



Mestrado em Processos Químicos e Biológicos

Caracterização microbiológica e físico-química da ETAR da Ribeira de Frades e de uma instalação piloto como forma de avaliar o seu funcionamento

Relatório apresentado para a obtenção do grau de Mestre em Processos Químicos Biológicos

Autor

Ana Isabel Pereira Vaz

Orientadores

Doutor António Luís Pereira do Amaral

Doutor Luís Miguel Moura Neves de Castro

Professores do Departamento de Engenharia Química e Biológica
Instituto Superior de Engenharia de Coimbra

Supervisor

Engenheiro Mário Pina Barreto

Águas do Centro Litoral

Coimbra, junho, 2016

Agradecimentos

A realização deste relatório de estágio marca o final de uma etapa importante da minha vida. Este trabalho só foi possível com o apoio e a colaboração de um número de determinadas pessoas. Por esse motivo, quero deixar o meu agradecimento a todos aqueles que contribuíram, directa ou indirectamente, para a sua concretização.

À empresa Águas do Centro Litoral pela oportunidade, em especial ao Eng. Pina Barreto meu supervisor e à Dra. Susana Almeida Santos que me acompanhou mais de perto durante este período, pela simpatia, disponibilidade manifestada, orientação e auxílio no trabalho desenvolvido no laboratório.

Ao professor Dr. António Luís Amaral e ao professor Dr. Luís de Castro, meus orientadores, pela disponibilidade, pelas suas sugestões, esclarecimentos, orientação tanto no trabalho de laboratório como na escrita deste relatório.

Às pessoas do Departamento de Saneamento e do laboratório das Águas do Centro Litoral, aos operadores da ETAR da Ribeira de Frades e da ETAR do Choupal, por toda a simpatia e disponibilidade.

Aos meus colegas e amigos, a amizade, a partilha dos bons e maus momentos e o espírito de entreatajuda.

À minha família, em especial aos meus pais, Maria Lucília e António, agradeço o seu apoio, encorajamento e carinho durante a realização de todo este trabalho. A eles dedico este relatório de estágio.

A todos o meu muito obrigada!

Resumo

O estudo do funcionamento de uma Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) é bastante importante para entender a gestão correcta de todas as fases dos processos de tratamento existentes nas ETAR.

Este trabalho teve como objectivo a caracterização pormenorizada da ETAR da Ribeira de Frades e a respectiva análise das correntes de entrada, do decantador primário, do tanque de arejamento e de saída em termos de composição físico-química. Foram ainda monitorizados e quantificados os principais protozoários e metazoários nos tanques de arejamento presentes e realizadas técnicas de análise de imagem, da descrição morfológica da biomassa agregada e filamentosa. Outro dos objectivos deste trabalho relacionou-se com o estudo de uma instalação piloto em que se pretendia verificar se o sistema poderia operar com diferentes configurações.

A licença de utilização dos recursos hídricos da ETAR da Ribeira de Frades obriga a cumprir os valores limite de emissão (VLE) para os parâmetros de carência química de oxigénio (CQO), carência bioquímica de oxigénio (CBO₅), sólidos suspensos totais (SST) e pH, podendo concluir-se que este limite foi cumprido ao longo do período de monitorização da ETAR, excepto em alguns dias devido sobretudo às condições meteorológicas. Na generalidade a ETAR apresentou um bom desempenho, com índices de eficiência de tratamento elevados.

A análise à estrutura da biomassa agregada permitiu verificar um predomínio dos mesoflocos durante o período de monitorização da ETAR e da instalação piloto, essenciais para um correcto funcionamento de uma ETAR de lamas activadas com boa decantabilidade. Contudo, o conteúdo em bactérias filamentosas provou ser elevado e esteve por detrás dos fenómenos de *bulking*, de origem filamentosa, registados.

Relativamente aos parâmetros microbiológicos constatou-se que, quer no tanque de arejamento quer na instalação piloto, existiu uma predominância de ciliados móveis de fundo, iniciando um tanque a operar com lamas relativamente bem colonizadas e estáveis. Contudo, foi possível ainda de verificar um período na instalação piloto, em que a componente biótica indicou uma colonização deficiente.

Tendo em atenção o objectivo de mimetizar o funcionamento da ETAR, numa primeira fase da operação da instalação piloto, este foi parcialmente atingido, nomeadamente ao nível dos parâmetros físico-químicos. Contudo, o mesmo não foi plenamente atingido no tocante à estrutura da biomassa e à componente biótica. Já o efeito da alteração das condições de operação da instalação piloto teve correspondência ao nível das alterações monitorizadas neste sistema.

Palavras-chave: *ETAR da Ribeira de Frades, lamas activadas, instalação piloto, análise de imagem, análise de estatística multivariável*

Abstract

The study of a Wastewater Treatment Plant (WWTP) operation is very important to understand the correct management of all phases of existing treatment processes in wastewater treatment plant.

This work aimed to detail the characterization of the Ribeira de Frades WWTP and the analysis of the influent, primary sedimentation tank, aeration tank and effluent streams in terms of its physical and chemical composition. Furthermore, the main protozoa and metazoa present in the aeration tank were also monitored and quantified, and image analysis techniques were performed, for the structural and contents description of the aggregated and filamentous biomass. Another objective of this work was related to the study of a pilot plant in which it was intended to verify the system changes when operated with different operational conditions.

The water resources use license of Ribeira de Frades WWTP must comply with the emission limit values (ELV) for chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD₅), total suspended solids (TSS) and pH. It could be concluded that this limit has been met over the WWTP monitoring period, except for a few days, mainly due to weather conditions. In general the WWTP performed well, with high treatment efficiencies.

The analysis of the aggregated biomass structure has shown a prevalence of mesoflocs, during the monitoring period of both the WWTP and the pilot plant, essential for a proper obtaining a sludge with good settleability properties. However, the filamentous bacteria content proved to be quite high and was behind the registered bulking phenomena, identified as being of filamentous origin.

Regarding the microbiological parameters, it was found that both the aeration tank and the pilot plant, there was a predominance of crawling ciliates, indicating a well colonized and stable system. However, it was also possible to ascertain a period in the pilot plant, wherein the biotic component indicted poor colonization.

Bearing in mind the aim of mimicking the WWTP operation, in the first phase of the pilot plant operation, this was partially achieved, especially in terms of the physical and chemical parameters. However, it has not been fully achieved regarding the biomass structure and the biotic component. Furthermore, the effect of the changes performed in the pilot plant operating conditions matched the level of monitored changes in this system.

Índice

1. OBJECTIVOS DO TRABALHO E ORGANIZAÇÃO DO RELATÓRIO DE ESTÁGIO	1
2. INTRODUÇÃO.....	3
2.1. Tratamento de Águas Residuais	3
2.1.1. Pré-tratamento	4
2.1.2. Tratamento primário	4
2.1.3. Tratamento secundário	4
2.1.4. Tratamento terciário	5
2.2. Sistema de Lamas Activadas	5
2.2.1. Bactérias	6
2.2.2. Protozoários	8
2.2.3. Metazoários	9
3. ETAR DA RIBEIRA DE FRADES	11
3.1. Enquadramento da ETAR.....	11
3.2. Funcionamento da ETAR	12
3.2.1. Pré-tratamento	12
3.2.2. Tratamento primário	12
3.2.3. Tratamento secundário	12
3.3. Instalação à Escala Laboratorial	13
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	15
4.1. Amostragem.....	15
4.2. Material e Equipamentos	16
4.3. Análises Físicas.....	17
4.4. Análises Químicas	18
4.4.1. Análise da carência química de oxigénio (CQO)	18
4.4.2. Análise da carência bioquímica de oxigénio (CBO ₅).....	19
4.4.3. Análise do azoto total	19
4.4.4. Análise do carbono orgânico total (TOC)	20
4.5. Análises Microbiológicas	21
4.5.1. Identificação e quantificação de protozoários e metazoários	21
4.5.2. Aquisição, processamento e análise de imagens	22
4.6. Técnicas de Estatística de Análise Multivariável	23
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
5.1. Resultados físico-químicos	25
5.1.1. Monitorização da ETAR.....	25
5.1.2. Monitorização do Reactor	33

5.2. Parâmetros microbiológicos	36
5.2.1. Parâmetros morfológicos de flocos e filamentos	37
5.2.2. Monitorização de protozoários e metazoários	42
5.3. Análise estatística multivariável.....	45
6. CONCLUSÃO	59
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	61
8. ANEXOS	I

