tanque.

A água decantada é recolhida num canal periférico com pendente para um ponto de descarga, sendo encaminhada para a caixa de recolha de água decantada.

O decantador tem incorporado um sistema de varrimento superficial que arrasta os sobrenadantes para uma caixa de escumas, na periferia do decantador. A mistura de água com os sobrenadantes é encaminhado para a câmara de drenagem, para ser novamente conduzido para a Obra de Entrada.

Está instalado um sistema de aspiração para as lamas sedimentadas no fundo do tanque, as quais são encaminhadas para a câmara de lamas recirculadas/lamas em excesso.

O efluente tratado clarificado é encaminhado para um canal do tipo Parshall onde é feita a medição do caudal de água tratada e enviado para a estação elevatória EEIG1.

A ETAR Norte dispõe de um reservatório de água tratada onde é armazenada água proveniente da captação superficial no rio Vouga, principalmente utilizada na etapa de desidratação de lamas nos filtros banda e também para rega dos espaços verdes da ETAR.



Figura 9-Reservatório da Água Tratada

O destino final do efluente tratado é o Oceano Atlântico, após descarga através do Exutor Submarino de S. Jacinto, com uma extensão de 3,3 Km e situado a 16 m de profundidade.

3.2.1.2. Tratamento da Fase Sólida

As lamas resultantes do processo, lamas primárias e secundárias, sofrem um tratamento em três fases: espessamento, digestão anaeróbia e desidratação.

As lamas primárias e secundárias (lamas mistas) convergem a uma câmara de mistura onde são homogeneizadas por dois agitadores antes de serem encaminhadas para dois espessadores gravíticos.



Figura 10-Espessadores Gravíticos de Lamas

A descarga no espessador das lamas mistas é efetuada na parte central do espessador.

O varrimento das lamas é feito por dois braços radiais com concentradores de fundo.

As lamas espessadas são extraídas do fundo enquanto que a água à superfície é recolhida na parte superior para ser reintroduzida à cabeça da ETAR.

Os espessadores de lamas são cobertos por uma cúpula de poliéster reforçado a fibra de vidro.

De salientar que, no decurso do período de estágio, as cúpulas dos espessadores foram retiradas com o objetivo e promover a ventilação do interior dos órgãos. Prevê-se que esta ventilação venha a desacelerar o processo de degradação do betão nas paredes internas dos espessadores, fenómeno provocado pela ação destrutiva do gás sulfídrico sobre o betão.

A estabilização das lamas é feita através do processo de digestão anaeróbia realizada em dois digestores primários e um digestor secundário com gasómetro, operando a 35°C, sendo para isso necessário aquecer as lamas.



Figura 11-Digestores Primários e Secundário

O aquecimento das lamas é feito com recurso a duas caldeiras com potência unitária de 550 000 kcal/h, alimentadas a biogás ou gás natural e dois permutadores de calor. A agitação das lamas nos digestores é efetuada por recirculação das lamas. Do tratamento da fase sólida resulta a produção de biogás que é aproveitado na produção de energia elétrica e térmica em dois motogeradores de potência 360 kWh. No decurso do estágio, a SIMRIA obteve o licenciamento da central de minigeração da ETAR, passando a produzir energia elétrica para venda.



Figura 12-Caldeira

A operação de Desidratação é efetuada por intermédio de três filtros banda com 2,5 m de largura de tela que funcionam de modo alternado.



Figura 13-Filtros Banda

Os filtros banda foram dimensionados para funcionarem 6 dias por semana, durante 10 horas por dia. A concentração das lamas à saída dos filtros banda, em termos de matéria seca, deverá situar-se nos $22\pm 2\%$ (SIMRIA,1999).

Associado aos filtros banda existe uma unidade de preparação de polímero (polielectrólito catiónico) automática, no sentido de melhorar a eficiência do processo de desidratação (Figura 14).



Figura 14-Unidade de preparação do Polímero

Após a desidratação poderá ser adicionada cal para estabilizar as lamas a um pH superior a 12, se for necessário. As lamas desidratadas e estabilizadas são armazenadas num silo com 125 m³ de capacidade e são encaminhadas posteriormente para destino final adequado, no caso particular, compostagem.

A SIMRIA estabeleceu um contrato de prestação de serviços com um operador de resíduos licenciado para o efeito.



Figura 15-Silo para armazenamento das lamas desidratadas e estabilizadas

A água de lavagem necessária para os filtros banda é fornecida a partir de captação própria de água da SIMRIA, pois o efluente tratado, que apresenta um elevado teor de cloretos provenientes dos efluentes industriais, não é reutilizado como água de serviço na ETAR. As escorrências da desidratação e as águas das lavagens são encaminhados para a obra de entrada da ETAR.

As areias recolhidas, o material gradado e o material flotado são conduzidos para aterro com alvará para a receção destes resíduos. A SIMRIA tem um contrato de prestação de serviços com um operador de gestão de resíduos licenciado para o efeito.

A ETAR possui uma unidade para o tratamento do ar proveniente dos locais onde potencialmente possam ser emitidos odores ou compostos orgânicos voláteis (COV), denominado sistema de desodorização.

Esquemáticamente, o processo de tratamento efetuado na ETAR Norte é o apresentado na Figura 16.

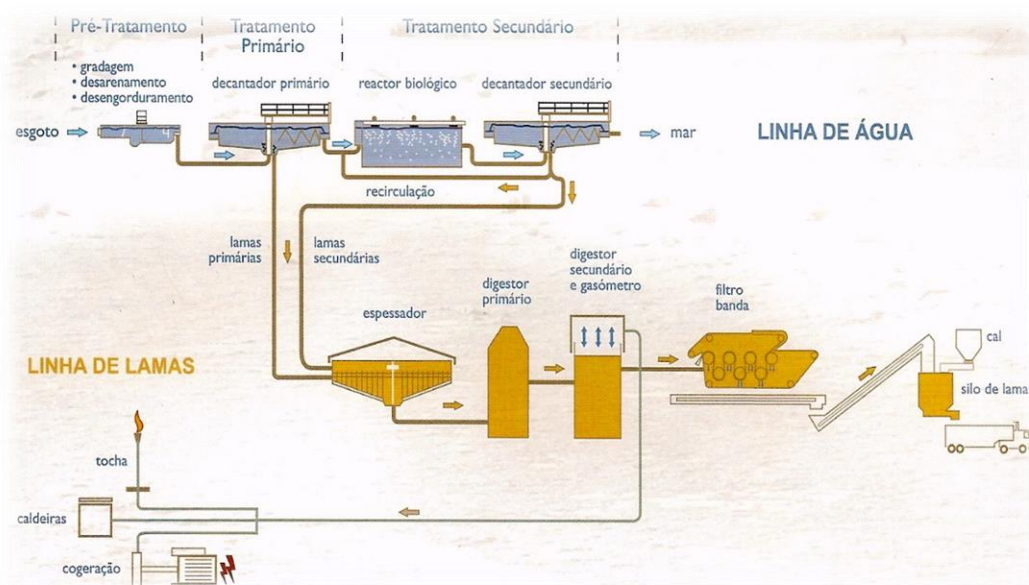


Figura 16-Diagrama do processo de tratamento da ETAR Norte

3.2.2. Análise ao Dimensionamento e Funcionamento da ETAR Norte da SIMRIA

No âmbito do estágio foi efetuada uma análise ao dimensionamento da ETAR Norte assim como realizada uma compilação dos dados operacionais de 2012 e efetuado uma avaliação simples. Dessa análise fez parte a caracterização de caudais, do afluente, do efluente e da biomassa tendo-se comparado, sempre que possível, com os valores adotados aquando do dimensionamento e com os valores considerados ideais para o processo de tratamento em causa na bibliografia consultada (Metcalf & Eddy, 2003).

3.2.2.1. Caudais de Funcionamento

A medição dos caudais, principalmente o de entrada, é fundamental para que todo o processo possa ser gerido de forma eficaz, uma vez que todos os parâmetros analisados sofrem influência do caudal de entrada.

3.2.2.1.1. Caudal de Entrada

Verifica-se pela análise da Figura 17 que o caudal médio diário afluente à ETAR para o ano 2012 foi igual a 31 730 m³/d, o que corresponde a aproximadamente 66% do caudal considerado no Horizonte de Projeto.

O caudal médio diário para o ano 2012 foi obtido a partir do cálculo dos valores do caudal diário acumulado para o respetivo mês em 2012 e o caudal mensal para o ano 2012 a partir do somatório do caudal diário registado em cada mês.

Atualmente, não existe a perspectiva de ligação ao sistema de novas áreas de drenagem e portanto não se prevê que o caudal afluente sofra, num futuro próximo, alterações significativas.

Da análise dos resultados verificou-se que, para o ano 2012, não existe diferenciação evidente entre os caudais de Inverno e de Verão, no entanto verifica-se uma alteração significativa no caudal afluente no mês de Maio, e um aumento progressivo a partir de Agosto e até Dezembro, devido a efeito da pluviosidade.

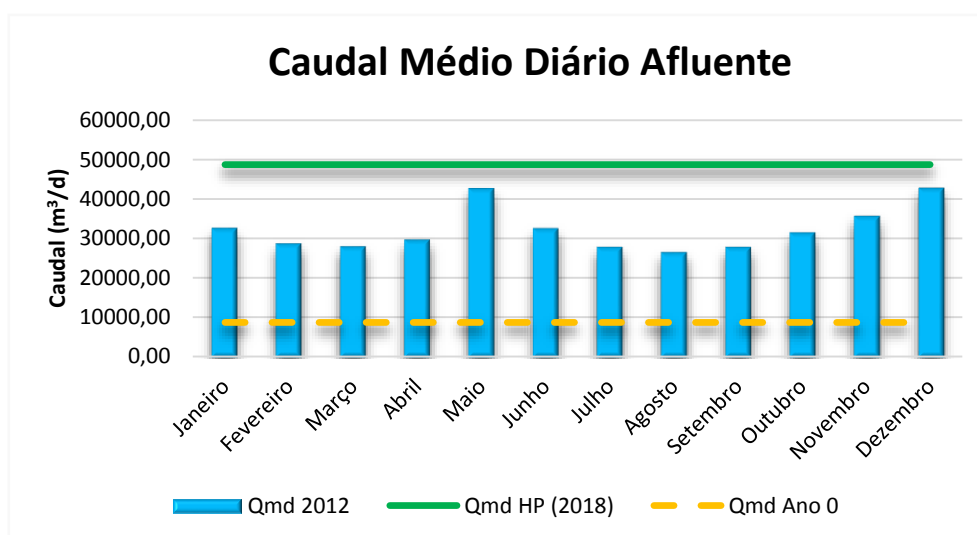


Figura 17-Evolução do Caudal Médio Diário (Qmd) afluente à ETAR, 2012

De forma a compreender se este aumento está relacionado com a precipitação foi avaliada a relação existente entre a precipitação ocorrida e o caudal afluente à ETAR, pelo que foi efetuada a análise de dados de precipitação ocorrida na área de influência da ETAR.

A Figura 18 apresenta essa relação.

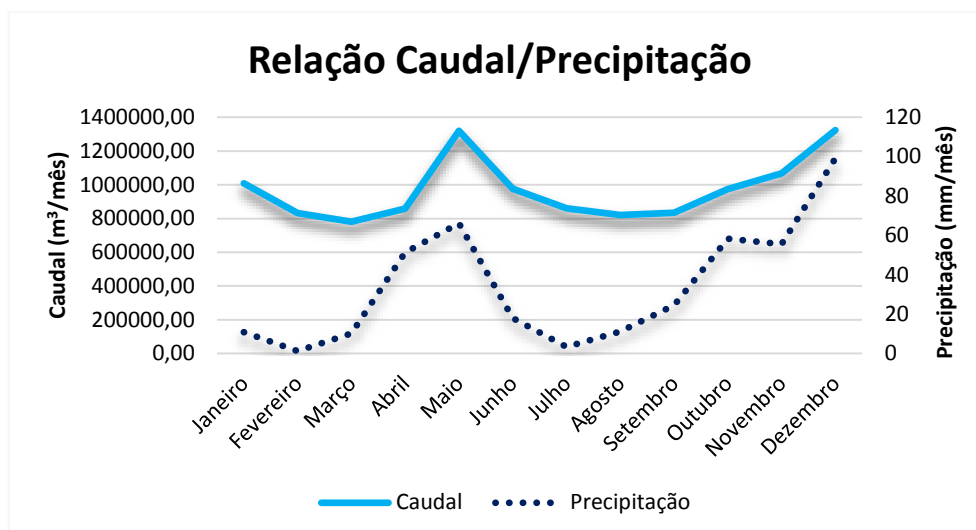


Figura 18-Relação Caudal/Precipitação, 2012

Da observação da figura anterior verifica-se que existe uma relação direta efetiva entre o caudal e a precipitação, já que, em meses mais chuvosos, o caudal registado é maior do que em mais secos. Da análise da figura constatou-se que existiu uma tendência do caudal aumentar ou diminuir de acordo com a precipitação registada.

Este efeito da precipitação no caudal afluente ocorre devido à rede de coleta ser do tipo unitária recebendo assim esgoto doméstico e industrial mas também pluvial.

De forma a prevenir possíveis situações de emergência, a ETAR Norte dispõe de um descarregador na Obra de Entrada que fará o *by-pass* total à instalação em caso de afluência de um caudal de água residual excessivo relativamente à capacidade hidráulica da instalação assim como descargas industriais prejudiciais ao tratamento biológico.

2.3.2.2. Características do Afluente e Efluente

Os principais parâmetros atualmente utilizados para a caracterização do afluente e efluente são o CBO₅, CQO e SST.

3.2.2.2.1. Carência Bioquímica de Oxigénio

A Carência Bioquímica de Oxigénio é um parâmetro que representa a quantidade de matéria orgânica biodegradável existente na água residual.

A Tabela 4 resulta do tratamento estatístico efetuado aos dados operacionais de 2012. Pela sua análise verificou-se que a concentração média no afluente em 2012 foi de 387 g/m³, ultrapassando os 350 g/m³ estimados no Horizonte de Projeto (HP), ano 2018.

Verificou-se também que, no ano 2012, a ETAR cumpriu com os limites legais de concentração de CBO₅ no efluente tratado constante na Licença de Utilização dos Recursos Hídricos para a Rejeição de Águas Residuais, sendo a eficiência de remoção nesse ano igual a 96%. Esta percentagem de remoção serve apenas para atestar o bom funcionamento da ETAR, uma vez que a licença de descarga não exige uma percentagem mínima de remoção.

Os valores médios considerados correspondem a uma média mensal, dos resultados analíticos obtidos ao longo do mês, representativos de amostras compostas de 24 horas.

Tabela 4-Conformidade em CBO₅ no afluente com os valores de projeto, o valor limite de emissão da Licença de Utilização dos Recursos Hídricos para Rejeição de Águas Residuais e respetiva eficiência

CBO ₅	Afluente (g/m ³)	Efluente (g/m ³)	Remoção (%)
		Valor Projeto: 350	Limite Legal: 25
Valor Médio 2012	387	15	96

A Figura 19 completa a tabela anterior, mostrando que as concentrações de CBO no afluente se encontraram todos os meses, à exceção de Maio, Julho, Outubro e Novembro, acima dos valores definidos no projeto de execução (350g/m³). A ETAR cumpriu todos os meses, em média, com o VLE de CBO₅.

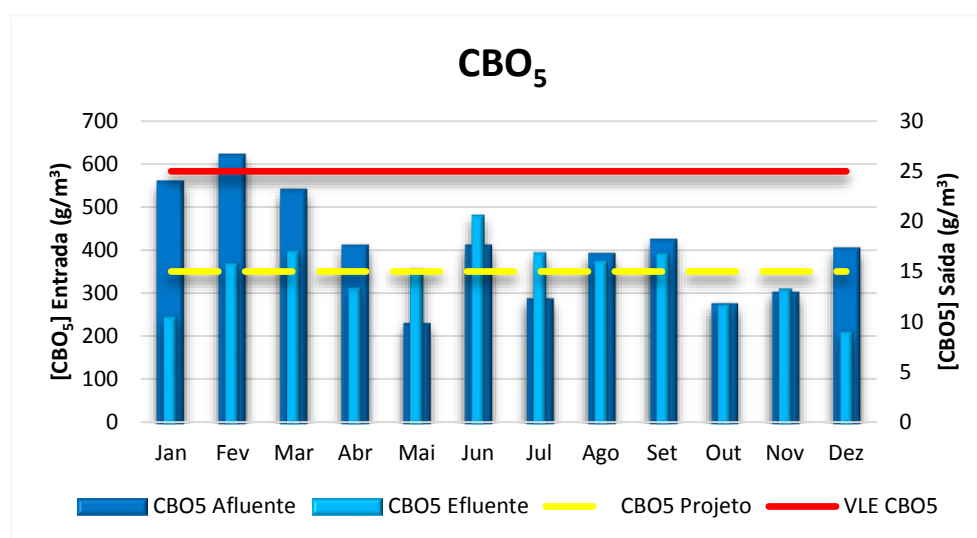


Figura 19-Evolução da concentração de CBO₅, 2012

3.2.2.2.2. Carência Química de Oxigénio

A Carência Química de Oxigénio é um parâmetro que caracteriza a água residual quanto ao teor de matéria orgânica capaz de ser degradada pela via química. A Tabela 5 mostra que em 2012 o valor médio de CQO no efluente foi inferior ao presente na Licença de Utilização dos Recursos Hídricos para Rejeição de Águas Residuais sendo a eficiência de remoção de CQO da ETAR para o ano 2012 de aproximadamente 94%.

Tabela 5- Conformidade em CQO no afluente com os valores de projeto, o valor limite de emissão da Licença de Utilização dos Recursos Hídricos para Rejeição de Águas Residuais e respetiva eficiência

CQO	Afluente (g/m ³)	Efluente (g/m ³)	Remoção (%)
		-	Limite Legal: 125
Valor Médio 2012	1 616	94	94

A Figura 20 procura visualizar a evolução mensal do CQO no afluente e efluente da ETAR.

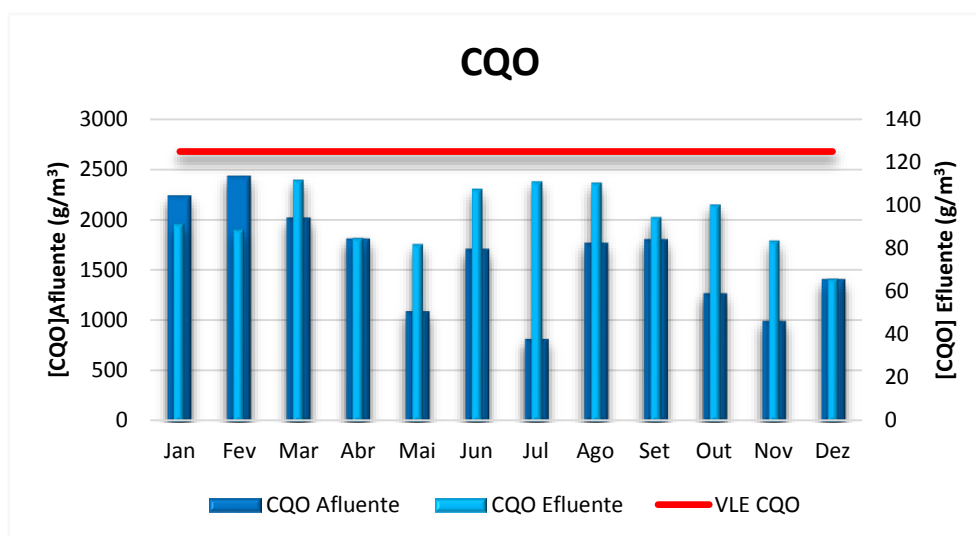


Figura 20-Evolução da concentração de CQO, 2012

3.2.2.2.3. Biodegradabilidade

Uma das principais características a analisar no afluente é a relação CBO₅/CQO dado ser um importante indicador da sua biodegradabilidade.

Para águas residuais urbanas, que não sofreram qualquer tipo de tratamento, esse valor deve-se situar entre os 0,3 e os 0,8. Se o valor for superior a 0,5 significa que a água residual é facilmente tratada biologicamente enquanto que, se o valor for inferior a 0,3 pode significar que a matéria orgânica presente na água residual não é biodegradável ou que estão presentes compostos inibidores da atividade microbiana.

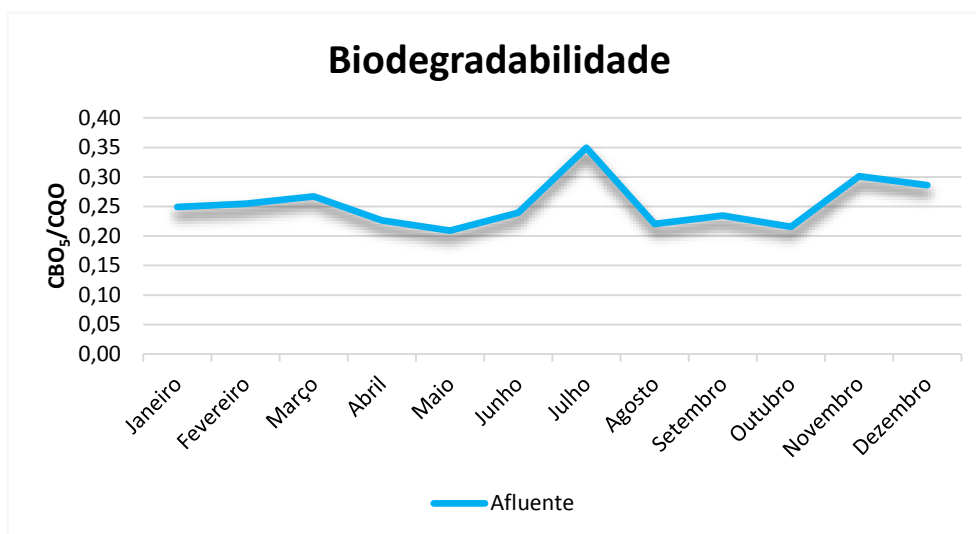


Figura 21-Evolução da Biodegradabilidade do Afluente, 2012

Pela análise da Figura 21 verifica-se que a biodegradabilidade do afluente no ano de 2012 foi baixa, ou seja, o valor da razão CBO₅/CQO foi inferior a 0,5 variando entre 0,2 e 0,35.

Esta baixa biodegradabilidade pode ser explicada pela elevada percentagem de efluentes industriais na água residual a tratar, nomeadamente com origem em indústrias químicas do complexo industrial de Estarreja.

A Figura 22 mostra a biodegradabilidade da água residual à entrada do reator biológico. Como seria de esperar, esta é ligeiramente superior à da água residual bruta, face à remoção de areias e gorduras já realizada.

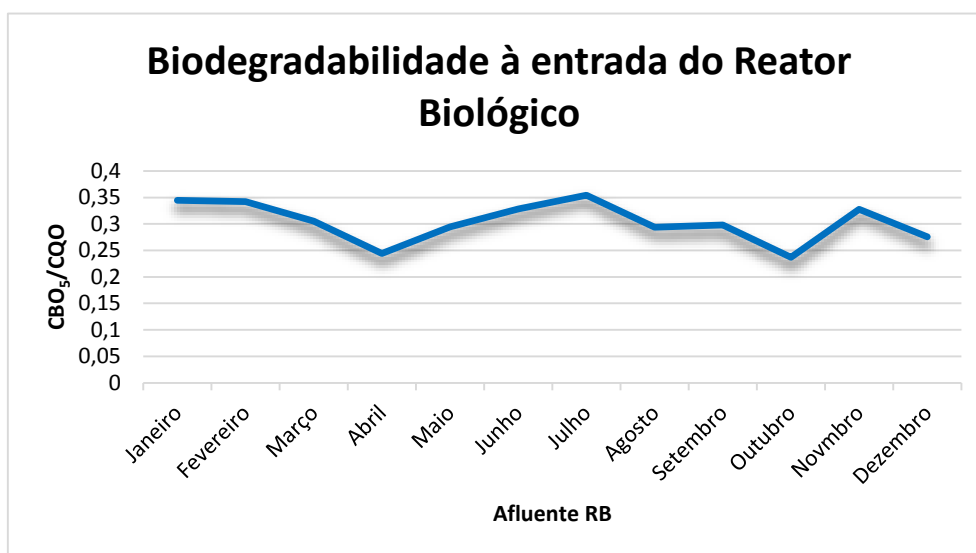


Figura 22-Biodegradabilidade na entrada do Reator Biológico

3.2.2.2.4.Sólidos Suspensos Totais

Por definição, os Sólidos Suspensos Totais representam a fração dos sólidos totais que se encontram suspensos no efluente. As médias anuais destes valores estão apresentadas na Tabela 6, assim como as concentrações de sólidos à saída (inferior ao exigido na Licença de Utilização dos Recursos Hídricos para Rejeição de Águas Residuais) e eficiência de remoção (98%).

Tabela 6- Conformidade em SST no afluente com os valores de projeto, o valor limite de emissão da Licença de Utilização dos Recursos Hidricos para Rejeição de Águas Residuais e respetiva eficiência

SST	Afluente (g/m ³)	Efluente (g/m ³)	Remoção (%)
	Valor Projeto: 536	Limite Legal: 60	-
Valor Médio 2012	1 266	26	98

Da análise da Figura 23, verificou-se que a média de concentração de SST no afluente superou todos os meses a considerada no HP e que a ETAR cumpriu todos os meses o VLE de SST.

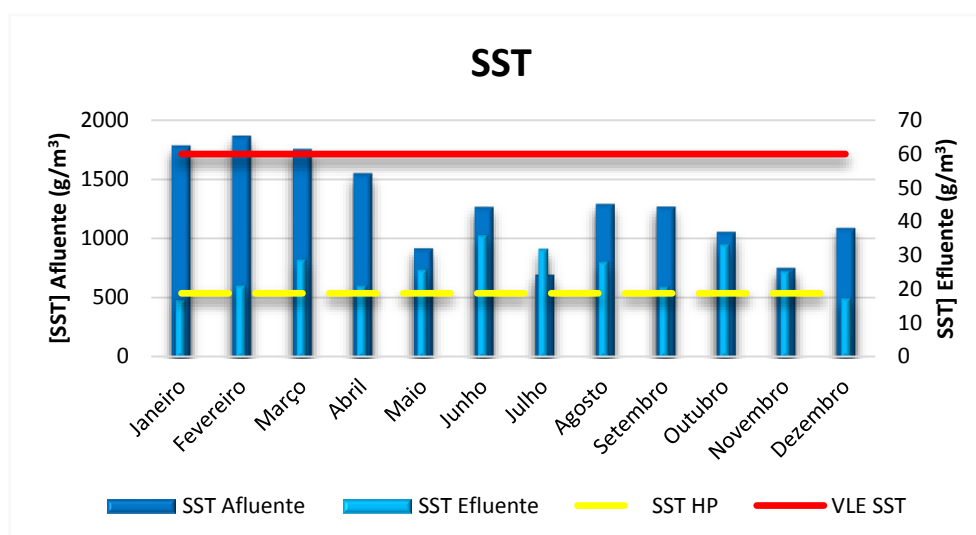


Figura 23-Evolução da concentração de SST, 2012

3.2.2.2.5.Sazonalidade dos parâmetros e Influência da Precipitação na sua variação

Como verificado anteriormente, a precipitação influenciou o caudal afluente à ETAR. A Figura 24 relaciona a precipitação total afluente à ETAR com a variação da concentração de CBO₅, CQO e SST.

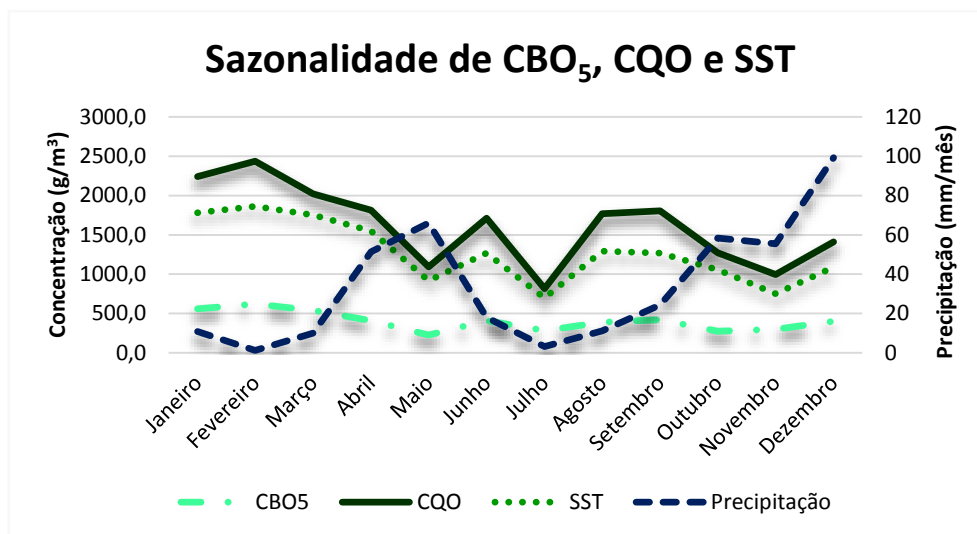


Figura 24-Variação de CBO₅, CQO e SST e sua relação com a precipitação ocorrida em 2012

Verificou-se então que os valores mais baixos de CBO₅, CQO e SST no afluente ocorreram geralmente quando a precipitação foi elevada, algo notório nos meses de Abril, Maio, Outubro e Novembro. O contrário também ocorre, por exemplo, no mês de Fevereiro, em que a precipitação foi muito reduzida e as concentrações de CBO₅ e CQO atingiram o valor médio mensal mais elevado do ano.

Esta relação sugere um provável efeito de diluição quando a precipitação é muito elevada.

3.2.2.3.Cargas do Afluente

Paralelamente à análise efetuada às concentrações de CBO₅, CQO e SST, foi realizada uma análise destes mesmos parâmetros em relação à sua carga afluente, em kg/d, algo considerado aquando do dimensionamento. A Tabela 7 compara o considerado aquando do dimensionamento e o verificado em 2012.

Tabela 7-Cargas afluentes, comparação entre o HP e o ano 2012

	Ano HP (2018)	Ano 2012
Carga CBO₅ (kg/d)	17 057	12 280
Carga CQO (kg/d)	-	51 276
Carga SST (kg/d)	26 054	40 170

Analisando a Tabela 7 verifica-se que no que diz respeito à carga de CBO₅ em 2012, esta situou-se abaixo do previsto para o HP. Relativamente à carga de SST, em 2012 esta foi 1,54 vezes superior ao previsto para o HP talvez devido à reduzida precipitação que se verificou em 2012, não permitindo uma diluição do efluente residual. A carga de CQO não foi considerada para o dimensionamento.

3.2.2.4. Tratamento Biológico

3.2.2.4.1. Monitorização do Reator Biológico

Para avaliar o funcionamento do reator biológico da ETAR Norte é fundamental ter em conta fatores como a temperatura, o pH, o teor de biomassa suspensa no licor misto, a razão Alimento/Microrganismos e a Idade das Lamas, tentando sempre compreender que relações existem entre estes.

3.2.2.4.1.1. Temperatura

A temperatura é um dos parâmetros que afetam a cinética de crescimento e sobrevivência dos microrganismos. O crescimento microbiano pode dar-se desde temperaturas negativas até valores acima dos 100 °C. De acordo com a sua temperatura ótima de crescimento, os microrganismos podem ser classificados como:

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

A temperatura tem também influência na concentração de Oxigénio Dissolvido OD, uma vez que a solubilidade do oxigénio na água é função da temperatura sendo que quanto maior for a temperatura menor será o OD. É expetável que a temperatura do licor misto num reator biológico se situe entre os 17 °C e os 25°C (temperatura ambiente típica em Portugal).

A Figura 25 mostra a evolução da temperatura média mensal de ambos os reatores biológicos em 2012. Verificou-se que as temperaturas de ambos os tanques se mantiveram dentro do intervalo recomendado, 17-25 °C, para o crescimento dos microrganismos predominantes no licor misto.