Índice de Figuras

Figura 3.1 - Vista da ETAR de Ribeira de Frades.....	11
Figura 3.2 – Instalação à escala laboratorial.....	14
Figura 4.1 – Representação esquemática da ETAR.	15
Figura 4.2 – Local de recolha das amostras do a) afluente, b) decantador primário, c) tanque de arejamento e d) efluente.....	16
Figura 4.3 – Equipamento de filtração utilizado para a determinação dos sólidos suspensos.	18
Figura 4.4 – Equipamento utilizado para análises químicas a) reactor HT 200 S e b) fotómetro DR 2800.....	18
Figura 4.5 – <i>Kits</i> utilizados para a determinação de CQO.	19
Figura 4.6 – <i>Kits</i> usados para a determinação do azoto total.	20
Figura 4.7 – <i>Kits</i> utilizados para a determinação do TOC.....	20
Figura 4.8 – Material do <i>kit</i> do TOC a) cuvete de teste, cuvete indicador e rolhas duplas e b) cudevtes com a rolha dupla.	21
Figura 4.9 – Equipamento para aquisição das imagens.....	22
Figura 5.1 – Representação gráfica das concentrações de TOC, SSV, CQO e CBO ₅ obtidas no afluente, decantador primário e efluente (eixo da esquerda) e do tanque de arejamento (eixo da direita) ao longo do tempo.	26
Figura 5.2 – Representação gráfica das concentrações de SST, azoto total e pH obtidas no afluente, decantador primário e efluente (eixo da esquerda) e do tanque de arejamento (eixo da direita) ao longo do tempo.	28
Figura 5.3 – Representação gráfica da relação entre os SSV com os SST, CQO e CBO ₅ no decantador primário (eixo da esquerda) e tanque de arejamento (eixo da direita) e a relação entre a CBO ₅ com a CQO, no afluente, decantador primário, tanque de arejamento (eixo da direita) e efluente.	30
Figura 5.4 – Representação gráfica da eficiência de tratamento para cada um dos parâmetros de CBO ₅ , CQO e SST, no tratamento primário, secundário e global ao longo do tempo.	32
Figura 5.5 – Representação gráfica das concentrações de TOC, SSV, CQO _{solúvel} e CQO obtidas na entrada e saída (eixo da esquerda) CQO de entrada e reactor (eixo da direita) ao longo do tempo.	34
Figura 5.6 – Representação gráfica das concentrações de SST, azoto total e pH obtidas na entrada e saída (eixo da esquerda) e reactor (eixo da direita) ao longo do tempo.....	35
Figura 5.7 – Representação gráfica da relação entre os SSV com os SST e a CQO no reactor.	36
Figura 5.8 – Representação gráfica da percentagem em área dos microflocos, mesoflocos e macroflocos ao longo do tempo, a) monitorização da ETAR e b) monitorização do reactor.	37
Figura 5.9 – Representação gráfica dos SST e AT/Vol ao longo do tempo, a) monitorização da ETAR e b) monitorização do reactor.....	38
Figura 5.10 – Representação gráfica densidade aparente ao longo do tempo, a) monitorização da ETAR e b) monitorização do reactor.	38
Figura 5.11 – Representação gráfica da relação entre a densidade aparente e os SST.	39
Figura 5.12 – Representação gráfica da relação entre a percentagem em área de macroflocos e a AT/Vol.....	39
Figura 5.13 – Representação gráfica do TL/Vol e do TL/AT ao longo do tempo, a) monitorização da ETAR e b) monitorização do reactor.	40
Figura 5.14 – Representação gráfica do TL/SST ao longo do tempo, a) monitorização da ETAR e b) monitorização do reactor.....	40
Figura 5.15 – Representação gráfica da evolução do IVL ao longo do tempo, a) monitorização da ETAR e b) monitorização do reactor.	41
Figura 5.16 – Representação gráfica do IVL em função do logaritmo do TL/SST.	42

Figura 5.17 – Representação gráfica da concentração total, do número de espécies de protozoários e metazoários e do IBL, ao longo do período de monitorização, a) monitorização da ETAR e b) monitorização do reactor.	43
Figura 5.18 – Representação gráfica da percentagem de cada classe de protozoários ciliados e da percentagem de grupos de protozoários e metazoários, durante todo o período de monitorização, a) e c) monitorização da ETAR e b) e d) monitorização do reactor.	44
Figura 5.19 – Análise da regressão linear multivariável obtida usando como variáveis independentes os <i>factor scores</i> provenientes das 4 componentes da ACP a) regressão linear entre o valor de CQO estimado e a concentração da CQO no efluente e b) previsão da concentração de CQO no efluente e comparação com os resultados experimentais.	48
Figura 5.20 – Análise de regressão linear multivariável obtida usando como variáveis independentes os parâmetros mais correlacionados com cada componente (CQO_AFL, CQO_DP e CQO_TA) a) regressão linear entre o valor de CQO estimado e a concentração da CQO no efluente e b) previsão da concentração de CQO no efluente e comparação com os resultados experimentais.	49
Figura 5.21 – Análise da regressão linear multivariável obtida usando como variáveis independentes os <i>factor scores</i> associados às 6 componentes obtidas na ACP: a) regressão linear entre o valor de CQO estimado e a concentração da CQO no efluente e b) previsão da concentração de CQO no efluente e comparação com os resultados experimentais.	52
Figura 5.22 – Análise de regressão linear multivariável obtida usando como variáveis independentes os parâmetros mais correlacionados com cada uma das 6 componentes consideradas na ACP (CQO_AFL, CQO_DP, CQO_TA, sess+mov e nad+flag) a) regressão linear entre o valor de CQO estimado e a concentração da CQO no efluente e b) previsão da concentração de CQO no efluente e comparação com os resultados experimentais.	53
Figura 5.23 – ACP com o primeiro e segundo componentes principais para os dados físico-químicos, no tanque de arejamento, reactor e reactor com modificação.	55
Figura 5.24 - ACP com o primeiro e segundo componentes principais para os dados microbiológicos, no tanque de arejamento, reactor e reactor com modificação.	55
Figura 5.25 – Regressão entre os dados observados de IVL e os valores preditos por PLS com 16 componentes principais.	56
Figura 5.26 – Regressão entre os dados observados de remoção de CQO e os valores preditos por PLS com 16 componentes principais.	57
Figura 8.1 – Licença de utilização dos recursos hídricos da ETAR da Ribeira de Frades.	III

Índice de Tabelas

Tabela 2.1 – Relação entre a eficiência do tratamento de lamas activadas e os principais grupos de protozoários e metazoários (Madoni, 1994).	9
Tabela 3.1 – Principais características da instalação da ETAR.....	11
Tabela 4.1 – Principais características dos <i>kits</i> utilizados.....	16
Tabela 4.2 – Principais equipamentos utilizados na realização da actividade experimental. ..	17
Tabela 5.1 – Parâmetros físico-químicos e microbiológicos relativos à ETAR utilizados na análise de componentes principais, usando o <i>software</i> SPSS.	46
Tabela 5.2 – Resultados da ACP com rotação Varimax para os parâmetros físico-químicos, considerando 4 componentes principais.....	47
Tabela 5.3 - Resultados da ACP com rotação Varimax para os parâmetros físico-químicos e microbiológicos, considerando 6 componentes principais.....	50
Tabela 5.4 - Parâmetros físico-químicos e microbiológicos no tanque de arejamento e reactor utilizados na análise de componentes principais e dos mínimos quadrados parciais, usando o <i>software</i> SIMCA.....	54
Tabela 8.1 – Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão dos parâmetros analisados durante o período de monitorização da ETAR da Ribeira de Frades.	IV
Tabela 8.2 – Dados mais relevantes dos parâmetros microbiológicos da análise de imagem. .	V
Tabela 8.3 – Variáveis de maior importância para a determinação do IVL observado e predicto através do método PLS.....	VI
Tabela 8.4 - Variáveis de maior importância para a determinação da remoção de CQO observada e predicta através do método PLS.	VII

Abreviaturas

ACP	Análise dos componentes principais
AFL	Afluente
ap.	Aparente
AT/Vol	Área total dos agregados por volume
CBO ₅	Carência bioquímica de oxigênio
CQO	Carência química de oxigênio
cteca	Com teca
Diam	Diâmetro
DP	Decantador primário
e.p.	Equivalente populacional
EFL	Efluente
ETAR	Estação de tratamento de águas residuais
flag.	Flagelados
IBL	Índice biótico de lamas
IVL	Índice volumétrico de lamas
MLRA	Análise de regressão linear multivariável
mov.	Moveis de fundo
nad.	Nadadores
PercAr	Percentagem em área
PLS	Método dos mínimos quadrados parciais
R	Coefficiente de correlação
R ²	Coefficiente de determinação
sess.	Sésseis
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
TA	Tanque de arejamento
TL/Vol	Comprimento total dos filamentos por volume
TOC	Carbono orgânico total
VLE	Valor limite de emissão

Nomenclatura

d, Ø	Diâmetro
h	Altura
l	Largura
P	Potência
V	Volume

Unidades

g	Gramma
L	Litro
m	Metro
W	Watt
°C	Grau Celcius

Prefixos

Prefixo	Símbolo
Mili	m
Micro	μ
Mano	n

1. OBJECTIVOS DO TRABALHO E ORGANIZAÇÃO DO RELATÓRIO DE ESTÁGIO

O estágio curricular desenvolvido na ETAR da Ribeira de Frades teve como principais objectivos:

- A caracterização das correntes representativas do afluente, decantador primário, tanque de arejamento e efluente em termos da composição físico-química.
- A caracterização do tanque de arejamento em termos da morfologia da biomassa agregada e filamentosa, e da quantificação dos principais protozoários e metazoários.
- O estudo de uma instalação piloto de modo a verificar as modificações obtidas pela operação em diferentes configurações.
- Analisar e relacionar os diferentes parâmetros físico-químicos e microbiológicos com o funcionamento do tanque de arejamento e da instalação piloto, com vista a compreender melhor a influência deste conjunto de variáveis no seu funcionamento.

Este relatório de estágio está organizado em 8 capítulos, incluindo este primeiro capítulo no qual são descritos os objectivos do trabalho e a forma como este relatório se encontra organizado.

O segundo capítulo contém a descrição dos fundamentos teóricos do tratamento convencional de águas residuais, do sistema de lamas activadas e dos microrganismos presentes neste tipo de sistemas.

No terceiro capítulo é descrita a ETAR da Ribeira de Frades, objectivo primário de estudo no presente estágio, referindo as principais características e o seu modo de funcionamento, bem como a instalação piloto montada no laboratório do ISEC com vista a complementar os estudos efectuados à escala real.

O quarto capítulo refere os materiais e métodos usados na realização deste trabalho. Neste capítulo são também apresentados os diferentes pontos de amostragem.

O quinto capítulo consiste na apresentação e discussão dos resultados obtidos, de modo a avaliar o desempenho da ETAR em estudo. Sendo que em primeiro lugar são discutidos os dados físico-químicos, de forma a compreender as alterações operacionais dos sistemas de águas residuais estudados, passando depois para a apresentação dos principais resultados microbiológicos e ao tratamento estatístico de todos os resultados.

No sexto capítulo são apresentadas as principais conclusões deste estudo efectuado à ETAR da Ribeira de Frades.

Por fim, são listadas as referências bibliográficas e são apresentados os anexos.

2. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural indispensável à vida, constituindo um dos indicadores de riqueza e qualidade de vida nas populações. Desta forma, as estações de tratamento de águas residuais (ETAR) têm um papel essencial, uma vez que permitem a sua reutilização e minimizam os impactes ambientais negativos associados às descargas de efluentes não tratados no meio ambiente (Anderson, 2009).

Nos processos biológicos de tratamento de efluentes usam-se microrganismos existentes na natureza, criando-se condições em ambientes artificiais (estações de tratamento) para que esses microrganismos vivam e se reproduzam, efectuando o tratamento pretendido de forma otimizada. Para o efeito é também necessário conhecer (Henze, et al., 1997):

- Os requisitos nutricionais dos microrganismos, e utilizá-los na remoção de poluentes (C, N, P, e outros);
- As condições óptimas (ex. pH e oxigenação) para otimizar o desempenho dos microrganismos numa ETAR.

O processo de lamas activadas é o processo mais comum de tratamento biológico aeróbio numa ETAR. Basicamente consiste numa cultura microbiológica constituída por microrganismos que metabolizam substâncias orgânicas (heterotróficos) e inorgânicas (maioritariamente autotróficos) do afluente com vista a conseguir atingir-se o cumprimento dos valores limite de emissão para a descarga em meio hídrico definidos na legislação em vigor.

2.1. Tratamento de Águas Residuais

No tratamento de águas residuais são normalmente utilizados processos físicos, químicos e biológicos. Os processos físicos abrangem a gradagem, sedimentação, filtração, entre outros, enquanto que os processos químicos incluem a precipitação, desinfecção, entre outros. Relativamente aos processos biológicos estes são responsáveis pela degradação da matéria orgânica e remoção de nutrientes através da actividade microbiana (Amaral, 2003).

De acordo com o Decreto de Lei n.º 152/97 de 19 de Junho alterado pelo Decreto-Lei n.º 348/98 de 9 de Novembro, Decreto-Lei n.º 198/2008 de 8 de Outubro, Decreto-Lei n.º 149/2004 de 22 de Junho e Decreto-Lei n.º 133/2015 de 13 de Julho que transpõe para o direito interno a Directiva n.º 91/271/CEE, do Conselho, de 21 de Maio de 1991, relativamente ao tratamento de águas residuais urbanas e regulamenta as condições de descarga dos efluentes tratados em ETAR, as águas residuais podem ser classificadas consoante a sua origem em:

- Águas residuais domésticas: também dominadas de águas negras ou cinzentas, são águas residuais de serviços e de instalações residenciais, essencialmente provenientes do metabolismo humano e de actividades domésticas;
- Águas residuais industriais: as águas residuais provenientes de qualquer tipo de actividade que não possam ser classificadas como águas residuais domésticas nem sejam águas pluviais;
- Águas residuais urbanas: são águas residuais domésticas ou a mistura destas com águas residuais industriais e ou com águas pluviais.

Os principais processos de tratamento de águas residuais numa ETAR incluem o pré-tratamento, tratamento primário, secundário e terciário. De seguida realiza-se uma descrição destes tipos de tratamento.

2.1.1. Pré-tratamento

No pré-tratamento, para a remoção de sólidos de grandes dimensões, areias e gorduras, utilizam-se processos e equipamentos como a gradagem, o tamisador, o desarenador e o desengordurador.

A gradagem tem como principal função a remoção de sólidos de maiores dimensões, já o tamisador remove os sólidos de dimensões mais pequenas. Em seguida os desarenadores removem as areias, gravilhas e toda a espécie de materiais sólidos de elevada densidade. Este processo permite proteger os equipamentos mecânicos da erosão, impedir a formação de depósitos nas condutas e melhorar as condições de funcionamento dos digestores.

2.1.2. Tratamento primário

O tratamento primário é realizado em decantadores/sedimentadores primários e tem como objectivo a remoção dos sólidos em suspensão, óleos, gorduras e outros sobrenadantes, e uma parte importante da carga orgânica suspensa. Na superfície do tanque é removida matéria flutuante e no fundo do tanque são recolhidos os sólidos sedimentáveis, as lamas primárias. O volume de lamas produzido depende das características das águas residuais dos sólidos sedimentados e do tempo de retenção (Tchobanoglous, et al., 2003). Quando o sedimentador primário é correctamente projectado para efluentes domésticos remove 50 a 70 % de sólidos suspensos totais (SST) e 25 a 40% da carência bioquímica de oxigénio (CBO₅) (Tchobanoglous, et al., 2003).

2.1.3. Tratamento secundário

O tratamento secundário consiste na remoção de matéria orgânica por tratamento biológico com formação de biomassa microbiana. Este tratamento é considerado uma etapa importante pois consegue remover a maioria da matéria orgânica e sólidos suspensos (Tchobanoglous, et al., 2003). Alguns dos tratamentos biológicos aeróbios mais comuns englobam:

- Leitos percoladores (filtros biológicos): Consistem num leito de material grosseiro, geralmente constituído por pedras ou materiais plásticos, que se reveste de um filme biológico que vai degradar a matéria orgânica transportada no efluente.
- Discos biológicos rotativos (RBC): Consistem numa série de discos agrupados e instalados segundo um eixo horizontal, parcialmente submersos, com cerca de 3 a 3,5 metros de diâmetro, que servem de suporte a um filme biológico. Os discos rotativos funcionam como barreiras aos sólidos quando o efluente ultrapassa os discos. Normalmente os discos são de poliestireno ou de policloreto de vinilo.
- Sistema de lamas activadas: Sistema biológico de tratamento de efluentes, no qual a mistura do efluente com os microrganismos autoagregados é agitada e arejada. As lamas activadas são posteriormente separadas num sedimentador secundário, sendo parte das mesmas recirculadas ao tanque de arejamento.
- Sistemas de vala de oxidação (arejamento prolongado): Consistem num canal oval equipado com um ou mais pontos de arejamento. Estes sistemas funcionam em baixas cargas, com elevadas concentrações de sólidos e com idade de lamas elevadas, resultando numa produção reduzida de lamas.

Actualmente também começam a ser aplicados os reactores descontínuos sequenciais (SBR) e os sistemas de biomassa granular aeróbia.

A aplicação do tratamento biológico possui como vantagens, o baixo impacto ambiental, ser um processo económico de tratamento de contaminantes orgânicos, possibilitar o tratamento de grandes quantidades de efluente, possuir elevada eficiência energética e originar

compostos inócuos. Mas o tratamento biológico também possui desvantagens, nomeadamente o facto de ser muito sensível à presença de substâncias tóxicas e inibidoras da actividade biológica, de a eficiência ser dependente da temperatura, de produzir lamas que necessitam de correto encaminhamento e da possibilidade de ocorrência de maus odores (Tchobanoglous, et al., 2003).

Após o tratamento biológico segue-se a sedimentação secundária num decantador secundário, semelhante ao primário, no qual as lamas produzidas são constituídas maioritariamente por agregados microbianos e designadas de lamas secundárias, sendo que parte destas lamas são recirculadas para os tanques de arejamento. Estas, tal como as lamas primárias, são sujeitas a alguns processos de tratamento como o espessamento, estabilização, acondicionamento e desidratação. Relativamente ao efluente clarificado, resultante desta sedimentação, segue para o seu destino final (curso de água) se se encontrar dentro dos limites legais. Caso isso não se verifique o efluente prossegue para o tratamento terciário (Tchobanoglous, et al., 2003).

2.1.4. Tratamento terciário

O tratamento terciário não é efectuado em todas as ETAR, uma vez que depende das características do efluente de saída do tratamento secundário e da sua aplicação final. Nesta etapa o efluente, dependendo do que se pretende remover, é submetido a processos e operações unitárias como, por exemplo, a desinfecção por meio de radiação ultravioleta e nalguns casos também sistemas de ozonização. A utilização deste tratamento possibilita o aumento da qualidade do efluente final. Posteriormente realiza-se a descarga do efluente tratado para o curso de água (Tchobanoglous, et al., 2003).

2.2. Sistema de Lamas Activadas

Como referido anteriormente, o processo de lamas activadas é o processo mais comum de tratamento biológico aeróbio de águas residuais numa ETAR. Este processo foi desenvolvido por Arden e Lockett em 1914, em Inglaterra, tratando-se de um sistema largamente utilizado para este fim. Contudo, hoje em dia, são utilizadas diversas alterações do processo original, diferenciando-se no tipo de fluxo do sistema, no tempo de arejamento e nos tipos de sistemas de arejamento (sistemas por ar difuso, arejamento mecânico, etc.) (Bitton, 2011).

Por definição, o processo de lamas activadas consiste na manutenção de uma elevada concentração de uma cultura mista de microrganismos num reactor arejado. O conteúdo dentro do reactor é designado de licor misto, sendo constituído por água residual, microrganismos e matéria coloidal e suspensa, inerte, biodegradável ou não biodegradável (Jenkins & Daigger, 2003). De acordo com Tchobanoglous, et al. (2003) um sistema de lamas activadas é constituído por

- Um ou mais reactores, designados de tanques de arejamento;
- Componente biótica (lamas activadas);
- Sistema de arejamento (processo aeróbio);
- Decantador secundário (para a separação da biomassa do efluente tratado);
- Sistema de recirculação de lamas (no qual os sólidos removidos na unidade de separação retornam para o tanque de arejamento) (Vesilind, 2003).

No tanque de arejamento inicialmente ocorre a degradação da matéria orgânica, em que a matéria carbonatada, azotada e fosfatada dissolvida é convertida em biomassa, sendo assim removida do efluente através da acção microbiana. Um dos processos que pode ocorrer num sistema biológico de tratamento de efluentes, como o das lamas activadas, é o de nitrificação e desnitrificação, sendo o primeiro muito importante neste tipo de tratamento. Existem, assim, populações bacterianas, designadas de nitrificantes, que são capazes de converter a amónia

em nitrito e nitrato, processo designado por nitrificação. De acordo com Henze et al. (1997) a nitrificação é um processo sequencial, onde estão presentes duas etapas a primeira na qual a amónia é oxidada a nitrito através de bactérias como *Nitrosomonas*, *Nitrospira* e *Nitrosococcus*; a segunda na qual o nitrito é oxidado a nitrato por bactérias (Tchobanoglous, et al., 2003). Num passo seguinte, em condições anóxicas, o nitrato é transformado em azoto elementar e óxidos de azoto, processo que se designa por desnitrificação ou redução dissimilatória do nitrato.