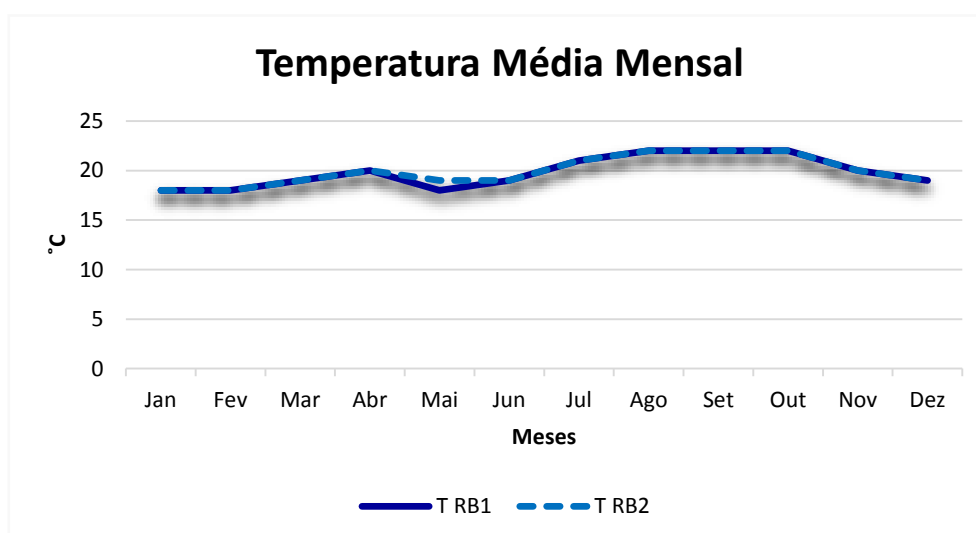


Figura 25-Evolução da temperatura média mensal nos reatores biológicos, 2012

3.2.2.4.1.2.pH

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

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

Apesar de na ETAR Norte não ser efetuado o controlo do pH no licor misto, este controlo é efetuado no efluente decantado (que entra no reator biológico) e no efluente final (que sai do decantador secundário) e verificou-se que geralmente estão muito próximos do pH neutro, supondo-se assim que o pH no interior do RB se encontra dentro da gama recomendada.

3.2.2.4.1.3.MLSS/MLVSS

A sigla MLSS indica a massa total de sólidos suspensos totais no tanque, ou seja, o material total suspenso enquanto que a sigla MLSSV indica a massa do material volátil suspenso no tanque e corresponde tipicamente a 70-80 % do teor em MLSS. Os valores típicos de MLSS para um processo de Mistura Completa situam-se na gama 1500-4000 g/m³, sendo a concentração controlada pela razão de sólidos purgados do sistema.

Normalmente, quanto maior a concentração de SST no reator, maior a quantidade de biomassa que degrada os nutrientes disponíveis, aumentando a capacidade do processo. No entanto, a utilização de valores elevados de SST está limitada pela disponibilidade de oxigénio no reator.

Na Figura 26 é apresentada a evolução anual dos valores médios de MLSS e MLSSV no Reator Biológico (RB). São também apresentados, para comparação, a gama recomendada para o processo na bibliografia Metcalf & Eddy (2003).

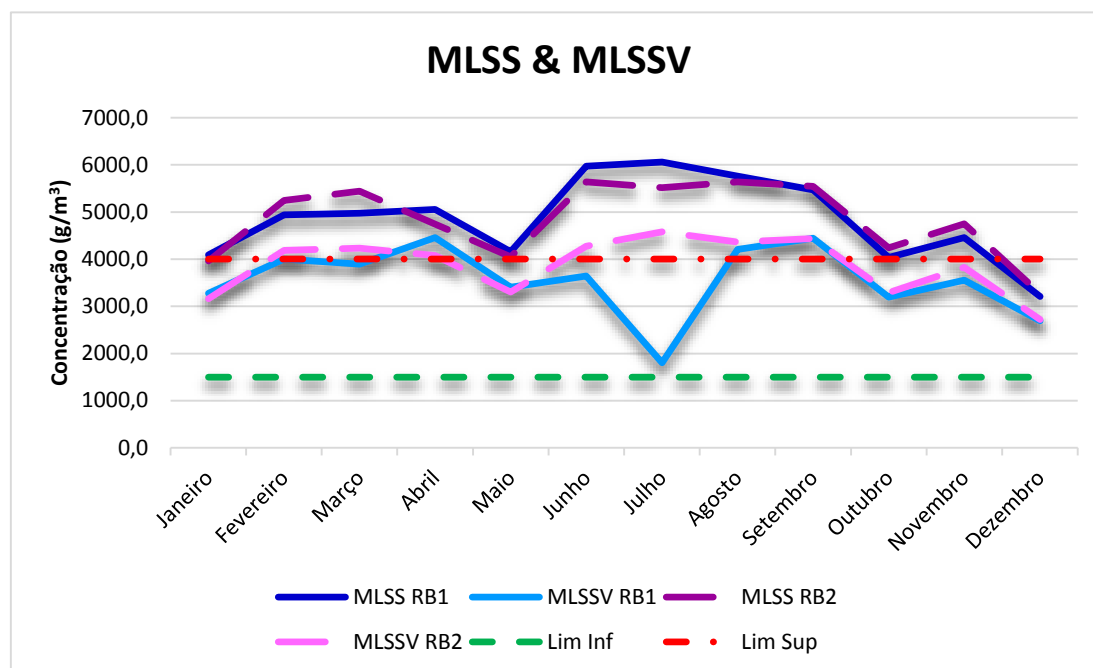


Figura 26-Evolução da concentração de MLSS e MLVSS nos Reatores Biológicos, 2012

Dos dados recolhidos, verificou-se que, relativamente aos sólidos no licor misto (mistura de efluente e biomassa), 75% dos sólidos suspensos presentes no RB 1 eram biomassa (MLVSS), enquanto que no RB 2 a percentagem é de 80 %, estando assim dentro dos valores projetados e de acordo com a referência bibliográfica estudada.

Pela análise da Figura 26 verificou-se que ambos os RB apresentam valores de MLSS e MLVSS muito próximos e que as concentrações de sólidos nos reatores biológicos (MLSS) se situaram acima dos valores recomendados para o processo pela bibliografia Metcalf & Eddy, 2003.

A discrepância ocorrida no valor de MLVSS, relativamente ao mês de Julho no RB1, que apresenta um valor muito inferior ao que se verificou no mesmo mês no RB2, e sobretudo demasiado inferior ao valor de MLSS no mesmo reator nesse mesmo período, sugere um possível erro de amostragem, laboratorial ou de registo dos dados.

3.2.2.4.1.4. Razão Alimento/Microrganismos

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

A quantidade de alimento (A), ou seja, o fluxo mássico de substrato que afluí ao tanque de arejamento, expresso em kg CBO/d, é determinado pelo caudal (m^3/d) e pela concentração

de CBO, em g/m^3 . Já a quantidade mássica de microrganismos disponíveis (M) para assimilação da CBO afluyente é determinada pela massa total dos microrganismos contidos no tanque de arejamento (biomassa) e pode ser definida pelo peso do material volátil suspenso no tanque (ou MLVSS) ou pela massa total de lammas no tanque de tratamento, ou seja material total suspenso (MLSS).

A tabela 8 indica quais as gamas ideais teóricas para o processo convencional operado na ETAR.

Tabela 8-Gamas Ideais Teóricas para vários processos de tratamento (Fonte: Metcalf & Eddy, 2003)

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

A Figura 27 mostra a variação da razão A/M ao longo do ano 2012 no RB1 e no RB2 e, para comparação, os limites recomendados para o processo.

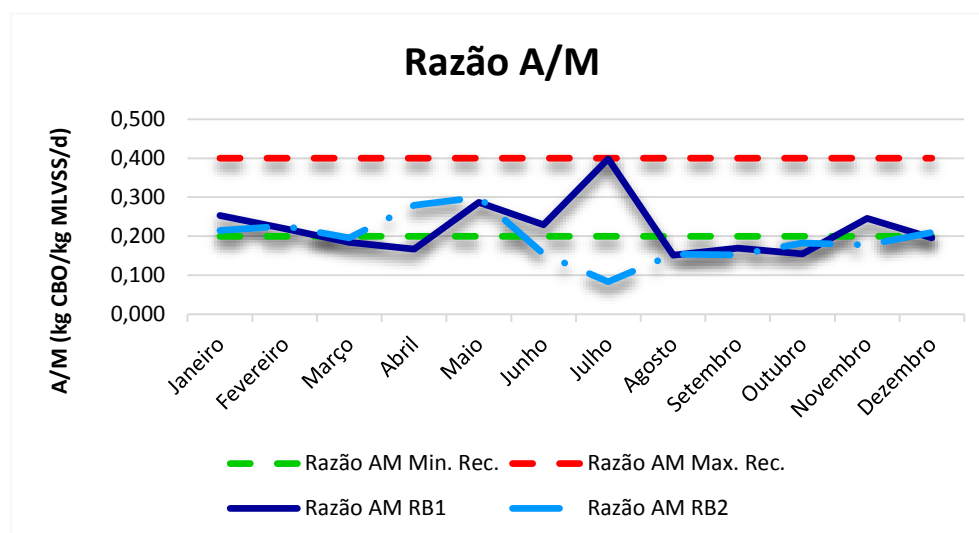


Figura 27-Evolução da razão A/M nos Reatores Biológicos, 2012

Pela análise da figura anterior verificou-se que em 2012 a razão A/M esteve alguns meses abaixo do limite inferior recomendado, Março, Abril, Agosto, Setembro e Outubro e Dezembro no caso do RB1 e Março, Junho, Julho, Agosto, Setembro, Outubro e Novembro, no caso do RB2.

A razão A/M média em 2012 foi de 0,22 kg CBO/kg MLVSS/d para o RB1 e de 0,19 kg CBO/kg MLVSS/d para o RB2.

Ao comparar a Figura 26 com a Figura 27 constatou-se que os meses em que os valores de A/M se situam dentro da gama recomendada corresponderam geralmente aos meses em que a concentração de MLVSS nos Reatores Biológicos se situou também dentro, ou muito próxima, da sua gama de valores teóricos recomendados.

Estes baixos valores de razão A/M podiam dever-se a dois fatores: 1) Elevada concentração de MLSSV no RB; 2) variação das características do afluente. Uma maneira prática de verificar qual das duas hipóteses afetou a razão A/M consistiu em considerar um período em que o MLVSS foi constante e caso surgissem variações na razão A/M nesse mesmo período só poderiam ser resultantes de variações na carga afluente. Neste sentido, o gráfico da Figura 28 relaciona a variação da razão A/M com o valor de MLSSV e com a carga afluente.

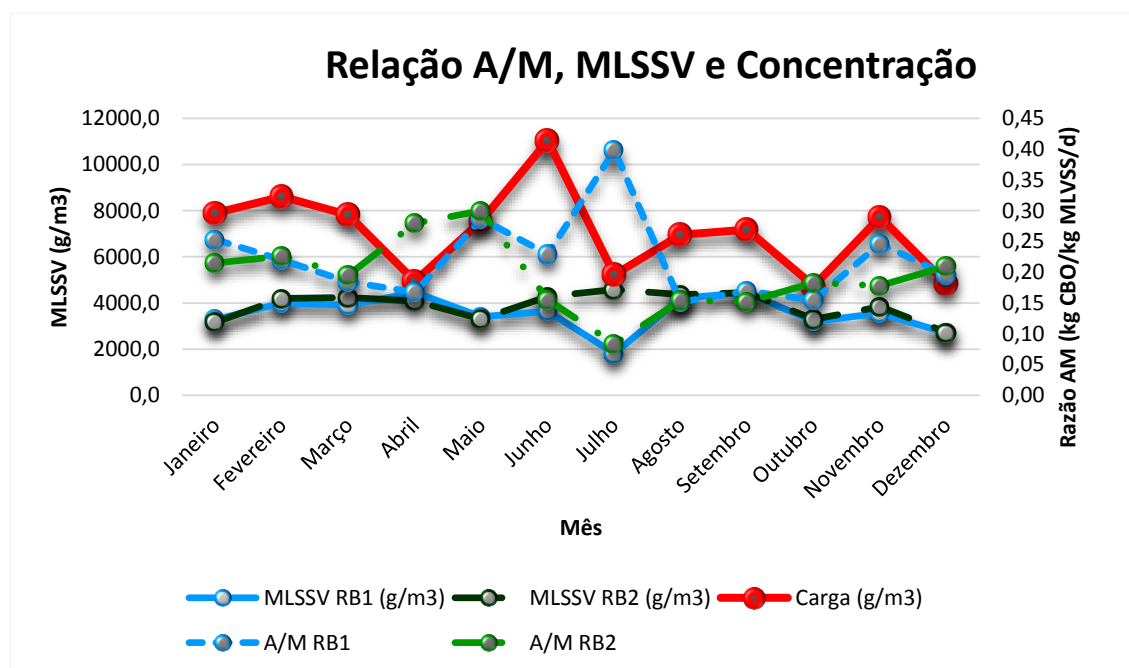


Figura 28-Relação Concentração Afluente, razão A/M e MLSSV no ano 2012

Pela análise da Figura 28, verificou-se que a concentração de MLSSV nos dois tanques permaneceu praticamente constante, seguindo em ambos a mesma tendência, enquanto que a razão A/M variou. Assim, esta variação deverá apenas dever-se a variações na carga afluente que aumentando, aumenta também a razão A/M, e vice-versa.

Uma possível maneira de reduzir a concentração de MLSS no Reator Biológico é aumentar o caudal de retirada de lamas em excesso.

Baixos valores da razão A/M podem influenciar a sedimentabilidade das lamas, diminuindo esta capacidade. As características de sedimentação do licor misto podem ser avaliadas pelo Índice Volumétrico de Lamas, IVL. O IVL é o volume ocupado por 1g de lamas após 30 minutos de sedimentação e é determinado colocando uma amostra do licor misto num cilindro de 1 litro e medindo o volume sedimentado após os 30 minutos. O IVL corresponde à razão do volume sedimentado (ml) pela concentração de MLSS (g/m^3).

3.2.2.4.1.5. Índice Volumétrico de Lamas, IVL

A Figura 29 mostra a evolução mensal do IVL para os dois reatores.

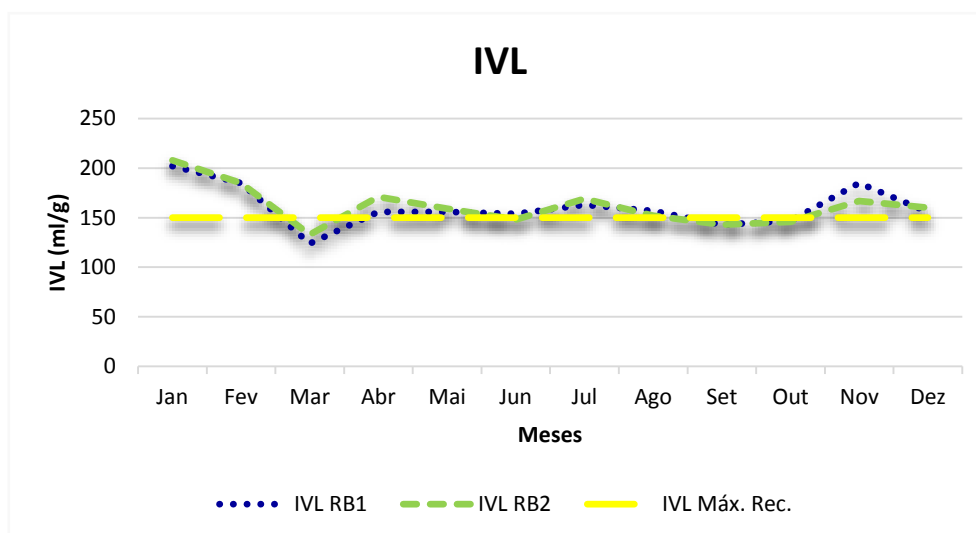


Figura 29-Índice Volumétrico de Lamas (IVL), 2012

Analisando a figura anterior constata-se que o IVL esteve sempre muito próximo do máximo recomendado de 150 ml/g.

Na prática, as lamas com problemas de bulking revelam, nos testes laboratoriais, uma capacidade de decantação lenta. GRAY (2004) indica valores de IVL superiores a 150 mL/g como resultados típicos de testes de decantabilidade para este caso, encontrando-se os valores desejáveis numa gama de 80 a 120 mL/g. No entanto o valor do IVL deve ser interpretado com cuidado pois deve servir apenas como termo de comparação. Os valores elevados deste índice (IVL>150) são indicadores da fraca capacidade de sedimentação das lamas e da probabilidade de perdas significativas de sólidos através do efluente.