A utilização de uma comunidade de bactérias, essencialmente heterotróficas, é responsável pela oxidação da matéria orgânica, que permanece após o tratamento primário, em formas inorgânicas estáveis e biomassa celular. A eficiência deste tratamento, em termos de carência bioquímica de oxigénio (CBO_5) é de cerca de 50%, com a restante CBO_5 sendo transformada em dióxido de carbono, água e amónia. Para um sistema a funcionar em carga média, o licor misto deve possuir entre 1500 a 2500 mg/L de sólidos suspensos, e com um valor mínimo de 2 mg O_2 dissolvido/L fornecido pelo arejamento (Tchobanoglous, et al., 2003).

As bactérias responsáveis por este processo possuem a capacidade de formarem flocos, contendo também matéria particulada orgânica e inorgânica, originando uma estrutura heterogénea complexa, embebida numa matriz polimérica (essencialmente de exopolissacarídeos). Devido a este fenómeno, e algum tempo depois, a biomassa formada no tanque de arejamento pode ser separada do efluente tratado, por acção da gravidade, sedimentando assim nos decantadores secundários, e possibilitando a separação sólido-líquido. De modo a manter uma população estável de microrganismos, uma parte da biomassa é recirculada para o tanque de arejamento (Arregui, et al., 2010; Stoddard, et al., 2002).

A microfauna presente no licor misto num sistema de lamas activadas é composta por cerca de 95% de bactérias e 5% de organismos predadores maiores como protozoários, metazoários, algas, fungos e invertebrados (Madoni, 1994). Segundo Canler *et al.* (1999), num tanque de arejamento em estado estacionário, a funcionar correctamente, os valores típicos da composição microbiana do licor misto são:

- Bactérias (floculadas, filamentosas ou dispersas) → 10^9 por mL;
- Protozoários (flagelados, sarcodinas ou ciliados) → 10^4 por mL;
- Metazoários (rotíferos, nematodes e outros) → 100 a 500 por mL.

2.2.1. Bactérias

Os processos biológicos de lamas activadas baseiam-se numa população de microrganismos em constante competição pelo alimento. O crescimento de decompositores (essencialmente bactérias heterotróficas formadoras de flocos) depende da qualidade e disponibilidade da matéria orgânica do efluente (Eikelboom, 2000). Nos tanques de arejamento existem duas classes predominantes de bactérias: bactérias formadoras de flocos que se aglomeram em flocos, devido principalmente à excreção de exopolímeros, e bactérias filamentosas que se pensa constituírem a espinha dorsal dos flocos (Eikelboom, 2000).

Os principais géneros bacterianos, formadores de flocos, encontrados nos agregados das lamas activadas são *Comanomonas-Pseudomonas* (cerca de 50%), *Flavobacterium* (cerca de 14%), *Paracoccus* (cerca de 12%), *Alcaligenes* e *Coryneform* (cerca de 6%), *Aeromonas*, *Bacillus*, *Micrococcus*, *Arthrobacter*, *Aureobacterium* e *Pseudomonas fluorescens* (cerca de 2%) e *Zoogloea*.

As bactérias filamentosas apresentam diversos tamanhos e possuem uma morfologia filamentosa, sendo mais resistentes do que as bactérias formadoras de flocos perante situações adversas, nomeadamente na ausência de nutrientes e oxigénio. Ao contrário, as bactérias formadoras de flocos possuem elevadas taxas de crescimento, na presença de efluentes com concentrações mais elevadas de nutrientes e oxigénio. Um grande número de diferentes tipos de bactérias filamentosas pode estar presente em lamas activadas, sendo as principais:

Haliscomenobacter hydrossis, *Microthrix parvicella*, nocardioformes (incluindo actinomicetos), *Nostocoida limicola*, *Sphaerotilus natans*, *Thiothrix*, *Beggiatoa*, Tipo 0092, Tipo 021N, Tipo 0914/0803 e Tipo 1701, entre outros (Jenkins & Daigger, 2003).

Nos sistemas de lamas activadas os flocos são as unidades operativas e funcionais, podendo exibir diversos tamanhos e composição, dependendo das condições ambientais. Contudo há flocos com dimensões desapropriadas, estrutura frágil, desagregados ou com aspecto filamentosos que não sedimentam correctamente, podendo interferir na clarificação do efluente e afectando a eficiência do processo depurativo (Arregui, *et al.*, 2010; Seviour, *et al.*, 2008). Segundo Eikelboom (2000) podem distinguir-se três classes de flocos dependendo do seu tamanho:

- **Microflocos:** Diâmetro inferior a 25 μm , encontram-se sempre presentes, no entanto se aparecerem em percentagens superiores a 25%, poderá representar um aumento do conteúdo em matéria orgânica no efluente final.
- **Mesoflocos:** Diâmetro entre 25 e 250 μm , devem predominar nas lamas activadas, sobretudo quando o arejamento é fornecido por arejadores à superfície.
- **Macroflocos:** Diâmetro superior a 250 μm , podem aparecer em percentagens consideráveis quando o arejamento é fornecido por difusores localizados no fundo dos tanques de arejamento.

O equilíbrio entre bactérias formadoras de flocos e filamentosas é bastante importante, no tocante ao estabelecimento de agregados de elevada sedimentabilidade, possibilitando a remoção da matéria orgânica e uma reduzida concentração de sólidos e turbidez do efluente final (Amaral, 2003). Geralmente, ao nível do decantador secundário, podem ocorrer alguns dos principais problemas propensos a afectar o bom funcionamento de um sistema de lamas activadas. Destes problemas, salientam-se (Jenkins & Daigger, 2003):

- ***Bulking* filamentosos:** Devido ao crescimento excessivo de bactérias filamentosas maioritariamente hidrófilas, originando flocos de malha larga e causando uma compactação e sedimentabilidade reduzida no decantador secundário. Geralmente ocorre na presença de substâncias tóxicas e carência de nutrientes específicos (azoto e/ou fósforo) e oxigénio. O *bulking* filamentosos dá origem a valores elevados do índice volumétrico de lamas (IVL superiores a 150 mL/g) e um efluente final com uma baixa qualidade.
- ***Bulking* viscoso ou zoogleal:** Provoca um efluente com uma elevada viscosidade, devido à sobreprodução e secreção de exopolissacarídeos. Tendo como resultado a formação de flocos muito grandes, com uma sedimentabilidade e compactação baixa, origina um efluente final viscoso e com um conteúdo elevado de matéria orgânica.
- ***Foaming* filamentosos:** Devido ao crescimento exagerado de bactérias filamentosas hidrofóbicas, pela presença elevada de hidratos de carbono, gorduras e óleos no efluente. Como resultado, forma-se uma camada espessa de espumas à superfície do tanque de arejamento e decantador secundário, provocando fenómenos de *washout*.
- ***Rising*:** Devido ao excesso de desnitrificação, com o azoto molecular produzido neste processo sendo incorporado nos flocos, diminuindo a sua densidade e implicando que as lamas subam para a superfície. Origina um manto de lamas não sedimentáveis.
- **Flocos *pinpoint*:** Ocorre devido às baixas concentrações de bactérias filamentosas ou ao crescimento disperso da biomassa, levando à formação de pequenos flocos, mecanicamente frágeis e pouco sedimentáveis. Implica que o efluente final seja turvo e contenha elevado conteúdo em matéria orgânica.
- **Crescimento disperso:** Aumento do número de bactérias dispersas, resultante de elevadas cargas orgânicas e arejamento insuficiente, fazendo que não se dê o processo de agregação das bactérias em flocos. Estas condições adversas podem implicar uma

consequente redução no número de protozoários e metazoários, agravando ainda mais o problema.

2.2.2. Protozoários

Os protozoários são seres vivos unicelulares, uni ou multinucleados, geralmente móveis, quimioorganoheterotróficos e nutrido-se na sua maioria por ingestão de matéria orgânica não dissolvida, incluindo bactérias (Mara & Horan, 2003). Os protozoários têm como principal função a eliminação de coliformes e bactérias patogénicas através da predação, controlando o crescimento bacteriano e contribuindo para que o efluente final seja clarificado. Existe uma grande diversidade de protozoários, com diferentes sensibilidades, respostas a condições ambientais e nutritivas, pelo que a sua observação ao microscópio permite recolher informações no que diz respeito à eficiência da ETAR.

Os protozoários presentes nas lamas activadas são classificados relativamente à sua locomoção, uma vez que grande parte são móveis, usando para isso flagelos, cílios ou pseudópodes. Os protozoários mais comuns em lamas activadas, encontram-se classificados em três grandes grupos (Madoni, 1994; Canler *et al.*, 1999; Mara & Horan, 2003):

- **Flagelados:** A sua locomoção é realizada através do batimento de um ou mais flagelos. Estes protozoários são comuns na fase de arranque dos sistemas aeróbios, indicando uma idade de lamas baixa. São resistentes a condições anóxicas e a substâncias tóxicas. Quando predominantes indicam condições de deficiente arejamento e carga orgânica elevada, sendo significado de baixa qualidade do efluente final.
- **Sarcodinas ou amebas:** Movem-se através de pseudópodes, não possuem forma fixa (amebas nuas) e podem possuir um esqueleto interno ou externo (amebas com teca). As amebas nuas indicam baixa qualidade do efluente final quando correlacionadas com pequenos flagelados, pois estão relacionadas com fenómenos transientes e cargas elevadas. Apesar de também se encontrarem ligadas a fenómenos transientes, as grandes amebas nuas já são indicadoras de uma maior qualidade do efluente final. As amebas com teca, por sua vez, são encontradas em sistemas de baixas cargas orgânicas, idade das lamas elevada e presença de nitrificação, sendo por isso indicadoras de uma boa qualidade de efluente final.
- **Ciliados:** A sua locomoção é efectuada por pequenas estruturas designadas de cílios, que se encontram espalhados por todo o corpo. Os protozoários ciliados correspondem a 70% da população de protozoários presentes em sistemas de tratamento com arejamento a funcionar correctamente. Os ciliados desempenham um papel fundamental no processo de tratamento de águas residuais, existindo uma elevada correlação entre o seu número e a qualidade do efluente final, e predominando em cargas orgânicas moderadas a baixas. Os ciliados podem ser divididos em quatro grupos: ciliados nadadores, móveis de fundo, sésseis e carnívoros.
 - Ciliados nadadores: Movem-se livremente no efluente, ficando em suspensão nos tanques de arejamento. Indicam uma qualidade do efluente final medíocre, sendo predominantes na fase de arranque dos sistemas aeróbios.
 - Ciliados móveis de fundo: Vivem e alimentam-se na superfície dos flocos, sendo predominantes nas ETAR após a fase de arranque e em cargas orgânicas baixas. São indicadores de um efluente final com qualidade razoável a boa.
 - Ciliados sésseis: Apresentam um pedúnculo através do qual estão ligados aos flocos. Alimentam-se de bactérias presentes na superfície dos flocos ou no licor misto. Podem ser encontrados em todas as cargas orgânicas, sendo predominantes em baixas cargas, fenómenos transientes ou condições de *washout* das lamas.