A ETAR Norte é afetada pela presença de cloretos, provenientes da componente industrial do afluente, que prejudicam a sedimentabilidade das lamas.

Uma vez que na ETAR Norte a concentração de sólidos no reator permaneceu praticamente constante, o controlo analítico deste parâmetro pôde ser menos frequente mas em contrapartida foi necessária particular atenção aos volumes de lama sedimentada pois um aumento deste volume significava que no decantador secundário o manto de lamas estava a subir podendo aproximar-se perigosamente da zona de retirada do efluente clarificado, podendo deixar escapar sólidos suspensos e na eventualidade de ocorrência de picos de caudal, aumenta a probabilidade do arraste de sólidos para o efluente clarificado, pois estes flutuam numa camada de espessura variável, próximo da superfície do decantador.

Uma vez que nunca foi evidente, em 2012, uma perda de qualidade do efluente ou incumprimento do VLE para SST é possível concluir que o órgão operou corretamente.

A Figura 30 mostra o desenvolvimento de um teste V30.

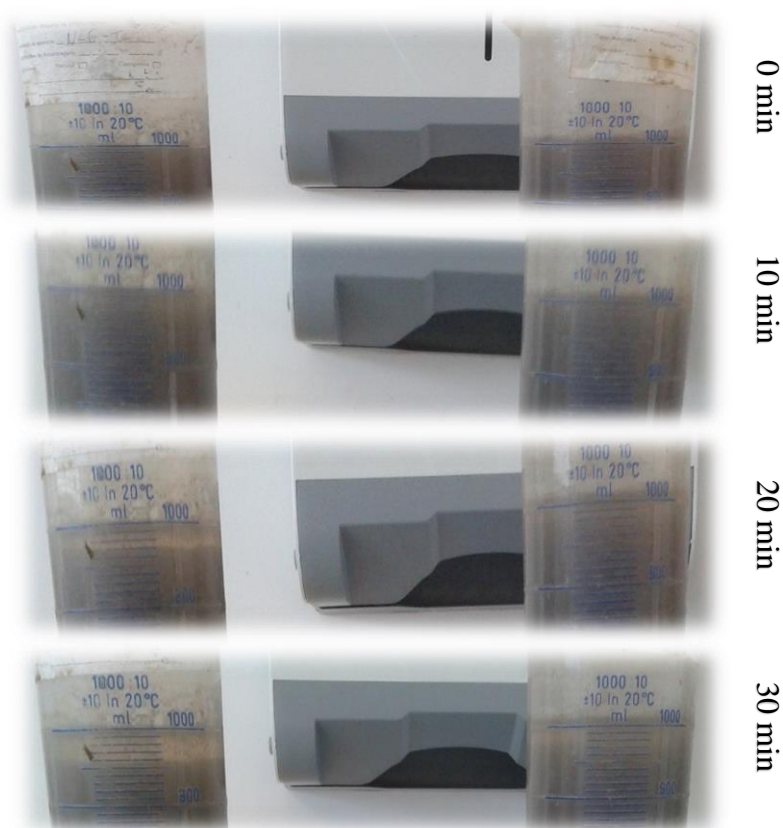


Figura 30-Teste V30

Verificou-se que a sedimentação apenas é bem notória após cerca de 20 min.

3.2.2.4.1.6. Idade das Lamas

A idade das lamas refere-se ao tempo de residência médio dos microrganismos no tanque de arejamento, sendo um parâmetro operacional que reflete a taxa de crescimento específico, podendo ser uma medida da sua atividade. É calculado através da razão entre quantidade total de lamas do sistema (kg) e o fluxo de lamas produzidas (kg/d) e pode ser controlado pela taxa de purga no sistema. Este fator está intrinsecamente relacionado com a razão A/M e, conseqüentemente com a taxa de crescimento específico de microrganismos. Uma reduzida idade de lamas (inferior a 0,5 d) traduz uma elevada taxa de crescimento, característica dos sistemas de alta carga, uma idade elevada indica uma taxa de crescimento baixa, como acontece nos sistemas de arejamento prolongado.

Nos sistemas convencionais de média carga, a operação é feita com idades de 3 a 4 dias, o indicado para uma boa sedimentabilidade. As lamas com mais de 6 dias ou menos de 3 têm geralmente sedimentabilidade reduzida (GRAY, 2004). A idade de lamas pode eventualmente afetar a sua composição microbial e conseqüentemente a sua decantabilidade.

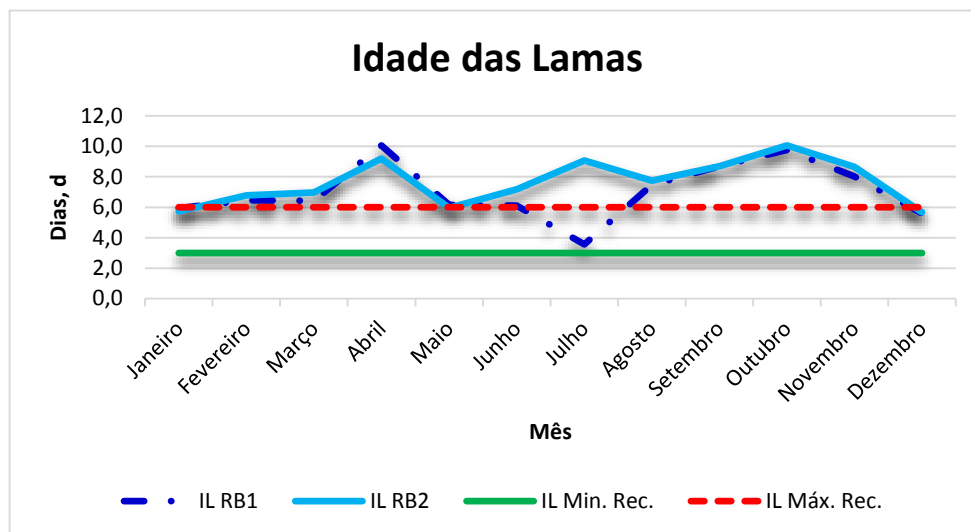


Figura 31-Idade das Lamas, 2012

Pela análise da Figura 31 verificou-se que o Reator Biológico 1 apenas funcionou nos meses de Janeiro, Maio, Junho e Dezembro dentro do intervalo recomendado. A diferença de valores de IL entre o Reator Biológico 1 e o 2 ocorrida no mês de Julho deveu-se ao provável erro na medição de MLVSS no RB1, que sendo demasiado baixo faz diminuir a IL.

Quanto ao Reator Biológico 2 verificou-se que apenas em Janeiro, Maio e Dezembro funcionou dentro do intervalo recomendado.

Comparando a Figura 26 com a 31, verificou-se a influencia do MLSSV na Idade das Lamas uma vez que houve a tendência dos valores dentro ou próximos dos limites teóricos recomendados de IL corresponderem, na sua maioria, a valores de MLSSV dentro da gama teórica ideal.

O gráfico abaixo relaciona a Idade das Lamas com o Caudal de Purga com vista a compreender os picos de IL existentes.

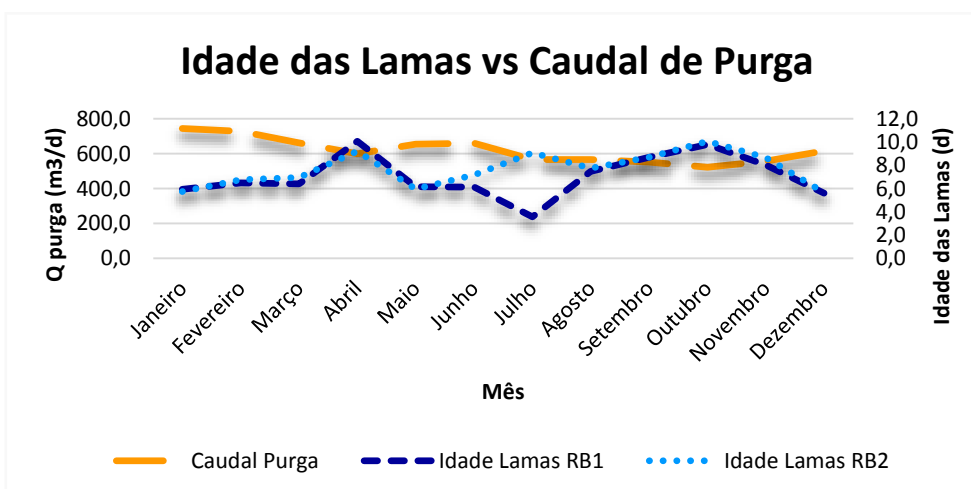


Figura 32-Relação Idade das Lamas vs QPurga, 2012

Examinando a Figura 32 constatou-se que os picos de IL coincidem com uma redução do caudal de purga, que logicamente aumenta quando se pretende reduzir a Idade das Lamas.

3.2.2.5. Parâmetros Operacionais

Os parâmetros operacionais são importantes indicadores do desempenho de uma ETAR pois indicam se está a operar de acordo com as condições esperadas. Esses parâmetros de controlo variam de acordo com a etapa de tratamento mas são, genericamente:

- Carga mássica,
- Tempo de retenção hidráulico,
- Percentagem de remoção,
- Carga superficial,
- Carga volumétrica,
- Tempo de retenção de sólidos.

A análise foi efetuada por etapa de tratamento.

3.2.2.5.1. Pré-Tratamento

Tabela 9-Parâmetros operacionais avaliados na etapa de Pré-Tratamento, 2012

		Esperado	Obtido
Pré-Tratamento	% Remoção CBO ₅	-	17
	% Remoção CQO	-	20
	% Remoção SST	-	33

Da análise da Memória Descritiva e Justificativa da ETAR surgiu que, em projeto, foi considerada uma carga diária de areia a retirar no pré-tratamento (que logicamente seria subtraída ao valor de SST afluentes à decantação primária). No entanto a nível do projeto, o valor de carga diária de SST à entrada da decantação primária é o mesmo que chega ao pré-tratamento. Também, a concentração de entrada de SST no reator biológico apenas teve em conta as respetivas eficiências teóricas de remoção de SST nos decantadores primários. Desta forma, o pré-tratamento não teria qualquer eficiência de remoção, o que está em contradição com os dados de exploração, como pode ser comprovado pela Tabela 9.

3.2.2.5.2. Decantação Primária

Tabela 10-Parâmetros operacionais avaliados na etapa de Decantação Primária, 2012

		Esperado	Obtido
Decantação Primária	Remoção CBO ₅ , %	30	41
	Remoção CQO, %	-	45
	Remoção SST, %	60	58
	TRH, h	1,5-2,5	4,13
	Carga Superficial, m ³ /m ² .h	30-50	17,5

Da análise da Tabela 10, verifica-se que a eficiência de remoção de CBO₅ para a decantação primária superou a adotada aquando do dimensionamento enquanto que a eficiência de remoção de SST foi muito próxima da esperada, mesmo com uma concentração de SST superior 2,4 vezes à considerado no HP.

Quanto ao TRH, encontrou-se acima dos valores teóricos recomendados presentes na referência bibliográfica considerada (Metcalf & Eddy, 2003). Porém, este facto não representa um problema de operação, uma vez que o TRH é o tempo necessário para a mistura ser decantada e dessa forma, um TRH superior é uma maneira de aumentar a eficácia do processo, apesar dos possíveis maus cheiros que possa causar, o que não se verificou na ETAR Norte.

Relativamente à carga superficial, esta situou-se abaixo da gama recomendada presente em Metcalf & Eddy, 2003, o que permite uma otimização do processo pois permite que partículas de menor diâmetro sedimentem.

3.2.2.5.3. Reator Biológico

O Reator Biológico operou em dois dos três tanques existentes.

Tabela 11- Parâmetros operacionais avaliados na etapa de Tratamento Biológico, 2012

		Esperado	Obtido
Reator Biológico	Remoção CBO ₅ , %	89,81(*)	94
	Remoção CQO, %	-	88
	Remoção SST, %	89,81(*)	94
	TRH, h	3-5	7,3
	A/M, kg CBO/kg MLSSV.d	0,2-0,6	0,22/0,19
	Carga Volumétrica, kg CBO/m ³ .d	0,3-1,6	0,78
	TRS,d	3-15	7/7,6

(*)-Esperado aquando do Projeto

Nota: Os dois valores que surgem em algumas células referem-se ao RB1 e o RB2.

Pela análise da Tabela 11 verificou-se que o reator apresentou uma eficiência de remoção superior em 4,2 % ao esperado em projeto, para CBO₅ e SST.

Relativamente ao TRH constatou-se que este é superior ao intervalo recomendado (Metcalf & Eddy, 2003). Pelo motivo já referido, este facto beneficia a eficiência do processo.

No que diz respeito à razão Alimento/Microrganismos a análise foi feita para os dois reatores. No RB1 a razão A/M foi para o ano 2012 igual a 0,22, dentro da gama de valores considerado ideal em Metcalf & Eddy (2003). No RB2 a razão A/M foi de 0,19, um pouco abaixo do mínimo aconselhável na mesma referência bibliográfica.

A carga volumétrica encontrou-se dentro da gama teórica ideal, assim como o TRS.

De notar que a eficiência apresentada na Tabela 11 é a resultante da associação reator biológico+decantação secundária.

3.2.2.5.4. Decantação Secundária

Tabela 12- Parâmetros operacionais avaliados na etapa de Decantação Secundária, 2012

		Esperado	Obtido
Decantação Secundária	Carga Superficial, m ³ /m ² .d	16-28	15,6
	TRH, h	5,16(*)	5,5
	Carga de Sólidos, kg MLSS/m ² .h	4-6	4,3

(*)HP

A Tabela 12 mostra que a carga superficial esteve ligeiramente aquém do intervalo esperado porém, este facto permite aumentar a eficácia do processo uma vez que permite alargar o leque de diâmetros sedimentáveis a valores mais pequenos

Quanto ao TRH este foi ligeiramente superior ao obtido para o HP.

Verificou-se ainda que a carga superficial foi inferior nos decantadores secundários, comparativamente aos decantadores primários, promovendo maiores tempos de retenção, de modo a permitir a sedimentação dos flocos biológicos mais leves, o que vai de encontro ao que é esperado neste tipo de sistemas de tratamento.

3.2.3. Dimensionamento do Sistema de Tratamento para Nitrificação e Desnitrificação

3.2.3.1. Aproximação do modelo desenvolvido à realidade da ETAR Norte

Como referido anteriormente, a ETAR Norte não foi, aquando da sua conceção, dimensionada para remoção de azoto. Com o dimensionamento aqui apresentado pretende-se calcular qual o volume necessário para remoção de azoto e prever os principais parâmetros de operação, caso a ETAR passe a operar com vista a uma remoção de matéria orgânica e azoto.

Considerando que o dimensionamento tem por base as características do efluente em termos de matéria orgânica, nomeadamente a sua distribuição nas diferentes frações (particulado, solúvel, facilmente biodegradável) e a sua afinidade como substrato para os microrganismos (constantes cinéticas), a metodologia seguida consistiu nos seguintes passos:

1. Validação de um conjunto de razões de distribuição de matéria orgânica e de constantes cinéticas, através da sua adequação à determinação do volume do reator necessário à degradação da matéria orgânica, utilizando os dados médios de operação da ETAR em 2012.
2. Utilização desse conjunto de valores para o cálculo do volume do reator em condições de nitrificação e desnitrificação.
3. Para aplicação do passo 1 e considerando os dados analíticos disponíveis para o efluente a tratar após a decantação primária (dados de 2012) foi possível especificar e distribuir a matéria orgânica nas diferentes frações.

Foi desenvolvido um modelo de cálculo para dimensionamento de um sistema de remoção de matéria orgânica utilizando os dados de operação reais da ETAR Norte verificados em 2012. Desta forma, dimensionou-se um sistema de tratamento muito semelhante ao sistema real, conseguindo-se assim uma base mais fiável para o dimensionamento do sistema para nitrificação e desnitrificação.

O afluente ao RB apresentou as características presentes na Tabela 13.

Tabela 13- Características da água residual afluente ao reator biológico, 2012

Constituinte	Concentração, g/m ³
CBO	234
sCBO (*)	80
CQO	760
sCQO (*)	330
bCQO	631,8
nbCQO	128
SST	412
SSV (*)	350
TKN	64
b CQO/CBO	2,7

(*) *Parâmetros a validar*

O processo de cálculo utilizado no modelo é descrito de seguida.

A partir dos dados presentes na Tabela 13, calculou-se:

- 1) CQO biodegradável. Obtém-se multiplicando a razão b CQO/CBO pelo CBO. O seu valor é 631,8 g/m³.

- $b \text{ CQO} = 631,8 \text{ g/m}^3$
- 2) CQO não biodegradável, nbCQO é igual a $128,2 \text{ g/m}^3$
- $\text{nb CQO} = \text{CQO} - b \text{ CQO}$
 - $\text{nb CQO} = 128,2 \text{ g/m}^3$
- 3) Razão $b \text{ CQO}/\text{CBO}$, dividindo o $b \text{ CQO}$ pelo CBO à entrada do RB.
- $b \text{ CQO}/\text{CBO} = 2,7$

- 4) Dimensionamento do sistema para remoção de matéria orgânica.
- a) Determinação da produção de biomassa.

$$P_{X,vss} = \frac{QY(S_0 - S)}{1 + (k_d)SRT} + \frac{(f_d)(k_d)QY(S_0 - S)SRT}{1 + (k_d)SRT}$$

Dados:

$$Q = 31730 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$Y = 0,3 \text{ g SSV/g bCQO}$$

- Adotou-se o valor 0,3 pois existe formação de biomassa porém o substrato é pouco biodegradável.

$$S_0 = 631,8 \text{ g/m}^3$$

$$\text{TRS} = 7,3 \text{ d}$$

Determinação do valor de S .

$$S = \frac{K_s[1 + (k_d)SRT]}{SRT(\mu_m - k_d) - 1}$$

Utilizando μ_m e K_d da tabela 8-10 de Metcalf & Eddy.

$$K_s = 20 \text{ g/m}^3 \quad (\text{Assumido})$$

$$\mu_{m,T} = \mu_m \theta^{T-20}$$

$$\mu_m, 19,9^\circ\text{C} = 4,5 \text{ g/g.d} * 1,07^{(19,9-20)} = 4,5 \frac{\text{g}}{\text{g.d}}$$

- Para μ_m adotou-se o valor 4,5 devido à presença de cloretos provenientes do efluente industrial, o que torna o afluente pouco biodegradável.

$$k_{d,T} = k_{20} \theta^{(T-20)}$$

$$Kd, 19,9^{\circ}C = 0,12 \text{ g/g} \cdot d * 1,04^{(19,9-20)} = 0,12 \frac{\text{g CBO}}{\text{g MLSSV} \cdot d}$$

$$S = \frac{\left(20 \frac{\text{g}}{\text{m}^3}\right) \left[1 + 0,12 \frac{\text{g}}{\text{g} \cdot d}\right] (7,3d)}{(7,3d) \left[(4,5 - 0,12) \frac{\text{g}}{\text{g} \cdot d} - 1\right]} = 1,2 \text{ g b CQO/m}^3$$

b) Substituição dos valores anteriores na seguinte expressão para determinação de $P_{x,SSV}$.

$$\begin{aligned} P_{x,SSV} &= \frac{\left(31730 \frac{\text{m}^3}{d}\right) \left(0,3 \frac{\text{g}}{\text{g}}\right) \left[(631,8 - 1,2) \frac{\text{g}}{\text{m}^3}\right] (0,001 \frac{\text{kg}}{\text{g}})}{\left[1 + \left(0,12 \frac{\text{g}}{\text{g} \cdot d}\right) (7,3d)\right]} \\ &+ \frac{\left(0,1 \frac{\text{g}}{\text{g}}\right) \left(0,12 \frac{\text{g}}{\text{g} \cdot d}\right) \left(0,3 \frac{\text{g}}{\text{g}}\right) \left(31730 \frac{\text{m}^3}{d}\right) \left[(631,8 - 1,2) \frac{\text{g}}{\text{m}^3}\right] (7,3d) (0,001 \frac{\text{kg}}{\text{g}})}{\left[1 + \left(0,12 \frac{\text{g}}{\text{g} \cdot d}\right) (7,3d)\right]} \\ &= \mathbf{3480 \text{ kg SSV/d}} \end{aligned}$$

4) Determinar a massa de SSV e SST no tanque de arejamento.

a) Determinar $P_{x,SSV}$ e $P_{x,SST}$.

$$\begin{aligned} P_{x,SSV} &= 3480 \text{ kg/d} + Q(\text{nbSSV}) \\ &= 3480 \text{ kg/d} + (31730 \text{ m}^3/\text{d}) (12 \text{ g/m}^3) (0,001 \text{ kg/g}) \\ &= \mathbf{3861 \text{ kg/d}} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} P_{x,SST} &= [(3480 \text{ kg/d})/0,85] + Q * \text{nbSSV} * 0,001(\text{kg/d}) + Q(\text{SST-SSV}) \\ &= 4094 \text{ kg/d} + 381 \text{ kg/d} + (31730 \text{ m}^3/\text{d}) (62 \text{ g/m}^3) (0,001 \text{ kg/g}) \\ &= \mathbf{6442 \text{ kg/d}} \end{aligned}$$

b) Calcular a massa de SSV e SST no tanque de arejamento.

i) Massa de MLSSV

$$(X_{VSS})(V) = (P_{x,VSS}) \text{ SRT}$$

$$(X_{SSV})(V) = (3861 \text{ kg/d})(7,3d) = \mathbf{28185,3 \text{ kg}}$$

ii) Massa de MLSS

$$(X_{TSS})(V) = (P_{x,TSS}) \text{ SRT}$$

$$(X_{SST})(V) = (6442 \text{ kg/d})(7,3d) = \mathbf{47027 \text{ kg}}$$

5) Determinar o volume do tanque de arejamento.

a)

- $(V)(X_{sst})=47027 \text{ kg}$
- $X_{sst}=4915 \text{ g/m}^3$

$$V = \frac{(47027 \text{ kg})(1000 \frac{\text{g}}{\text{kg}})}{(4915 \frac{\text{g}}{\text{m}^3})} = 9568 \text{ m}^3$$

b) Determinar o TRH.

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

$$\tau = \frac{(9568 \text{ m}^3)(24 \frac{\text{h}}{\text{d}})}{(31730 \frac{\text{m}^3}{\text{d}})} = 7,24 \text{ h}$$

c) Determinar MLSSV.

Não se determinou pois este é um parâmetro em que se considerou o seu valor real.

$$MLSSV=3763 \text{ g/m}^3$$

$$\frac{MLSSV}{MLSS} = \frac{3763}{4915} = 0,76$$

= 76%, é um bom valor pois significa que existem 76% de floco biológico

6) Determinar a razão A/M e a carga volumétrica em CBO.

a) Determinar a razão A/M.

$$F/M = \frac{QS_o}{XV}$$

$$\frac{A}{M} = \frac{(31730 \frac{\text{m}^3}{\text{d}})(234 \frac{\text{g}}{\text{m}^3})}{(3763 \frac{\text{g}}{\text{m}^3})(9568 \text{ m}^3)} = 0,21 \frac{\text{g CBO}}{\text{g MLSSV} \cdot \text{d}}$$

b) Determinar a carga volumétrica.

$$\text{BOD loading} = \frac{QS_o}{V}$$

$$\text{Lor g} = \frac{(31730 \frac{\text{m}^3}{\text{d}})(234 \frac{\text{g}}{\text{m}^3})}{(1000 \frac{\text{g}}{\text{kg}})(9568 \text{ m}^3)} = 0,78 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3 \cdot \text{d}}$$

7) b CQO removido.

$$b\text{COD removed} = Q(S_o - S)$$

$$b\text{ CQO Removido} = \left(31730 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right) \left[(631,8 - 1,2) \frac{\text{g}}{\text{m}^3}\right] (0,001 \frac{\text{kg}}{\text{g}}) = \mathbf{20008,9 \text{ kg}}$$

8) Calcular a necessidade de oxigénio.

$$R_o = Q(S_o - S) - 1,42 P_{X,\text{bio}}$$

$$\begin{aligned} R_o &= \left(31730 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right) \left[(631,8 - 1,2) \frac{\text{g}}{\text{m}^3}\right] \left(0,001 \frac{\text{kg}}{\text{g}}\right) - 1,42 \left(3480 \frac{\text{kg}}{\text{d}}\right) \left(\frac{1\text{d}}{24\text{h}}\right) \\ &= \mathbf{628 \text{ kg/d}} \end{aligned}$$

Na Tabela 14 encontra-se, para comparação, os valores reais da ETAR com os obtidos pelo processo de dimensionamento anteriormente descrito.

3.2.3.2. Dimensionamento do sistema para Nitrificação

Após verificada a aproximação entre o sistema dimensionado pelo modelo e o sistema real, iniciou-se o dimensionamento para nitrificação e desnitrificação. O procedimento seguido foi o descrito seguidamente.

1. Determinar μ_n

a) Determinar $\mu_{n,m}$ a $T=19,9^\circ\text{C}$.

$$\mu_{n,T} = \mu_n \theta^{T-20}$$

$$\mu_{n,m, 19,9^\circ\text{C}} = \left(0,75 \frac{\text{g}}{\text{g}\cdot\text{d}}\right) (1,07)^{(19,9-20)} = \mathbf{0,74 \frac{\text{g}}{\text{g}\cdot\text{d}}}$$

b) Determinar K_n a $T=19,9^\circ\text{C}$.

$$k_{d,T} = k_{20} \theta^{(T-20)}$$

$$K_{n, 19,9^\circ\text{C}} = \left(0,74 \frac{\text{g}}{\text{g}\cdot\text{d}}\right) (1,053)^{(19,9-20)} = \mathbf{0,74 \frac{\text{g}}{\text{m}^3}}$$

c) Determinar K_{dn} a $T=19,9^\circ\text{C}$

$$K_{dn, 19,9^\circ\text{C}} = \left(0,08 \frac{\text{g}}{\text{g}\cdot\text{d}}\right) (1,04)^{(19,9-20)} = \mathbf{0,08 \frac{\text{g}}{\text{m}^3}}$$

d) Substituição na expressão abaixo juntamente com os seguintes valores:

- $N=0,5 \text{ g/m}^3$ (Assumido).
- $OD=2 \text{ g/m}^3$ (Assumido como o mínimo recomendado).
- $K_0=0,5 \text{ g/m}^3$ (Assumido).

$$\mu_n = \left(\frac{\mu_{n,m} N}{K_n + N} \right) \left(\frac{DO}{K_o + DO} \right) - k_{dn}$$

$$\mu_n = \left\{ \frac{\left(0,74 \frac{\text{g}}{\text{g} \cdot \text{d}} \right) \left(0,5 \frac{\text{g}}{\text{g} \cdot \text{d}} \right)}{\left[(0,74 + 0,5) \frac{\text{g}}{\text{m}^3} \right]} \right\} \left\{ \frac{\left(2 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} \right)}{\left[(0,5 + 2) \frac{\text{g}}{\text{m}^3} \right]} \right\} - \left(0,08 \frac{\text{g}}{\text{g} \cdot \text{d}} \right) = 0,16 \frac{\text{g}}{\text{g} \cdot \text{d}}$$

2) Determinar TRS Teórico e de Projeto

a) Determinar TRS Teórico

$$\text{SRT} = \frac{1}{\mu_n}$$

$$\text{TRS} = \frac{1}{0,16} = 6,3 \text{ d}$$

b) Determinar TRS Projeto

$$\text{FS} = \text{TKN peak/TKN average} = 1,5$$

$$\text{TRS Proj} = (1,5)(6,3) = 9,5 \text{ d}$$

3) Determinar a produção de biomassa

$$P_{X,\text{bio}} = \frac{QY(S_o - S)}{1 + (k_d)\text{SRT}} + \frac{(f_d)(k_d)Q(Y)(S_o - S)\text{SRT}}{1 + (k_d)\text{SRT}} + \frac{QY_n(\text{NO}_x)}{1 + (k_{dn})\text{SRT}}$$

a) Dados base:

- $Q=31730 \text{ m}^3/\text{d}$
- $Y=0,3 \text{ g VSS/g bCQO}$
- $S_0=631,8 \text{ g/m}^3$
- $K_d=0,12 \text{ g/g} \cdot \text{d}$
- $\mu_m=4,5 \text{ g/g} \cdot \text{d}$

Determinar S pela seguinte equação:

$$S = \frac{K_s[1 + (k_d)SRT]}{SRT(\mu_m - k_d) - 1}$$

$$S = \frac{\left(20 \frac{g}{m^3}\right) \left[1 + 0,12 \frac{g}{g \cdot d}\right] (9,5d)}{(9,5d) \left[(4,5 - 0,12) \frac{g}{g \cdot d} - 1\right]} = 1,05 \text{ g b CQO/m}^3$$

- $Y_n=0,12$ g SSV/g NOx (Assumido)
- $K_{dn,19,9^\circ C}=0,08$ g/g.d

Determinar NOx pela seguinte equação:

$$NO_x \approx 80\% \text{ (TKN)}$$

$$NO_x = 0,8 (64) = 51,2 \text{ g/m}^3$$

b) Substituir na equação.

$$\begin{aligned} P_{x, bio} &= \frac{\left(31730 \frac{m^3}{d}\right) \left(0,3 \frac{g}{g}\right) \left[(631,8 - 1,05) \frac{g}{m^3}\right] (0,001 \frac{kg}{g})}{\left[1 + \left(0,12 \frac{g}{g \cdot d}\right) (9,5d)\right]} \\ &+ \frac{\left(0,1 \frac{g}{g}\right) \left(0,12 \frac{g}{g \cdot d}\right) \left(0,3 \frac{g}{g}\right) \left(31730 \frac{m^3}{d}\right) \left[(631,8 - 1,05) \frac{g}{m^3}\right] (9,5d) (0,001 \frac{kg}{g})}{\left[1 + \left(0,12 \frac{g}{g \cdot d}\right) (9,5d)\right]} \\ &+ \frac{\left(0,12 \frac{g}{g}\right) \left(31730 \frac{m^3}{d}\right) (51,2 \frac{g}{m^3}) (0,001 \frac{kg}{g})}{\left[1 + \left(0,08 \frac{g}{g \cdot d}\right) (9,5d)\right]} = 3236 \text{ kg SSV/d} \end{aligned}$$

4) Determinar a quantidade de azoto oxidado a nitrato.

$$NO_x = TKN - N_e - 0,12 P_{x, bio}/Q$$

$$NO_x = 64 \frac{g}{m^3} - 0,5 \frac{g}{m^3} - 0,12 * \frac{3236 \frac{kgSSV}{d} * 1000 \frac{g}{kg}}{31730 \frac{m^3}{d}} = 51,3 \text{ g/m}^3$$

5) Determinar a concentração e massa de SSV e SST no tanque de arejamento.

a) Determinar a concentração de SSV e SST no tanque de arejamento.

i) $P_{x, SSV}$,

$$P_{x,vss} = \frac{QY(S_o - S)(1 \text{ kg}/10^3 \text{ g})}{1 + (k_d)SRT} + \frac{(f_d)(k_d)QY(S_o - S)SRT(1 \text{ kg}/10^3 \text{ g})}{1 + (k_d)SRT} + \frac{QY_n(\text{NO}_x)(1 \text{ kg}/10^3 \text{ g})}{1 + (k_{dn})SRT} + Q(\text{nbVSS})(1 \text{ kg}/10^3 \text{ g})$$

(A) Heterotrophic biomass (B) Cell debris
 (C) Nitrifying bacteria biomass (D) Nonbiodegradable VSS in influent

$$\begin{aligned}
 P_{x,ssv} &= 3236 \text{ kg/d} + Q(\text{nbSSV}) \\
 &= 3236 \text{ kg/d} + (31730 \text{ m}^3/\text{d}) (12 \text{ g}/\text{m}^3) (0,001 \text{ kg}/\text{g}) \\
 &= \mathbf{3617 \text{ kg/d}}
 \end{aligned}$$

ii) $P_{x,sst}$,

$$P_{x,tss} = \frac{A}{0.85} + \frac{B}{0.85} + \frac{C}{0.85} + D + Q(\text{TSS}_o - \text{VSS}_o)$$

(E)
Inert TSS
in influent

$$\begin{aligned}
 P_{x,sst} &= \frac{(3236 \frac{\text{Kg}}{\text{d}})}{0,85} + \left(31730 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right) \left(12 \frac{\text{g}}{\text{m}^3}\right) \left(0,001 \frac{\text{kg}}{\text{g}}\right) \\
 &\quad + \left(31730 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right) \left(62 \frac{\text{g}}{\text{m}^3}\right) \left(0,001 \frac{\text{kg}}{\text{g}}\right) = \mathbf{6155 \text{ Kg/d}}
 \end{aligned}$$

b) Calcular a massa de SSV e SST no tanque de arejamento.

i) Massa de MLSSV

$$(X_{vss})(V) = (P_{x,vss}) SRT$$

$$(X_{ssv})(V) = 3616 * 9,5 = \mathbf{34352 \text{ kg}}$$

ii) Massa de MLSSV

$$(X_{tss})(V) = (P_{x,tss}) SRT$$

$$(X_{ssv})(V) = 6155 * 9,5 = \mathbf{58473 \text{ kg}}$$

$$\frac{MLSSV}{MLSS} = \frac{34352}{58473} = 0,59,$$

Sendo normal ocorrer esta redução (76 para 59%) pois com o aumento do TRS as lamas sofrem uma maior mineralização.