- Carnívoros: Alimentam-se de outros protozoários, não se encontrando normalmente como espécies dominantes.

Segundo Madoni (1994) um sistema de lamas ativadas eficiente deve apresentar as seguintes características:

- Elevada densidade da microfauna ($\geq 10^6$ organismos /L)
- Microfauna constituída principalmente por ciliados sésseis e móveis de fundo;
- População diversificada sem domínio de nenhuma espécie em particular.

Na Tabela 2.1 encontra-se a relação entre a eficiência do tratamento por lamas activadas, os principais grupos de protozoários e metazoários presentes, e a possível causa de predomínio.

Tabela 2.1 – Relação entre a eficiência do tratamento de lamas activadas e os principais grupos de protozoários e metazoários (Madoni, 1994).

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

2.2.3. Metazoários

Os metazoários são animais multicelulares, com um longo tempo de geração, alimentando-se de bactérias livres ou fixadas nos flocos. São frequentemente encontrados em lamas activadas de baixa carga e elevada idade de lamas. Como os protozoários, os metazoários têm como função controlar o crescimento de coliformes e bactérias patogénicas por predação, contribuindo ainda para os processos de floculação/desfloculação. A sua contribuição para o fenómeno de floculação acontece devido à adesão de bactérias filamentosas e formadoras de flocos ao muco excretado pelos metazoários. Por outro lado, por causa da sua mobilidade, fragmentam flocos de grandes dimensões e dificilmente sedimentáveis, contribuindo deste modo para o fenómeno de desfloculação (Madoni, 1994).

Os metazoários mais comuns encontrados em ETAR são:

- Rotíferos: são os que surgem com maior frequência em ETAR, indicando lamas de idade elevada, bom arejamento e qualidade elevada do efluente final.
- Nematodes: estão presentes em todas as cargas orgânicas e em períodos de sub-arejamento.
- Anelídeos: surgem com pouca frequência e indicam elevada idade de lamas, cargas orgânicas muito baixas, elevada qualidade do efluente final e ocorrência de nitrificação.

3. ETAR DA RIBEIRA DE FRADES

Neste capítulo é descrita a ETAR da Ribeira de Frades, local de estudo deste trabalho, na qual foram realizadas recolhas de amostras do afluente (entrada), da saída do decantador primário, do tanque de arejamento e do efluente (saída).

3.1. Enquadramento da ETAR

A estação de tratamento de águas residuais da Ribeira de Frades situa-se na margem esquerda do antigo leito maior do rio Mondego, tendo entrado em actividade em 1997. A gestão e manutenção da ETAR encontram-se a cargo das *Águas do Centro Litoral*. A ETAR está dimensionada para uma população de 45000 e.p. (equivalente populacional), com um caudal de 1770 m³/dia, destinando-se ao tratamento de águas residuais urbanas e utilizando para o efeito um sistema de lamas activadas.



Figura 3.1 - Vista da ETAR da Ribeira de Frades.

Na Tabela 3.1 encontram-se as principais características da instalação da ETAR.

Tabela 3.1 – Principais características da instalação da ETAR.

Pré-tratamento	2 grades de limpeza em série 2 desarenadores circulares, tipo “Pista”: d=4,0 m 1 medidor de caudal: canal Parshall de 30,5 cm
Tratamento primário	2 decantadores primários: d=15 m; V=884m ³
Tratamento biológico	2 tanques de arejamento: V=1250 m ³ ; h=4,10 m 2 decantadores secundários: d=15 m; V=1033 m ³ 2 arejadores e 2 turbinas: P=30 W/m ³
Tratamento de lamas	1 digestor anaeróbio: d=21 m; V= 4129 m ³
Desidratação das lamas	1 filtro-prensa de banda contínuo com tela: l=1,5m
Destino final do efluente	rio Mondego

3.2. Funcionamento da ETAR

O tratamento de águas residuais na ETAR da Ribeira de Frades segue as etapas descritas de seguida.

3.2.1. Pré-tratamento

O afluente chega à ETAR e é conduzido até à gradagem que dispõe de dois canais paralelos, cada um deles com duas grades em série, sendo a primeira grade constituída por barras, separadas entre si 3 cm, seguindo-se uma grade com espaçamento entre as barras de 1 cm. Uma das grades é mecanizada sendo os detritos lançados em contentores de utilização urbana. Seguidamente o afluente segue para os dois desarenadores localizados a jusante das grades de cada canal. Cada desarenador tem uma capacidade de desarenamento que excede largamente os caudais previstos, pelo que um pode ser utilizado como reserva. A remoção de areias depositadas é feita por meio de um sistema “air lift”, para um depósito de onde parte um sistema de parafuso sem fim que as eleva para o contentor. Finalmente, o afluente passa por um canal *Parshall*, para medição, registo e quantificação dos caudais.

3.2.2. Tratamento primário

Como fase preparatória do tratamento biológico, a decantação primária irá reduzir a carga nas unidades de tratamento posteriores. Os decantadores primários são circulares tendo interiormente uma fossa para onde são encaminhadas as lamas através de raspadores de fundo. Daí são extraídos por pressão hidrostática para uma câmara onde estão alojadas as válvulas telescópicas de controlo da saída, seguindo graviticamente para o poço de bombagem das lamas do digestor. Cada decantador encontra-se equipado com uma ponte raspadora e com um descarregador periférico de altura regulável.

3.2.3. Tratamento secundário

Após a decantação primária o efluente é conduzido aos tanques de arejamento por uma tubagem onde se mistura com as lamas provenientes dos decantadores secundários. A distribuição do afluente proveniente dos decantadores primários bem como das lamas de recirculação é feita a partir duma caixa aberta que distribui o canal pelos tanques de arejamento. Nos tanques de arejamento, os arejadores estão instalados em dois tanques de secção quadrada onde o afluente é fortemente arejado por duas turbinas, uma em cada tanque. O nível dos tanques de arejamento pode ser regulável por meio dos descarregadores e a imersão das turbinas pode também ser regulada para controlo da potência consumida e da consequente quantidade de oxigénio fornecida. A saída do líquido do tanque de arejamento faz-se, como referido, por um descarregador ajustável, com um deflector de tranquilização. O líquido à saída é reunido numa caixa central donde é conduzido para os decantadores secundários.

Após passar nos dois tanques de arejamento o afluente segue para os dois decantadores secundários. Tal como nos decantadores primários, a entrada do afluente faz-se por uma chaminé central na qual é apoiada a ponte giratória, tendo interiormente um raspador de fundo que encaminha as lamas para a fossa respectiva. A extracção destas lamas é feita por pressão hidrostática para uma câmara onde estão alojadas duas válvulas telescópicas, uma para cada decantador, seguindo graviticamente para o poço de bombagem de lamas mistas que as eleva para o digestor.

Assim, o tratamento das lamas provenientes de decantadores primários e secundários é efectuado no digestor anaeróbio. O processo consiste na digestão de lamas à temperatura

ambiente com tempo de retenção suficiente para estabilização da matéria orgânica. As lamas são posteriormente extraídas do digestor e desidratadas, através de um sistema de desidratação mecânica, designadamente um filtro-prensa.

3.3. Instalação à Escala Laboratorial

De modo a estudar o efeito da variação de variáveis operacionais sobre o rendimento da ETAR, nomeadamente o tempo de agitação e o arejamento no tanque, foi montada uma instalação à escala laboratorial num laboratório do ISEC, que pode ser visualizada na Figura 3.2. A instalação foi concebida de forma a procurar mimetizar o modo de funcionamento da ETAR da Ribeira de Frades, permitindo ensaiar à escala piloto a alteração de condições operacionais de difícil prossecução na ETAR real.

A instalação laboratorial utilizada baseia-se num reactor contínuo perfeitamente agitado (CSTR). O reactor utilizado é uma estrutura cilíndrica construída em acrílico com um volume de cerca de 6 litros. Neste trabalho experimental o volume utilizado foi geralmente de 5,2 L. O reactor está equipado com um sistema de agitação e borbulhamento ligado a uma bomba de ar, o que possibilita o arejamento forçado e a mistura do licor misto. O afluente é alimentado ao reactor por meio de uma bomba peristáltica. O licor misto é continuamente descarregado para o decantador secundário através de uma tubagem. Sendo depois descarregado para um recipiente, recolhendo o clarificado para posterior análise. Um conjunto de temporizadores permitiu controlar o funcionamento do reactor, actuando sobre a bomba de arejamento e alimentação.