- 6) Determinar o volume necessário e o tempo de retenção hidráulico.
a) Determinar o volume do tanque de arejamento.

$$V = \frac{(58473 \text{ Kg})(1000 \frac{\text{g}}{\text{kg}})}{(4000 \frac{\text{g}}{\text{m}^3})} = \mathbf{14618,3 \text{ m}^3}$$

- b) Determinar o TRH do tanque de arejamento.

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

$$\tau = \frac{(14618,3 \text{ m}^3)(24 \frac{\text{h}}{\text{d}})}{31730 \text{ m}^3/\text{d}} = \mathbf{11,1 \text{ h}}$$

- c) Determinar MLSSV.

$$MLSSV = 0,59 * 4000 = \mathbf{2360 \text{ g/m}^3}$$

- 7) Determinar a razão A/M e a carga volumétrica.
a) Determinar razão A/M.

$$F/M = \frac{QS_o}{XV}$$

$$\frac{A}{M} = \frac{(31730 \frac{\text{m}^3}{\text{d}})(234 \frac{\text{g}}{\text{m}^3})}{(2360 \frac{\text{g}}{\text{m}^3})(14618,3 \text{ m}^3)} = \mathbf{0,22 \frac{\text{g CBO}}{\text{g MLSSV} \cdot \text{d}}}$$

- b) Determinar a carga volumétrica.

$$L_{\text{org}} = \frac{QS_o}{V}$$

$$L_{\text{org}} = \frac{(31730 \frac{\text{m}^3}{\text{d}})(234 \frac{\text{g}}{\text{m}^3})}{(1000 \frac{\text{g}}{\text{kg}})(14618,3 \text{ m}^3)} = \mathbf{0,51 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3 \cdot \text{d}}}$$

8) Determinar as necessidades de oxigénio.

$$R_o = Q(S_o - S) - 1.42 P_{X, \text{bio}} + 4.33 Q(\text{NO}_x)$$

$$R_o = \left(31730 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right) \left[(631,8 - 1,05) \frac{\text{g}}{\text{m}^3} \right] \left(0,001 \frac{\text{kg}}{\text{g}}\right) - 1,42 \left(3236 \frac{\text{Kg}}{\text{d}}\right) + 4,33 \left(31730 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right) \left(51,3 \frac{\text{g}}{\text{m}^3}\right) \left(0,001 \frac{\text{kg}}{\text{g}}\right) = 936,1 \text{ kg/d}$$

9) Alcalinidade adicionada.

a)

Alcalinidade afluente: 140 g/m^3 (Assumido face à gama de alcalinidade ($100\text{-}150 \text{ g/m}^3$) da água captada do Carvoeiro)

Quantidade de azoto convertido a nitrato: $\text{NO}_x = 51,3 \text{ g/m}^3$

Alcalinidade utilizada para nitrificação = $7,14 \text{ g CaCO}_3/\text{g NH}_4\text{-N} * 51,3 \text{ g/m}^3$
 $= 366,3 \text{ g/m}^3 \text{ CaCO}_3$

Alcalinidade residual para manter o pH entre 7 e 8: 80 g/m^3 (Assumido)

$$\text{Alcalinidade adicionada} = 80 - 140 + 366,3 = 306,3 \text{ g/m}^3$$

$$\begin{aligned} \text{Alcalinidade Necessária} &= 31730 \left(\frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right) * 306,3 \left(\frac{\text{g}}{\text{m}^3}\right) * 0,001 \left(\frac{\text{kg}}{\text{g}}\right) \\ &= 9719 \frac{\text{kg}}{\text{d}} \text{ como CaCO}_3 \end{aligned}$$

b) Alcalinidade necessária como $\text{Na}(\text{HCO}_3)$

Peso equivalente de $\text{CaCO}_3 = 50 \text{ g/eq}$

Peso equivalente de $\text{Na}(\text{HCO}_3) = 84 \text{ g/eq}$

$$\text{Na}(\text{HCO}_3)_{\text{nec}} = \frac{9719 * 84}{50} = 16328 \frac{\text{kg}}{\text{d}} \text{ em NaHCO}_3$$

10) Dimensionamento do decantador secundário

a) Cálculo da razão de recirculação

$$R = \frac{X}{X_r - X}$$

$$R = \frac{4000}{8002 - 4000} = 0,99 = 1$$

Uma vez que o caudal utilizado no dimensionamento do sistema para nitrificação e desnitrificação é o mesmo do ano 2012 e o dimensionamento do Decantador secundário não

é necessário o dimensionamento deste órgão, operando assim nas condições em que opera atualmente mas em 3 unidades em vez das atuais duas, uma para cada tanque de arejamento.

A Tabela 14 resume os principais parâmetros obtidos do dimensionamento realizado para remoção de matéria orgânica, assim como para nitrificação e desnitrificação, comparando-os com os parâmetros reais do sistema existente.

Na escolha do caudal a utilizar, foi adotado o caudal médio ocorrido em 2012 e não o caudal assumido para o HP, superior ao de 2012, uma vez que não se prevê num futuro próximo novas ligações ao sistema, sendo que um possível aumento do caudal industrial afluyente será compensado por uma diminuição da capitação.

Quanto ao valor de MLSS, adotou-se o valor de 4000 g/m^3 , o mais habitual desde que a ETAR entrou em funcionamento.

Uma vez que pelos resultados das medições realizadas a concentração de Nitrato à entrada do reator biológico era praticamente igual à concentração na sua saída, definiu-se que a ETAR não realiza Nitrificação e ao definir uma concentração de $\text{NH}_4\text{-N}$ igual a $0,5 \text{ g/m}^3$ estabelecemos que esta passa a realizar uma Nitrificação praticamente total. Os restantes valores assumidos correspondem normalmente aos valores intermédios das gamas recomendadas em Metcalf & Eddy, 2003.

Pela análise da Tabela 14 verificou-se a grande aproximação de parâmetros como o volume do RB, TRH, razão A/M e carga volumétrica entre o sistema dimensionado e o real, para remoção de matéria orgânica.

Comparando o sistema de remoção de matéria orgânica com o de nitrificação verificou-se, como esperado, que o TRS aumenta aproximadamente 2 dias, o volume necessário aumenta para $14\,618,3 \text{ m}^3$ e o TRH aumenta para 11,1 horas.

A quantidade de lamas produzidas permanece próxima nas três variáveis do sistema.

A razão A/M sobe ligeiramente para $0,22 \text{ g/g.d.}$

Também como esperado, a necessidade de oxigénio do sistema de remoção de azoto aumenta.

Tabela 14-Comparação do sistemas existente com o dimensionado para remoção de matéria orgânica e nitrificação e desnitrificação

Parâmetro de Projeto	Unidade	Real	Dimensionado	
		Remoção Mat. Org.	Remoção Mat. Org.	Remoção Mat. Org. + Nitrificação
Caudal Médio Água Residual	m ³ /d	31 730	31 730	31 730
Carga mássica CBO	kg/d	7 425	7 425	7 425
Carga mássica TKN	kg/d	2 031	-	2 031
TRS	d	7,3	7,3	9,5
Tanques Arejamento	Unidades	2	2	3
Vol. Tanque Arejamento	m ³	9 590	9 568	14 618
TRH	h	7,3	7,2	11,1
MLSS	g/m ³	4 915	4 915	4 000
MLSSV	g/m ³	3 763	3 763	2 360
F/M	g/g.d	0,21	0,21	0,22
Carga Volumétrica	kg CBO/m ³ .d	0,77	0,78	0,51
Produção de Lamas	kg/d	5 742	6 442	6 155
Necessidade Oxigénio	kg/h	600	628	936,1
Razao RAS	-	1	1	1
Carga Hidráulica Sed. Sec	m ³ /m ² .d	15,6	15,6	15,6
Clarificadores	Unidades	2	2	3
Alcalinidade adicionada	kg/d	-	-	9 719
CBO Efluente	g/m ³	15	(*)	(*)
SST Efluente	g/m ³	26	(*)	(*)
NH4-N	g/m ³	-	-	0,5

(*) Não Determinado

3.2.3.3. Dimensionamento do sistema para Desnitrificação

Para o dimensionamento do reator anóxico optou-se por seguir o modelo SDNR (*specific denitrification rate*), utilizando como dados base os presentes nas Tabelas 15 e 16.

Tabela 15- Características da água residual, 2012

Constituinte	Concentração, g/m ³
CBO	234
bCQO	631,8
rbCQO (*)	228
NOx	51,3
Alcalinidade (*)	140

(*)-Assumido

Tabela 16- Características de projeto

Parâmetro	Unidade	Valor
Caudal Afluente	m ³ /d	31 730
Temperatura	°C	19,9
MLSS (*)	g/m ³	4 000
MLSSV	g/m ³	2 360
TRS Aeróbio	d	9,5
Volume Tanque Arejamento	m ³	14 618,3
Potência de agitação (*)	kW/1000 m ³	10
Razão RAS	-	1
R ₀	kg/h	936,1

(*)-Assumido

No dimensionamento do reator para desnitrificação, o procedimento utilizado foi o descrito de seguida.

- 1) Determinar a concentração da biomassa ativa.

$$X_b = \left[\frac{Q(SRT)}{V} \right] \left[\frac{Y(S_o - S)}{1 + (k_d)SRT} \right]$$

$$X_b = \frac{\left(31730 \frac{m^3}{d} \right) (9,5d) \left(0,3 \frac{gSSV}{gCQO} \right) \left(631,8 \frac{g}{m^3} \right)}{\left(1 + \left(0,12 \frac{g}{g \cdot d} \right) (9,5d) \right) (14618,3)} = 1826 \text{ g/m}^3$$

Determinar a razão IR

$$IR = \frac{NO_x}{N_e} - 1.0 - R$$

$$IR = \frac{63,6}{10} - 1 - 1 = 4,36$$

- 2) Determinar a quantidade de NO₃-N alimentada ao reator anóxico
 a) Caudal para o tanque anóxico

$$\text{Flowrate to anoxic tank} = IR Q + RQ$$

$$= 4,36 * \left(31730 \frac{m^3}{d}\right) + 1 * \left(31730 \frac{m^3}{d}\right) = 170073 m^3/d$$

- b) NO_x alimentado

$$NO_x = 170073 m^3/d * 10 g/m^3 = 1700730 g/d = 1701 kg/d$$

- 3) Determinar o volume anóxico

Iniciou-se o processo com um $\tau=2,5h$ porém, a percentagem de remoção de nitrato era de apenas 92% da quantidade de nitrato alimentado. Então, foi-se aumentando gradualmente o valor de τ até que a capacidade de remoção de nitrato superasse a quantidade de nitrato alimentado, o que conduziu a um valor de $\tau=3,5h$.

$$\tau = \frac{3,5 h}{24 \left(\frac{h}{d}\right)} = 0,146 d$$

$$V_{anox} = (0,146 d) \left(31730 \frac{m^3}{d}\right) = 4633 m^3$$

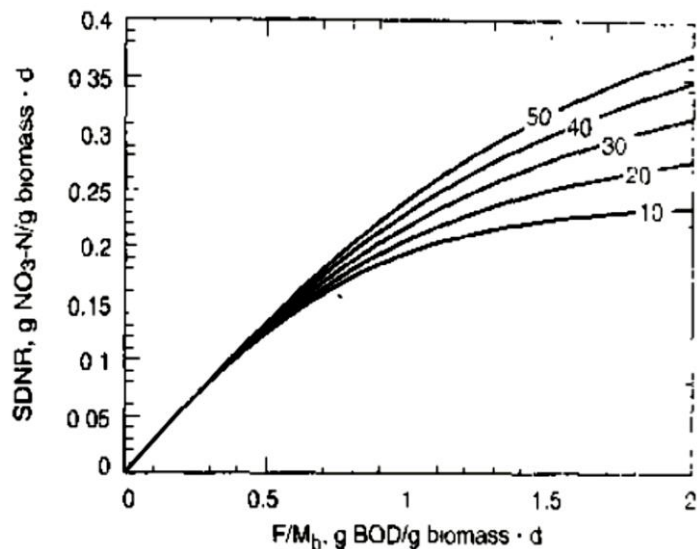
- 4) Determinar F/M_b

$$F/M_b = \frac{QS_o}{V_{anox}(X_b)}$$

$$\frac{F}{Mb} = \frac{\left(31730 \frac{m^3}{d}\right) \left(234 \frac{g}{m^3}\right)}{\left(4633 \frac{m^3}{d}\right) \left(1826 \frac{g}{m^3}\right)} = 0,88 \frac{g}{g \cdot d}$$

- 5) Determinar os valores de SDNR

$$\text{Fração rbCQO} = 0,36$$



Com os valores da fração rbCQO (=36%) e de F/Mb, determinado no ponto 5 (=0,88), determinou-se o valor de SDNR, igual a 0,22 g/g.d

$$SDNR_{19,9^{\circ}C} = 0,22 * 1,026^{19,9-20} = 0,22 \frac{g \text{ NO}_3\text{-N}}{g \text{ biomassa} \cdot d}$$

6) Determinar a quantidade de nitrato que pode ser reduzida

$$NO_r = (V_{nox}) (SDNR) (MLVSS, \text{biomass})$$

$$NO_r = \left(0,22 \frac{g}{g \cdot d}\right) (4633 \text{ m}^3) \left(1826 \frac{g}{\text{m}^3}\right) = 1861200 \frac{g}{d} = 1861,2 \text{ kg/d}$$

Comparar o valor determinado com o convencional

$$SDNR (MLSS) = (0,25) (X_b/X_T)$$

$$SDNR(MLSS) = 0,25 \left(\frac{1826}{4000}\right) = 0,11 \frac{g}{g \cdot d}$$

O valor determinado encontra-se dentro da gama ideal 0,04-0,42 g/g.d

7) Determinar o crédito de oxigénio

$$R_0 (\text{Sem Nitrificação}) = 628 \text{ kg/d}$$

Crédito de oxigénio

$$= \frac{2,86 \text{ g O}_2}{g \text{ NO}_3\text{-N}} \left((63,6 - 10) \frac{g}{\text{m}^3} \right) (31,73) = 4864 \text{ kg/d} = 203 \text{ kg/h}$$

$$\text{Crédito líquido de oxigénio} = 628 - 203 = 425 \text{ kg/h}$$

Poupança de 32%.

8) Verificar alcalinidade

a) Balanço mássica à alcalinidade

- Alcalinidade do efluente: 140 g/m^3 (Assumido)
- Alcalinidade utilizada: $7,14 (63,6 \text{ g NO}_3\text{-N/m}^3)=454,1 \text{ g/m}^3$
- Alcalinidade produzida: $3,57 ((63,6-10)\text{g/m}^3)=191,4 \text{ g/m}^3$
- Alcalinidade necessária para manter o pH neutro: 80 g/m^3 como CaCO_3

b) Alcalinidade a adicionar

Alcalinidade a adicionar= $(80-140-191,4+454,1)\text{g/m}^3=202,7 \text{ g/m}^3$ como CaCO_3

Massa de alcalinidade necessária= $(202,7 \text{ g/m}^3)(31,73)=6432 \text{ kg/d}$ como CaCO_3

c) Alcalinidade poupada= $9719-6432=3287 \text{ kg/d}$

9) Determinar a potência necessária para a zona anóxica

Energia necessária para a mistura= $10 \text{ kW}/10^3 \text{ m}^3$ (Assumido)

Volume= 4633 m^3

$$\text{Potência} = (4633 \text{ m}^3) \left(\frac{10 \text{ kW}}{10^3 \text{ m}^3} \right) = 46,3 \text{ kW} \approx 47 \text{ kW}$$

10) Sumário

A Tabela 17 mostra os resultados obtidos do dimensionamento realizado para desnitrificação.