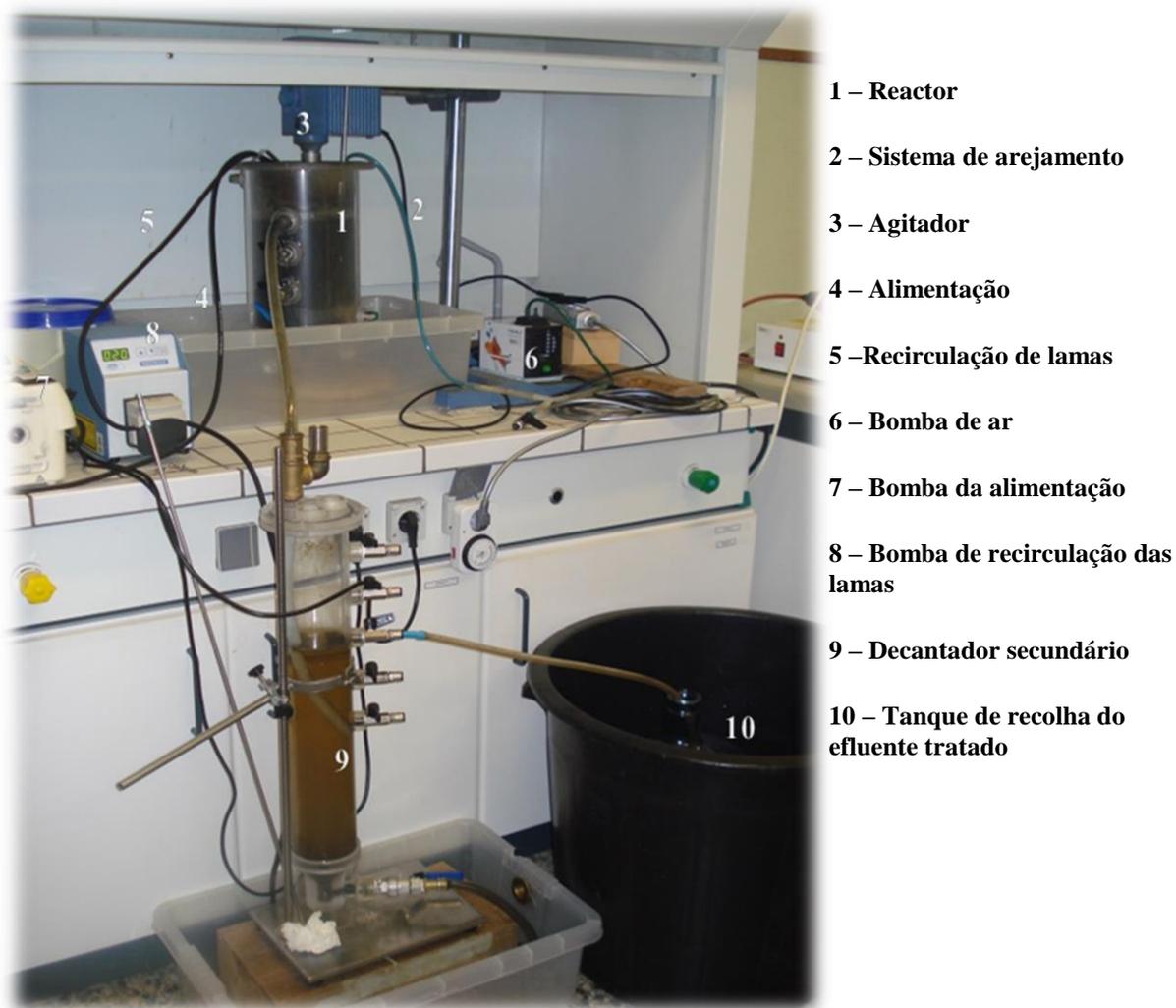


Figura 3.2 – Instalação à escala laboratorial.

O inóculo utilizado no início da operação foi 5,2 L de licor misto proveniente do tanque de arejamento da ETAR de Ribeira de Frades. A alimentação introduzida no reactor foi proveniente da saída do decantador primário da ETAR de Ribeira de Frades.

A operação do reactor foi realizada nas instalações do Departamento de Engenharia Química e Biológica desde o dia 17 de Junho até ao dia 16 de Julho. Este estudo foi efectuado de modo a verificar se existiam alterações no licor misto e efluente final com a diminuição do tempo de agitação e arejamento.

O período de operação foi dividido em 2 fases com o modo de funcionamento desejado, apresentado de seguida:

- **Fase 1:** Esta fase começou no dia 17 de Junho, às 17 horas, e terminou no dia 2 de Julho, às 10:55 horas. Foi assinalada pelo começo da experiência e pela ambientação do inóculo. O principal objectivo desta fase foi o crescimento da concentração da biomassa dentro do reactor e a sua adaptação às condições envolventes. Nesta primeira fase mantiveram-se as mesmas configurações da ETAR de Ribeira de Frades de modo a que o processo estabilizasse em parâmetros similares.
- **Fase 2:** Esta fase começou no dia 2 de Julho, às 11 horas, e teve o seu final no dia 16 de Julho, às 11 horas. O principal objectivo desta fase foi avaliar as possíveis alterações no licor misto e efluente final, decorrentes das modificações introduzidas no tempo de agitação e de arejamento.

4. MATERIAL E MÉTODOS

No sentido de caracterizar o sistema de lamas activadas e de manter os processos em bom funcionamento, são necessárias análises microbiológicas, sendo estas um complemento das análises físico-químicas. Neste capítulo estão descritos os pontos de amostragem na ETAR, os procedimentos utilizados nas diversas análises físicas, químicas e microbiológicas realizadas, assim como os equipamentos usados.

4.1. Amostragem

Este estudo foi efectuado no período compreendido entre Janeiro e Junho de 2015, na ETAR de Ribeira de Frades. Durante este período foram recolhidas, duas vezes por semana, amostras do afluente, do decantador primário 2, do tanque de arejamento 2 e do efluente. Na Figura 4.1 encontra-se um esquema da ETAR.

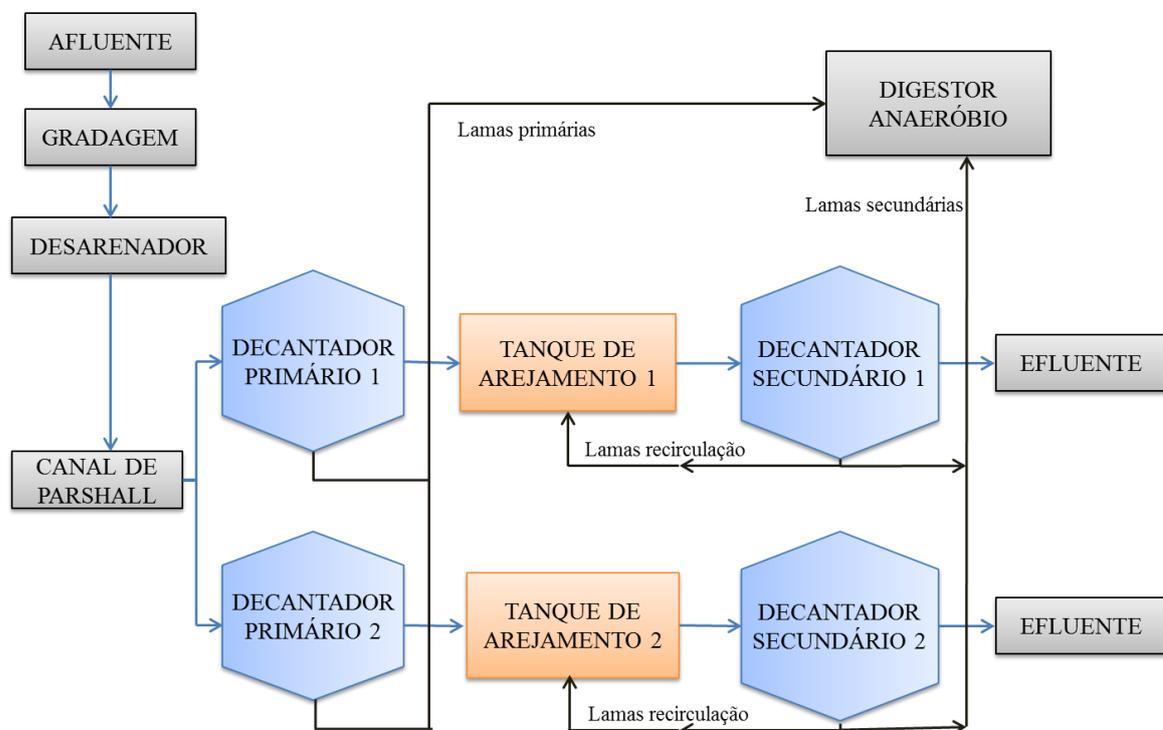


Figura 4.1 – Representação esquemática da ETAR.

Na Figura 4.2 apresentam-se os diferentes locais onde foi realizada a recolha das amostras do afluente, do decantador primário, do tanque de arejamento e do efluente.

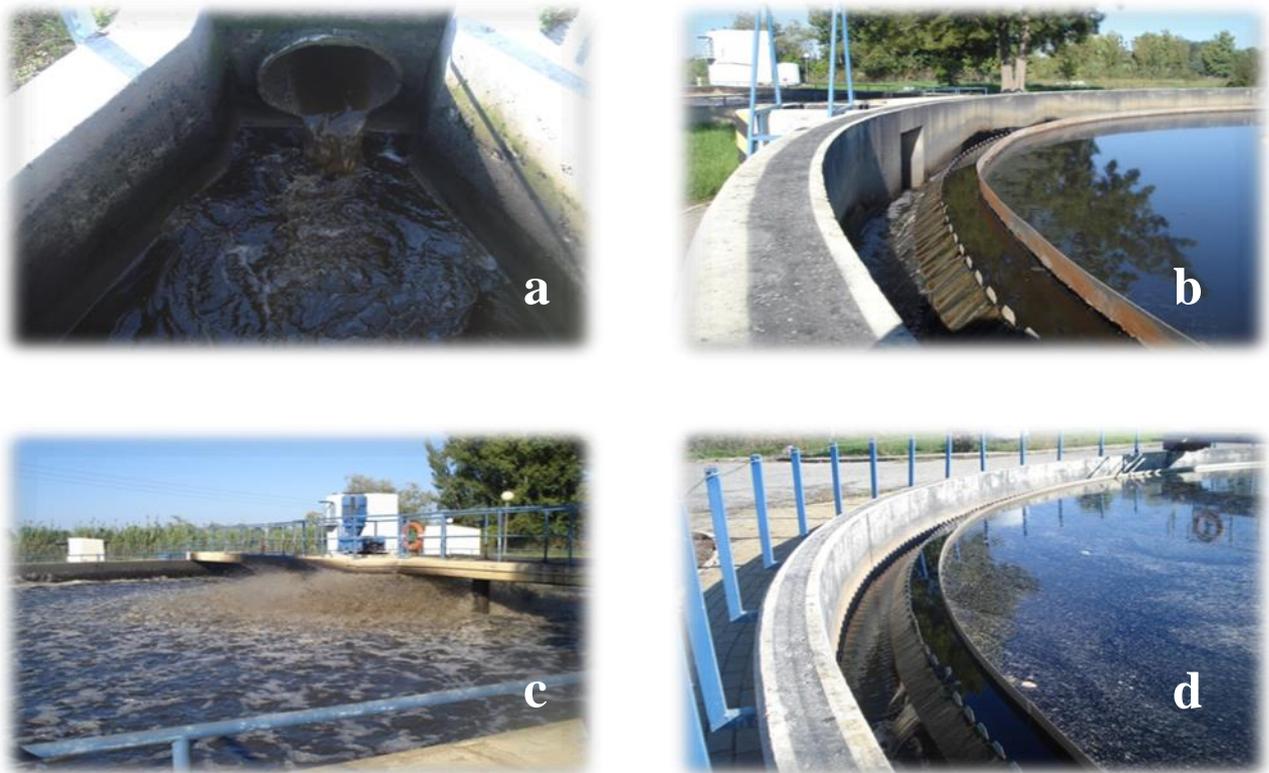


Figura 4.2 – Local de recolha das amostras do a) afluente, b) decantador primário, c) tanque de arejamento e d) efluente.