Tabela 17-Resultados obtidos do dimensionamento do sistema para desnitrificação

Parâmetro	Unidade	Valor
NO ₃ -N Efluente (Escolhido)	g/m ³	10
IR	-	4,36
RAS	-	1
Volume Anóxico	m ³	4 633
MLSS	g/m ³	4 000
SDNR	g/g.d	0,22
TRH	h	3,5
Potência de Agitação	kW	46,3
Alcalinidade necessária	kg/d	6 432

Do dimensionamento efetuado para desnitrificação resultou um volume necessário para o tanque anóxico igual a $4\ 633\ \text{m}^3$ e um TRH de 3,5 horas. Para a agitação mecânica do reator anóxico será necessário um potência de agitação de sensivelmente 47 kW sendo ainda necessário diariamente $6\ 432\ \text{kg}$ de alcalinidade.

3.2.4. Análise dos resultados obtidos e proposta de soluções

No ponto 3.2.3.1. foi realizado o dimensionamento do sistema de tratamento nitrificação, que se definiu como praticamente total, sendo para isso necessário um reator com um volume total de $14\ 618,3\ \text{m}^3$.

No ponto 3.2.3.2, do dimensionamento efetuado para desnitrificação, resultou um volume necessário de $4\ 633\ \text{m}^3$.

Assim, no total, o volume necessário para que a ETAR passe a realizar nitrificação e desnitrificação é $19\ 251,3\ \text{m}^3$.

Como já referido anteriormente, a ETAR opera atualmente com dois dos três reatores biológicos existentes, dispondo assim de $4\ 795,2\ \text{m}^3$ de volume disponível.

A solução proposta para que a ETAR passe a realizar nitrificação e desnitrificação passa por utilizar um esquema de quatro reatores em série, com a utilização do reator biológico que atualmente não é utilizado, sendo que o primeiro irá operar em regime anóxico (reator 1), realizando desnitrificação e os restantes três (reatores 2,3 e 4) efetuarão a remoção de matéria orgânica e nitrificação, com a construção do quarto reator com $4\ 868\ \text{m}^3$ de volume unitário.

Esquemáticamente na Figura 33, a proposta apresentada anteriormente.



Figura 33-Solução proposta para nitrificação e desnitrificação

4. Atividades Complementares Efetuadas

Durante o estágio foram várias as atividades desenvolvidas. No entanto, houve atividades que foram realizadas mais aprofundadamente e outras na forma de acompanhamento e observação, de modo a assimilar o máximo de conhecimentos na área de tratamento de águas residuais. As principais atividades são as enumeradas de seguida.

4.1. Análise e interpretação dos dados de operação e caudais do ano 2013

Ao longo do estágio foi realizada uma compilação e análise, dos dados operatórios do ano 2013. A metodologia seguida foi em tudo igual à realizada no ponto 2.3.2. deste relatório. Com esta análise obteve-se uma perspetiva mais completa daquilo que é operar uma ETAR pois os resultados obtidos mostraram o quão “elástica” poderá ser a gestão de uma ETAR no que aos parâmetros operatórios diz respeito.

A Tabela 18 compara os principais dados de operação de 2012 com os de 2013.

Tabela 18-Comparação entre os dados de operação de 2012 e 2013

	Unidades	Intervalo Recomendado	2012	2013
Q médio	m^3/d	-	31 730	32 269
CBO médio	g/m^3	-	387	198
CQO médio	g/m^3	-	1 616	557
SST médio	g/m^3	-	1 266	288
Eficiência global de remoção de CBO₅	%	-	96	93
Eficiência global de remoção de CQO	%	-	94	87
Eficiência global de remoção de SST	%	-	98	90
Biodegradabilidade média			0,25	0,36
MLSS médio	g/m^3	1500-4000	4 915	2 604
MLSSV médio	g/m^3	-	3 763	2 159
Razão A/M média	kg CBO/kg $MLSSV.d$	0,2-0,6	0,21	0,24
Idade de Lamas média	d	3-15	7,3	16,1

Comparativamente ao verificado em 2012, foi evidente a grande alteração das características do afluente em 2013 relativamente às concentrações de CBO₅, CQO e SST o que, obrigatoriamente, condiciona todo o processo de tratamento pois, face à qualidade do efluente bruto, é necessário ajustar os parâmetros operatórios da ETAR.

Durante o período de tempo analisado, a ETAR operou com concentrações de CBO_5 , CQO e SST muito inferiores às verificadas em 2012 (com concentrações de CQO e SST inferiores em aproximadamente 1000 g/m^3 comparativamente a 2012), os valores de MLSS situaram-se dentro do intervalo ideal $1\ 500\text{-}4\ 000 \text{ g/m}^3$, algo que não ocorreu em 2012 e o valor de razão A/M esteve igualmente dentro da gama ideal. Porém, face às características do afluente, que em 2013 chegou muito diluído devido à elevada pluviosidade, essencialmente em Março e Abril, a concentração de MLSSV no reator diminuiu consideravelmente, tendo sido necessário parar a extração de lamas em excesso, recirculando todas as lamas retiradas do tanque biológico na tentativa de concentrar o licor misto. Esta situação provocou um grande aumento da Idade das Lamas, levando a um grande aumento da IL média.

Assim, com base nesta simples análise, concluiu-se que o efluente bruto poderá ser muito variável na sua composição o que torna muitas vezes impossível operar dentro dos intervalos ideais teóricos de todos os parâmetros presentes nas bibliografias. Porém, isso não significa que a ETAR tenha operado de forma menos eficiente, poderá sim na maior parte dos casos, necessitar de uma monitorização mais exigente. Uma vez que todos os parâmetros operatórios estão relacionados, é provável que em algumas situações, durante um determinado período de tempo, para se manter um parâmetro próximo dos valores recomendados se tenha de operar com outro parâmetro fora do ideal recomendado, como explicado anteriormente em relação ao MLSSV e IL.

4.2. Inventário do equipamento existente nas Estações Elevatórias

Esta atividade, consistiu no acompanhamento de uma equipa técnica da SIMRIA nas deslocações a várias Estações Elevatórias (EE), com o objetivo de efetuar um inventário do equipamento nelas existente. Este inventário, irá permitir um controlo mais rigoroso do equipamento existente em cada EE assim como informatizar as ordens de trabalho e atribuir ao equipamento o seu histórico de manutenções e/ou reparações. Desta forma, foi possível conhecer o modo como as águas residuais são transportadas até à ETAR e ainda compreender o modo de funcionamento de uma EE, descrito resumidamente em seguida.



Figura 34-Estação Elevatória

Uma Estação Elevatória (EE) de águas residuais é uma instalação que permite o transporte das águas residuais por bombagem (elevação), para locais situados a altitudes superiores ou iguais e podem estar integradas num emissário ou na rede de drenagem. Frequentemente, recebem efluente de uma estação a montante no sistema e também de um ponto de entrada local.

Uma EE é constituída essencialmente por três unidades: o Pré-tratamento, o Poço de Sucção e a Casa das Bombas.

A unidade de pré-tratamento realiza tratamento preliminar através da remoção dos gradados das águas residuais. Estes gradados não são mais que os sólidos de grandes dimensões e são retirados por meio de grades ou tamisadores. Em paralelo com o tamisador existe sempre um canal com uma grade manual que permite o desvio do caudal. Esta grade tem de ser limpa manualmente pelos operadores.



Figura 35-Exemplo do interior de uma EE

De seguida o efluente entra no poço de bombagem que armazena as águas residuais antes de serem bombadas. No interior do poço de bombagem existem eletrobombas, constituídas por uma bomba e motor submersíveis, para elevar as águas residuais. As eletrobombas são controladas por bóias ou sensor de ultrassons, de acordo com o nível das águas no interior do poço de bombagem.

Algumas das EE da SIMRIA possuem equipamentos de monitorização da concentração de gases nocivos bem como sistemas de desodorização e tratamento de ar.



Figura 36-Torre de carvão ativado

As EE possuem também sistemas de medição de vários parâmetros (pH, potencial redox, concentração de cloretos no efluente, pressão, etc.)

A par das EE existem câmaras subterrâneas com válvulas de manobras e seccionamento de troços de conduta assim como reservatórios de proteção das condutas contra o choque hidráulico ou golpe de aríete.

Todas as EE possuem um quadro elétrico de comando.

Quase a totalidade das EE são geridas pelo sistema de telegestão da SIMRIA, constituído por uma rede de comunicações entre os autómatos que gerem a quase totalidade das estações elevatórias e uma central de despacho instalada na ETAR NORTE, em Cacia, tendo como principal objetivo a realização de ações remotas de sinalização, comando e aquisição de dados, além de uma componente de televigilância.

4.3. Ensaios de floculação para determinação da dose ideal de floculante a utilizar a montante da entrada das lamas nos espessadores

As águas residuais e potáveis, em quantidades diferentes, contêm material suspenso, sólidos que podem sedimentar e/ou sólidos dispersos que não sedimentam graviticamente. Uma parte considerável desses sólidos que não sedimentam podem ser coloides. Nos coloides, cada partícula encontra-se estabilizada por uma série de cargas (elétricas) superficiais do mesmo sinal as quais geram entre si repulsão eletrostática. Uma vez que este fenómeno impede o choque entre as partículas, não existe tendência natural para que as partículas formem agregados de maiores dimensões, designados por flocos.

As operações de coagulação e floculação desestabilizam os coloides conseguindo a sua sedimentabilidade. Isto consegue-se em geral pela adição de agentes químicos aplicando energia de mistura (agitação). Vulgarmente os termos coagulação e floculação utilizam-se indistintamente em relação à formação de agregados de partículas. No entanto, convém salientar as diferenças conceptuais entre estas duas operações. Geralmente, a confusão provém do facto de ambas as ações (coagulação e floculação) decorrerem simultaneamente. Em rigor, a coagulação corresponde ao fenómeno de desestabilização da suspensão coloidal, enquanto que a floculação se limita às ações de transporte das partículas coaguladas para provocar colisões entre elas promovendo a sua aglomeração.

Floculação: aglomeração das partículas desestabilizadas primeiro em microflocos e posteriormente em aglomerados mais volumosos chamados flocos.

Durante o processo de floculação, os agregados de partículas, inicialmente pequenos, tendem a juntar-se em aglomerados de maiores dimensões (capazes de sedimentar graviticamente), quando se promove o contacto entre eles através de agitação da suspensão.



Figura 37-Ensaio de floculação

A SIMRIA utiliza na ETAR Norte um floculante na etapa de desidratação com o objetivo de melhorar a eficiência deste processo.

Estes ensaios de floculação foram realizados de forma a perceber qual seria a melhor dose de floculante, que seria misturado com a lama após a câmara de mistura das lamas, na tentativa de aumentar a percentagem de matéria seca logo nos espessadores (onde também é reduzida) esperando assim que a percentagem de matéria seca nos digestores aumente, aumentando consequentemente a quantidade de biogás produzido.

Com esta atividade, essencialmente de observação, foi possível verificar como são realizados estes ensaios a nível empresarial.

4.4.Verificação da conformidade das Guias de Acompanhamento de Resíduos (GAR)

As lamas são um subproduto resultante do tratamento de águas residuais, provenientes essencialmente da acumulação dos sólidos em suspensão na água residual afluyente, geralmente transformados pela ação de microrganismos em ação durante o tratamento.

O produtor das lamas ou a empresa responsável pela sua gestão tal como é estabelecido na legislação (Decreto-Lei nº 118/2006 de 21 de Junho, Despacho nº 10997/2003, 5 de Junho (2ª série, Decreto-Lei nº 118/2006, de 21 de Junho) deverão ser responsáveis pela forma como irão ser utilizadas/valorizadas ou colocadas em depósitos de lamas/resíduos, respetivamente. Face a esta obrigação legal, a SIMRIA estabeleceu um contrato com uma empresa licenciada para a Gestão de Resíduos Orgânicos, Produção de Fertilizantes e Consultoria Agroflorestal, I.NETO, a qual procede à valorização das lamas por compostagem.

O processo inicia-se com a recolha das lamas na ETAR por um camião, pesado antes e após a recolha, para aferição da quantidade de lamas recolhidas e preenchimento da respetiva guia de acompanhamento de resíduos (GAR) com o código LER 190805. Mensalmente é enviado para a ETAR Norte um registo com a quantidade de lamas recebida pela empresa I.NETO, bem como cópias da terceira via das GAR.

A documentação referida no parágrafo anterior é verificada pela SIMRIA enquanto produtora do resíduo pelas seguintes razões:

- Trata-se de uma transação comercial;
- A quantidade de lama produzida anualmente é comunicada a entidades oficiais;
- Sendo a SIMRIA uma empresa certificada, este processo poderá ser alvo de auditoria.

Então, foi realizado um trabalho intensivo de verificação de conformidade entre as guias de transporte e as quantidades declaradas como recebidas na empresa I.NETO de forma a encontrar, relatar e corrigir possíveis erros que tenham ocorrido para a ETAR Norte, Sul e ETAR de Espinho, respeitante ao ano de 2012.

No final, foram raras as não conformidades encontradas sendo que as registadas foram de fácil resolução.

Com este trabalho foi possível participar nas atividades de preparação para uma auditoria assim como compreender o modo de como é feita a gestão das lamas numa ETAR.

4.5. Acompanhamento dos operadores da ETAR no seu trabalho diário

Ao longo do estágio foi possível acompanhar os trabalhos diários que ocorrem na ETAR. Estes trabalhos são realizados pelas equipas de operadores e visam a operação, regulação e manutenção da ETAR.

De forma resumida, têm como principais atividades desenvolver as operações básicas de condução e conservação de uma estação de tratamento de águas residuais, executar os procedimentos técnicos associados ao controlo de funcionamento da ETAR e proceder à aferição e regulação dos parâmetros de condução e ainda de executar as rotinas de operação (vigilância e regulação) e de manutenção preventiva, bem como o diagnóstico de avarias (causas e procedimentos de atuação).

Este acompanhamento permitiu conhecer mais de perto o que acontece diariamente numa ETAR, que problemas podem surgir, sejam de equipamentos ou de operação e verificar como esses problemas são resolvidos pelos operadores no terreno, com uma constante aprendizagem e troca de ideias.

Grande parte dos trabalhos participados foram essencialmente de diagnóstico, manutenção ou reparação de equipamentos da ETAR.

Foi também possível participar em várias rondas diárias realizadas pelos operadores para recolha dos dados operacionais e amostras de água residual e de lama em vários pontos de amostragem.

Os pontos de amostragem encontram-se representados na Figura 38.



Figura 38-Pontos de amostragem da ETAR Norte

As rondas realizadas são fundamentais para caracterizar o desempenho da ETAR.

No final de cada ronda, foi possível participar na inserção dos dados recolhidos num *software* de gestão da operação- NAVIA.

Este programa permite o registo de dados para consulta, bem como a produção de relatórios que relacionam várias variáveis de operação, constituindo uma importante ferramenta de trabalho de apoio à gestão e operação de ETAR.

4.6.Acompanhamento das condições de operação da ETAR Norte

Durante o estágio foi-me possível acompanhar as condições de operação da ETAR através da recolha de dados, quer por intermédio de rondas diárias quer através do Sinóptico instalado na sala de comando. Este sinóptico permite a visualização instantânea das várias etapas do tratamento, bem como de vários equipamentos instalados: caudalímetros, bombas, sensores, medidores de pH, OD e circuito de tubagens, possibilitando a aquisição instantânea de variáveis essenciais para a operação de todo o sistema, como as compiladas na Figura 38.