4.2. Material e Equipamentos

Para a realização das análises físico-químicas foram utilizados *kits* de análise, comumente utilizados no controlo das ETAR pela *Águas do Centro Litoral*, nomeadamente para a determinação da carência química de oxigénio (CQO), azoto total e carbono orgânico total (TOC). Na Tabela 4.1 estão apresentadas as principais características dos *kits* usados ao longo do trabalho experimental.

Tabela 4.1 – Principais características dos *kits* utilizados.

Parâmetro	Nome do Kit	Gama	Marca
CQO	LCK 514	100-2000 mg/L	Hach Lange
	LCK 314	15-150 mg/L	Hach Lange
Azoto total	LCK 338	20-100 mg/L	Hach Lange
	LCK 238	5-40 mg/L	Hach Lange
TOC	LCK 386	30-300 mg/L	Hach Lange
	LCK 385	3-30 mg/L	Hach Lange

Durante este trabalho experimental foram ainda utilizados os equipamentos referidos na Tabela 4.2, fundamentais para a execução das diversas análises.

Tabela 4.2 – Principais equipamentos utilizados na realização da actividade experimental.

Equipamento	Marca	Modelo
Reactor	Hach Lange	HT 200 S
Fotómetro	Hach Lange	DR 2800
Agitador	Hach Lange	TOC-X5
Medidor pH	Metrohm	691 pH meter
Estufa	Nahita	Drying Oven 631 Plus
Mufla	W. C. Heraeus	KR 170
Balança	Mettler Toledo	AG 204
Bomba de vácuo	Gelman Instrument	Little Giant 13152
Microscópio óptico	Leica	DM 2000
Câmara de aquisição	Leica	DFC 310 FX

4.3. Análises Físicas

As análises físicas realizadas foram a determinação dos sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV). Em águas residuais, os sólidos referem-se à matéria sólida suspensa ou dissolvida nos efluentes. Medem a fracção da matéria orgânica que existe em suspensão e é obtida por filtração, através de uma membrana filtrante, de um dado volume de água. A quantidade de sólidos suspensos é uma das características mais importantes dos efluentes e serve como parâmetro de dimensionamento das ETAR. A determinação da taxa de remoção de sólidos suspensos é, deste modo, um dos factores pelo qual se avalia a eficiência do tratamento.

As análises aos sólidos suspensos foram realizadas de acordo com o procedimento do *Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater, secção 2540* (APHA, et al., 1999). Assim, para determinar os sólidos suspensos (totais e voláteis) nas amostras foi necessário preparar filtros de fibra de vidro (Whatman GF/C Ø 47 mm), tendo sido lavados com 3 porções de 20 mL de água destilada, até à remoção de todos os vestígios de água, num sistema de filtração equipado com uma bomba de vácuo (Gelman Instrument, Little Giant 13152). Seguidamente os filtros foram colocados numa estufa (Nahita, Drying Oven G31 Plus) em cápsulas de porcelana previamente identificadas durante 15 minutos a 105 °C. Foram então retirados e deixados a arrefecer num exsiccador até atingirem peso constante.

Seguidamente, e para proceder à filtração da amostra colocou-se um filtro no sistema de filtração por vácuo, filtrando-se de seguida 25 mL de amostra. Filtraram-se posteriormente 3 porções de 10 mL de água destilada de forma a lavar o filtro. O filtro foi cuidadosamente removido e deixado a secar na estufa a 105 °C durante 1 hora. Depois a cápsula com o filtro foi colocada no exsiccador até atingir peso constante e seguidamente pesada para a determinação dos sólidos suspensos totais. Finalmente, para a determinação dos sólidos suspensos voláteis, colocou-se a cápsula com o filtro na mufla (W. C. Heraeus, KR 170) durante 20 minutos a 550 °C. Posteriormente a cápsula com o filtro foi colocada no exsiccador até peso constante e finalmente pesada. Na Figura 4.3 encontra-se representado o sistema de filtração utilizado para a determinação dos sólidos suspensos.



Figura 4.3 – Equipamento de filtração utilizado para a determinação dos sólidos suspensos.

4.4. Análises Químicas

Das análises químicas realizadas destacam-se a determinação da carência química de oxigénio (CQO), da carência bioquímica de oxigénio (CBO₅), do azoto total e do carbono orgânico total (TOC). Para a determinação das análises da CQO, do azoto total e do TOC foram utilizados o reactor Hach Lange HT 200S e o fotómetro Hach Lange DR 2800 apresentados na Figura 4.4.



Figura 4.4 – Equipamento utilizado para análises químicas a) reactor HT 200 S e b) fotómetro DR 2800.

4.4.1. Análise da carência química de oxigénio (CQO)

A carência química de oxigénio é uma medida da quantidade de oxigénio necessária à oxidação da matéria orgânica e mineral, oxidável, presente numa água residual, por acção de um agente oxidante forte sob condições controladas. Neste trabalho experimental a CQO foi determinada através dos *kits* LCK 314 e LCK 514 mostrados na Figura 4.5.



Figura 4.5 – Kits utilizados para a determinação de CQO.

Para a determinação da CQO agitou-se vigorosamente a cuvete de teste que contém as quantidades exactas de todos os reagentes que intervêm na reacção (dicromato de potássio, sulfato de prata e sulfato de mercúrio). Seguidamente pipetou-se 2 mL de amostra perfeitamente homogeneizada voltando-se a agitar a cuvete de teste. Uma vez preparadas todas as amostras a analisar, foram colocadas a digerir no reactor, durante 15 minutos a 170 °C. Após retirar as amostras do reactor voltou-se a agitar e deixou-se arrefecer, procedendo-se depois à leitura no fotómetro. No caso da gama de concentrações de 15-150 mg/L, correspondente ao *kit* LCK 314, a quantidade de dicromato necessária para oxidar toda a matéria orgânica é medida espectrofotometricamente a 448 nm, e para a gama de concentrações de 100-2000 mg/L correspondente ao *kit* LCK 514, a determinação é efectuada a 605 nm.

4.4.2. Análise da carência bioquímica de oxigénio (CBO₅)

A carência bioquímica de oxigénio é um parâmetro que mede o teor em matéria orgânica biodegradável. Define-se como a quantidade de oxigénio, em miligramas por litro, necessária para estabilizar por oxidação a matéria orgânica de um efluente por acção microbológica. De referir que a determinação da CBO₅ foi efectuada nos laboratórios das *Águas do Centro Litoral*.

4.4.3. Análise do azoto total

O azoto é importante para o desenvolvimento dos microrganismos envolvidos nos tratamentos biológicos, sendo considerado um dos seis macronutrientes (C, O, H, N, S e P). Há quatro formas principais que o azoto se pode apresentar em águas residuais: azoto amoniacal, azoto orgânico, nitratos e nitritos. O azoto total inclui os nitratos e os nitritos e o azoto de Kjeldahl total, que abrange o azoto amoniacal e o azoto orgânico. Neste trabalho experimental apenas se determinou a concentração de azoto total, através dos *kits* LCK 338 para concentrações entre os 20 e 100 mg/L e LCK 238 para concentrações de 5 a 40 mg/L, apresentado na Figura 4.6.



Figura 4.6 – Kits usados para a determinação do azoto total.

A metodologia de determinação do azoto total dependeu do *kit* utilizado. Para o *kit* LCK 338, pipetou-se para um tubo de digestão 0,2 mL de amostra a analisar, 2,3 mL de solução A (hidróxido de sódio) e 1 comprimido oxidante B (peroxidissulfato de potássio e metaborato de sódio). Uma vez preparadas todas as amostras, foram colocadas no reactor, durante 15 minutos a 170 °C. Depois de retirar as amostras do reactor, e deixar arrefecer, colocou-se 1 microcápsula (sulfato de sódio e azida de sódio) e agitou-se vigorosamente. Seguidamente pipetou-se 0,5 mL da amostra digerida para a cuvete de teste e 0,2 mL de solução de 2,6 dimetilfenol em ácido sulfúrico e ácido fosfórico e voltou-se a agitar. Aguardou-se 15 minutos e procedeu-se depois à leitura no fotómetro, a um comprimento de onda de 370 nm. Para o *kit* LCK 238 o procedimento é idêntico com excepção das quantidades iniciais, em que se pipetou para um tubo de digestão 0,5 mL de amostra a analisar, 2,0 mL de solução A (hidróxido de sódio) e 1 comprimido oxidante B (peroxidissulfato de potássio e metaborato de sódio).

4.4.4. Análise do carbono orgânico total (TOC)

Em águas residuais podem existir dois tipos de carbono, o carbono orgânico e o inorgânico. Neste trabalho experimental determinou-se o carbono orgânico total, através dos *kits* LCK 386 e LCK 385 mostrado na Figura 4.7. O *kit* LCK 386 é utilizado para concentrações que variam entre os 30 e 300 mg/L, enquanto o *kit* LCK 385 é usado para concentrações entre os 3 e 30 mg/L.



Figura 4.7 – Kits utilizados para a determinação do TOC.