Local	Parâmetro	Unidade	Data										
			19/06/2013	21/06/2013	24/06/2013	25/06/2013	01/07/2013	02/07/2013	03/07/2013	04/07/2013	05/07/2013	09/07/2013	10/07/2013
Obra Entrada	Caudal	m3/h	678	570	739,25	150,46	1118	706	25,8	-	-	565	211
	pH	-	-	6,95	6,82	7,1	7,14	6,81	7,42	-	-	7,29	7,3
	SST	mg/L	-	53,2	69,51	68,8	66,54	68,02	84,97	-	-	-	887,5
	Temperatura	°C	-	23,4	24,8	24,8	24,9	27,2	26,5	-	-	-	29
	OD	mg/L	0,05	0,07	0,08	0,08	0,05	0,04	0,05	-	-	-	0,05
Dec. Primária	Q Lamas Câmara Mistura	m3/h	50	61,34	0,29	62,27	0,23	0,23	0,23	47,74	0,23	0,23	0,23
Reator Biológico	Oxigénio Dissolvido	mg/L	1,31	3,42	0,49	0,52	1,03	1,03	0,45	1,3	0,36	0,28	0,01
Dec. Secundário	Lamas Recirculadas		1100	1098	1086		1079	1090	1105	1105	1095,2	1079	1092,3
	Lamas Excesso	m3/h	0,12	0,12	0,12	0,12	158,8	158,22	0,12	0,12	0,12	158,68	0,12
	Água Tratada		1129	996	721,93	842,01	962	946,18	598,96	1064,8	483	996,8	512,15
Água Tratada	Caudal	m3/h	1112	1008	701,68	866,61	954	921,59	559,9	1044,58	490,45	833,33	559,9
	pH	-	7,36	7,56	7,48	7,5	7,6	7,57	7,57	7,59	7,55	7,63	7,53
	Temperatura	°C	8,24	8,28	8,57	3,64	0	0	-	0	0	-	-
	Oxigénio Dissolvido	mg/L	0,78	1,04	0,91	0,91	0,15	0,14	0,24	0,33	0,25	0,22	0,14
	SST		0,43	0,43	300,43	0,52	0,52	0,43	0,43	0,52	0,52	0,52	0,52
Digestor 1	Caudal	m3/h	10,36	9,81	10,21	10,33	12,18	13,43	11,83	11,83	11,78	12,01	11,52
	pH	-	6,87	6,88	6,87	6,89	7,09	7,11	7,18	7,14	7,16	7,32	7,31
Digestor 2	Caudal	m3/h	11,27	6,19	6,19	11,34	12,38	13,08	12,75	12,21	12,87	13,22	13,28
	pH	-	7,65	7,66	7,67	7,65	7,7	7,71	7,73	7,71	7,72	7,75	7,76
	Q DS para FB	m3/h	11,57	11,43	11,91	0	0	0	0	0	0	10,45	12,21
Biogás	Produzido DP1		88,4	61,19	60,63	57,44	60,62	43,26	50,06	33,28	34,14	38,34	55,84
	Produzido DP2		87,09	76,24	50,49	58,88	68	56,28	43,69	34,77	39,78	46,88	41,96
	Consumido Tocha	m3/h	-	12,44	16,78	27,34	5,93	0,58	2,31	42,82	0,58	3,47	2,89
	Consumido Motogeradores		-	151,19	152,05	148,15	151,19	142,51	149,74	1,59	146,27	148,44	147
	Consumido Caldeiras		-	0,72	0,72	1,3	1,59	1,01	1,59	1,3	1,3	0,87	0,87

Figura 39-Dados de operação recolhidos

Através do Sinóptico é ainda possível com um clique no equipamento desejado, alternar o seu modo de funcionamento de automático (pré temporizado) para manual. Existe também a possibilidade de alterar a temporização dos vários equipamentos em funcionamento e realizar consultas de gráficos, históricos e relatórios diários.

A Figura 40 mostra o aspeto geral do Sinóptico.

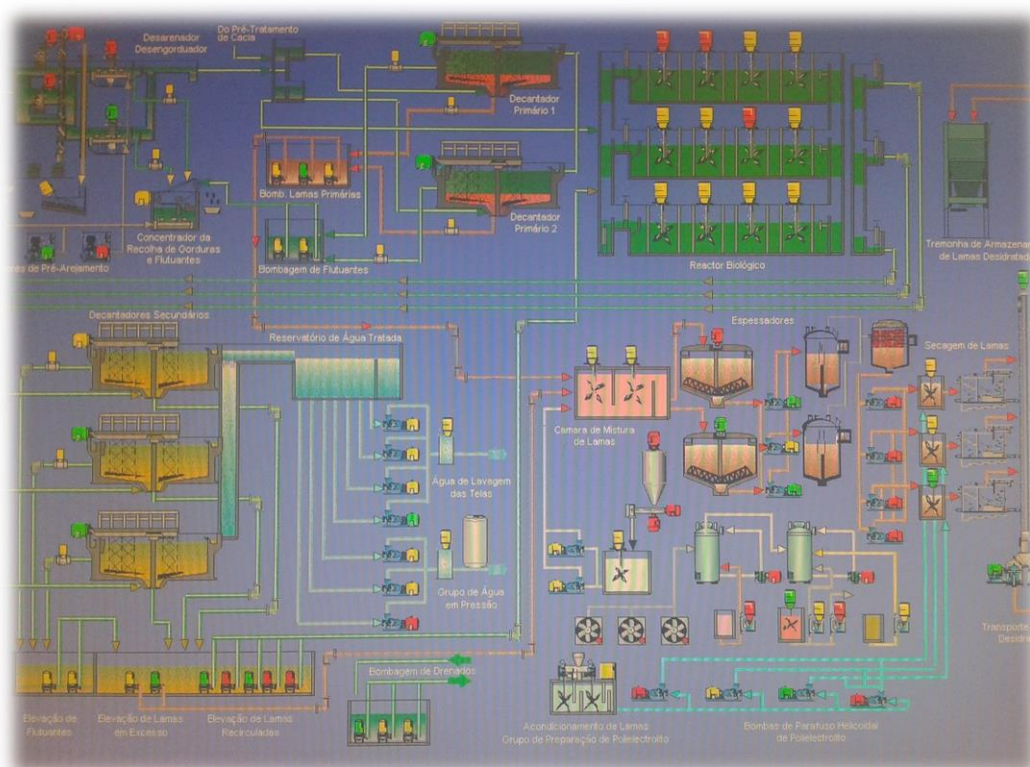


Figura 40-Aspeto geral do Sinóptico

5. Conclusões

O trabalho realizado ao longo do período de estágio permitiu a aquisição de importantes conhecimentos relativos ao tratamento de águas residuais urbanas. Para tal, muito contribuiu o facto de ter sido possível estagiar na ETAR.

Daquele que foi o principal objetivo do estágio, o dimensionamento para Nitrificação e Desnitrificação, conseguiu-se numa primeira fase validar um conjunto de razões de distribuição de matéria orgânica e de constantes cinéticas, através da sua adequação à determinação do volume do reator necessário à degradação da matéria orgânica, utilizando os dados médios de operação da ETAR em 2012, conseguindo uma aproximação de 99 % entre o volume dimensionado e o existente na realidade. Com o modelo validado, realizou-se o dimensionamento do sistema para Nitrificação e Desnitrificação do qual resultou um volume total necessário de 19 251,3 m³ sendo possível utilizar 4 795,2 m³ do reator biológico que atualmente não é utilizado sendo assim necessária a construção de um reator adicional com 4 868 m³. A operação passaria a realizar-se num reator em série em que o primeiro reator, já existente, irá operar em regime anóxico com os restantes dois reatores existentes mais o reator a construir, a realizarem remoção de matéria orgânica.

Como já referido, para a realização do dimensionamento foram assumidas e validadas algumas razões e frações de matéria orgânica assim como constantes cinéticas. Apesar da validação efetuada e, uma vez que todas as frações da matéria orgânica e constantes cinéticas

serem passíveis de ser determinadas experimentalmente, recomenda-se a sua determinação num futuro dimensionamento.

Para atingir este objetivo principal foi necessário primeiramente possuir um conhecimento profundo, não só do processo de tratamento, como também de todos os equipamentos envolvidos nas várias etapas e a forma como operam e como são operados.

Também, a análise feita aos dados recolhidos na ETAR sobre os parâmetros de controlo foi um objetivo que permitiu a familiarização com os parâmetros que são determinantes no controlo do processo. Pela análise do caudal afluente verificou-se que este, em 2012 e 2013 (durante o período analisado), foi de aproximadamente 32 000 m³/d, correspondendo sensivelmente a 68% do caudal considerado para o horizonte de projeto, não havendo atualmente perspetivas de aumento do caudal afluente à ETAR.

Com esta compilação e análise dos dados analíticos de 2012 e 2013, sendo a análise aos dados de 2013 realizada como atividade complementar, foi possível conhecer melhor o funcionamento da ETAR Norte da SIMRIA, estudar e relacionar os dados analisados, nomeadamente os caudais de funcionamento e os parâmetros operacionais, percebendo assim o quão diferente podem ser os afluentes de dois anos consecutivos e como essa diferente composição condiciona a operação da ETAR.

De uma forma geral, pode dizer-se que ao longo do ano de estudo não se verificou uma clara variação sazonal dos parâmetros analisados como se pode verificar na Figura 23 muito pelo facto do ano 2012 ter sido um ano muito atípico, em que a precipitação ocorrida foi muito reduzida.

Pela Figura 24, verificou-se ainda que os parâmetros (CBO₅, CQO e SST) apresentam uma relação direta efetiva com o caudal de entrada uma vez que, quando o caudal é muito elevado a concentração do parâmetro é mais reduzida sendo que o caudal de entrada é afetado pela precipitação (Figura 24).

Ainda em relação aos parâmetros analisados verificou-se que a sua concentração superou, quase na totalidade dos meses, a considerada para o Horizonte de Projeto. Verificou-se também que a ETAR cumpriu plenamente com os VLE constantes na Licença de Utilização dos Recursos Hídricos para Rejeição de Águas Residuais (Figs. 21, 22 e 23).

No que aos parâmetros de controlo do reator biológico diz respeito, verificou-se que estes operaram com valores de MLSS acima da gama recomendada para a tipologia do processo de tratamento. A operação com elevados valores de MLSS no RB permite uma maior segurança de operação pois nos períodos em que a água residual chega muito diluída (o que se verificou em 2013) permite, ainda que a concentração de MLSS caia, manter a operação dentro da gama de valores recomendada, o que possivelmente não ocorreria caso a operação fosse realizada com valores inferiores de MLSS. Pela Figura 28 verificou-se que a razão A/M foi influenciada pela carga afluente, tendo os reatores sido operados com relativas reduzidas razões A/M. Como atividade complementar foi realizada toda a análise até aqui descrita para o afluente de 2013, comparando com os dados de 2012. As conclusões

estão descritas no ponto 4.1. deste relatório, sendo interessante verificar as diferenças entre os dois anos, ao nível do afluente, e verificar como essas diferenças condicionam o processo de tratamento e consequentemente a operação da ETAR, impossibilitando durante um determinado período de tempo, a manutenção de alguns parâmetros operatórios dentro das gamas recomendadas.

Da análise feita aos parâmetros operatórios no decantador primário, reator biológico e decantador secundário constatou-se o bom funcionamento destes órgãos, normalmente com eficiências superiores às esperadas e em que todos os parâmetros atestam o bom funcionamento da operação.

Relativamente às atividades complementares, saliento o acompanhamento às estações elevatórias pois permitiu-me conhecer o modo como a água residual é transportada até à ETAR e o acompanhamento dos operadores e técnicos da ETAR no seu dia-a-dia e ainda o acompanhamento dos parâmetros operatórios da ETAR pois destas resultaram diversos diálogos com os operadores e técnicos assim como com a Dra. Margarida, o que me possibilitou a aquisição de diversos conhecimentos.

Tratando-se da primeira experiência profissional, o estágio na ETAR Norte da SIMRIA permitiu o desenvolvimento e aplicação prática de conhecimentos adquiridos durante a licenciatura e mestrado e também o desenvolvimento de competências técnicas e pessoais.

O estágio constituiu, assim, uma boa experiência.

6. Bibliografia

Metcalf & Eddy. (2003) *Wastewater engineering - Treatment and reuse*, Fourth edition, MacGraw-Hill. International Edition.

Ministério do Ambiente (1997). *Decreto – Lei n.º152/97, de 19 de junho*. Diário da República – I Série A. Lisboa.

Ministério do Ambiente (1998). *Decreto – Lei n.º236/98, de 1 de agosto*. Diário da República – I Série A. Lisboa.

Oliveira, A. (2012). Avaliação do Estado de Funcionamento Geral da ETAR do Febros (Vila Nova de Gaia), Relatório de Estágio de Mestrado em Ciências e Tecnologia do Ambiente, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Departamento de Geociências, Ambiente e Ordenamento do Território.

Neto, I. (2011). Estudo dos processos de nitrificação e desnitrificação numa Estação de Tratamento de Águas Residuais, Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Tecnologia e Segurança Alimentar-Qualidade Alimentar, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.

Ruas, F. (2010). Relatório de Projeto, Licenciatura em Engenharia do Ambiente, Escola Superior de Tecnologia e Gestão, Instituto Politécnico da Guarda.

Caroço, L. (2009). Contribuição para o Estudo dos Aspetos da Separação Sólido-Líquido em processos de Lamas Ativadas, Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Engenharia, Universidade Nova de Lisboa.

Santos, J. (2012). Metodologia do tratamento de lamas e organização do balanço de massas, Área Departamental de Engenharia Civil, Instituto Superior de Engenharia de Lisboa.

Anexos

Anexo I-Formulário para o cálculo dos Parâmetros Operacionais

- **Biodegradabilidade:** Permite compreender a capacidade de biodegradação da água residual.

Fórmula de cálculo:
$$Biod = \frac{CBO}{CQO}$$

- **Carga mássica:** Define a quantidade de CBO₅ aplicada ao tanque biológico por cada kg de sólidos presentes no licor misto (MLSS), por dia.

Fórmula de cálculo:
$$C_m = \frac{Q \times CBO_5}{X_{MLSS} \times V} \text{ ,kg CBO}_5/\text{kg MLSS.d}$$

Onde, Q=Caudal, m³/D

CBO₅=Concentração de CBO₅ no afluente, mg/L

X_{MLSS}=Concentração de sólidos suspensos totais no reator, g/m³

V=Volume no reator, m³

- **Eficiências de remoção:** Permitem avaliar o rendimento do tratamento da ETAR, a partir do valor inicial e final dos parâmetros a analisar.

Fórmula de cálculo:
$$E = \frac{P_0 - P}{P_0} \times 100. \%$$

Onde, P₀ = Valor inicial do Parâmetro

P = Valor final do Parâmetro

- **Razão A/M:** Define a razão entre a carga do substrato (CBO₅ ou CQO) aplicada ao tanque e o teor de biomassa presente nos reatores biológicos.

Fórmula de cálculo: ,
$$\frac{A}{M} = \frac{Q \times CBO_5}{V \times X_{MLVSS}} = \frac{CBO_5}{TRH \times X_{MLVSS}} \text{ kg CBO}_5/\text{kg MLVSS.d}$$

Onde, Q = Caudal afluente, m³/d

CBO₅ = Concentração de CBO₅ no afluente, g/m³

X_{MLVSS} = Concentração da biomassa no reator (ou MLVSS), g/m³

V = Volume do reator, m³

TRH, = Tempo de Retenção Hidráulico, d

- **Tempo de residência de lamas/ Idade das lamas (TRL ou IL):** Representa o período de tempo em que os sólidos biológicos (lamas) estão no sistema. Estes são determinados através da razão entre os sólidos existentes no tanque de tratamento biológico e os sólidos removidos durante o dia.

Fórmula de cálculo:
$$TRL = \frac{V \times X_{MLVSS}}{X_{RMLVSS} \times Q_P}, \text{ dias}$$

Onde, V = Volume do reator, m³

X_{MLVSS} = Concentração da biomassa no reator (ou MLVSS), g/m³

X_{SSVR} = Concentração de biomassa na recirculação, g/m³

Q_p = Caudal de Purga, m³/d

- **Tempo de retenção hidráulico:** Representa o período de tempo durante o qual um fluido (por exemplo o licor misto) permanece nos reatores biológicos ou no decantador secundário.

Fórmula de cálculo:
$$TRH = \frac{V}{Q} \times 24, \text{ dias}$$

Onde, V = Volume do reator (ou decantador), m³

Q = Caudal, m³/d