Na Figura 4.8 encontra-se a imagem das cuvetes de teste, das cuvetes indicador e das rolhas duplas utilizadas para a determinação do TOC.



Figura 4.8 – Material do *kit* do TOC a) cuvete de teste, cuvete indicador e rolhas duplas e b) cuvetes com a rolha dupla.

A metodologia de determinação do TOC dependeu do *kit* utilizado. Para o *kit* LCK 386, pipetou-se 1,0 mL de amostra a analisar para a cuvete de teste. De seguida colocou-se a cuvete, aberta, no agitador, durante 5 minutos. Quando terminaram os 5 minutos, abriu-se a cuvete indicador e aplicou-se a rolha dupla. Fechou-se rapidamente a cuvete teste com a cuvete indicador preparada anteriormente. Uma vez preparadas todas as amostras, foram colocadas no reactor, durante 2 horas a 95 °C. Depois de retirar as amostras do reactor e deixar arrefecer até temperatura ambiente, colocou-se no fotómetro para proceder à sua leitura. A medição é efectuada espectrofotometricamente a 435 nm.

Para o *kit* LCK 385 o procedimento é idêntico com excepção da quantidade inicial, em que se pipetou para a cuvete de teste 2,0 mL da amostra a analisar.

4.5. Análises Microbiológicas

Para um melhor entendimento e controlo do tratamento das águas residuais, é fundamental o conhecimento da estrutura da comunidade microbiana utilizada nos processos de tratamento. As análises microbiológicas realizadas às amostras abrangeram a quantificação e identificação dos protozoários e metazoários presentes, envolvendo ainda a aquisição, processamento e análise de imagens para a determinação de parâmetros morfológicos da biomassa agregada e filamentosa.

4.5.1. Identificação e quantificação de protozoários e metazoários

Durante o transporte para o ISEC da amostra recolhida na ETAR foi utilizada uma bomba de aquário com o objectivo de arejar a amostra, uma vez que são microrganismos aeróbios e o oxigénio na amostra vai sendo consumido após a colheita de amostra. A amostra para observação microscópica foi preparada depositando, com o auxílio de uma micropipeta, 5 μ L por poço (8 mm \varnothing) de uma lâmina, posteriormente coberta com uma lamela. De seguida a amostra foi visualizada ao microscópio óptico em campo claro, por norma a uma ampliação total de 100 vezes, percorrendo toda a área do poço e identificando os protozoários e

metazoários existentes na amostra. Foram realizadas amostras para observação em triplicado para que os resultados fossem o mais representativos possível.

4.5.2. Aquisição, processamento e análise de imagens

A caracterização morfológica dos agregados microbianos foi realizada através da aquisição, processamento e análise de imagens das amostras recolhidas. A preparação das amostras para a visualização ao microscópio foi semelhante à descrita no ponto anterior. Seguidamente foi efectuada a observação, e aquisição das imagens, num microscópio óptico em campo claro a uma ampliação total de 100 vezes, adquirindo 30 imagens por poço. Foram monitorizados três poços por cada amostra de modo a que os resultados fossem representativos.

A aquisição das imagens foi realizada pelo software *Leica Application Suite V.3.3.0* com recurso a uma câmara DFC310 FX acoplada ao microscópio óptico LEICA DM 2000, em escala de cinzentos a 8 bits, a que correspondem 256 níveis de cinzento, e um tamanho de imagem de 1392×1040 pixéis.

Para o processamento e análise de imagem foi utilizado um programa previamente desenvolvido em Matlab 7.8 (The Mathworks, Natick, USA), adaptando os parâmetros de modo a otimizar o tratamento das imagens. Após o processamento das imagens originais, foram obtidas imagens binárias, das quais foram determinados os seguintes parâmetros morfológicos dos agregados: diâmetro (Diam), perímetro (Per), percentagem em área (PercAr) e área total (AT). Foi ainda determinado o comprimento total dos filamentos (TL), assim como a relação entre o comprimento total dos filamentos e a área total dos agregados (TL/AT).

Na Figura 4.9 encontram-se representados os equipamentos utilizados na aquisição das imagens.

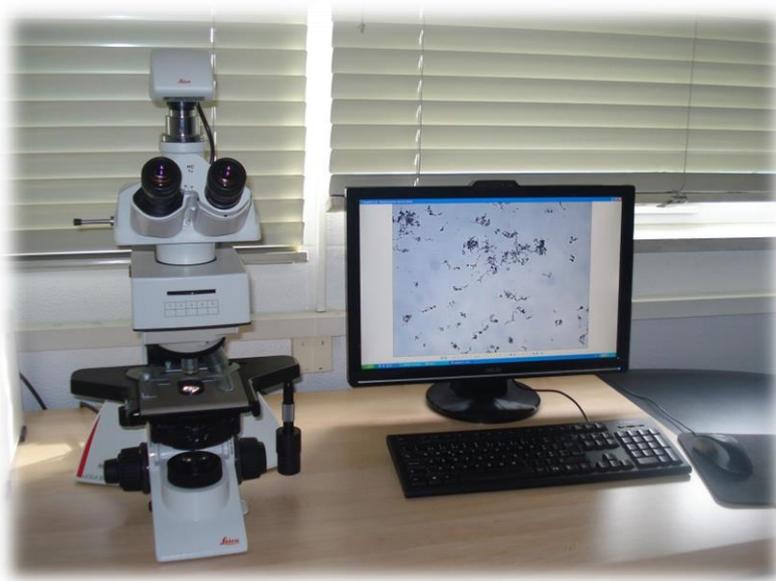


Figura 4.9 – Equipamento para aquisição das imagens.

4.6. Técnicas de Estatística de Análise Multivariável

A análise estatística multivariável é uma ferramenta bastante útil na análise de dados e possibilita o estudo de fenómenos complexos, permitindo efectuar o tratamento de diversas variáveis simultaneamente. Consiste num conjunto de métodos ou técnicas estatísticas que usam conjuntamente todas as variáveis na interpretação teórica do conjunto de dados obtidos, com a finalidade de simplificar ou facilitar a sua interpretação (Neto, 2004, Bakke, et al., 2008).

Existem vários métodos de análise multivariável com finalidades bem diversas entre si, tendo sido realizadas, neste trabalho, a análise de correlações cruzada, a análise de componentes principais (ACP) e a regressão linear multivariável pelo método dos mínimos quadrados parciais (PLS).

A correlação cruzada tem como objectivo determinar a existência ou ausência de uma correlação entre duas variáveis. Assim, para o conjunto de todas as amostras e para cada vector correspondendo a uma determinada variável é determinado o seu coeficiente de correlação R para todas as outras variáveis.

A análise de componentes principais é uma técnica de análise estatística de simplificação de informação, usada para representar as relações entre um conjunto de variáveis através de um menor número de características. O objectivo desta técnica consiste na redução do número de variáveis iniciais identificando os factores comuns subjacentes, designados como componentes principais (PC), garantindo uma perda residual de informação. Também se pretende evidenciar a estrutura fundamental implícita nos dados iniciais, identificando um número reduzido de factores independentes (Reis, 1997) (Pestana & Gageiro, 2009). Os componentes principais são calculados por ordem decrescente de importância, isto é, o primeiro explica o máximo possível da variância dos dados originais, o segundo o máximo possível da variância ainda não explicada e assim sucessivamente até serem obtidos tantos componentes principais quantas as variáveis originais (Reis, 1997).

A regressão linear multivariável é, também, uma técnica de análise estatística, onde o principal objectivo é obter uma relação matemática entre uma das variáveis (a variável dependente) e as restantes variáveis que representam o sistema (as variáveis independentes). A sua função principal é produzir valores para a variável dependente quando as variáveis independentes são conhecidas, sendo esta técnica utilizada na previsão de resultados (Neto, 2004) (Bakke, et al., 2008). Para este efeito pode utilizar-se o método dos mínimos quadrados parciais (PLS), bastante vantajoso quando se pretende prever uma ou mais variáveis de resposta (Y), em função de um conjunto de variáveis explicativas correlacionadas entre si (X). Este método permite reduzir as variáveis e transformá-las num novo conjunto de variáveis não correlacionadas, designadas por factores latentes que procuraram explicar a máxima covariância entre os pares X e Y (Umetri, 1998). Deste modo é possível combinar as características da análise de componentes principais, na escolha de factores latentes e da regressão múltipla, na previsão de Y em função dos X .

Estas técnicas de análise estatística trazem grandes vantagens no tratamento dos parâmetros deste trabalho, pois um dos objectivos deste estudo é analisar as relações entre os vários parâmetros físico-químicos e microbiológicos determinados e averiguar de que forma podem afectar o tratamento efectuado na ETAR.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados experimentais obtidos nos ensaios realizados. Começando por apresentar os resultados físico-químicos e seguidamente os microbiológicos.

5.1. Resultados físico-químicos

Os resultados físico-químicos serão apresentados em duas subsecções, começando por apresentar os resultados da monitorização da ETAR da Ribeira de Frades no período compreendido entre Janeiro e Junho e de seguida a monitorização da estalação piloto montada num laboratório do ISEC efectuada entre 17 de Junho e 16 de Julho.

Do conjunto de análises realizadas, apresentam-se de seguida a representação gráfica dos resultados considerados mais importantes para a caracterização dos dois sistemas em estudo.

5.1.1. Monitorização da ETAR

De modo a avaliar o comportamento do processo de tratamento de águas residuais foram determinadas as concentrações da carência química de oxigénio (CQO), carência bioquímica de oxigénio (CBO₅), azoto total, sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e carbono orgânico total (TOC), apresentando-se nas figuras seguintes a evolução destes parâmetros ao longo do tempo.

A determinação da carência química de oxigénio de um dado efluente assume um especial interesse, pois mede a capacidade orgânica oxidável em águas residuais. Trata-se de um dos principais parâmetros de controlo da qualidade do efluente descarregado em estações de tratamento de águas residuais urbanas, encontrando-se regulamentado pelo Decreto de Lei n.º 152/97 de 19 de Junho alterado pelo Decreto-Lei n.º 348/98 de 9 de Novembro, Decreto-Lei n.º 198/2008 de 8 de Outubro, Decreto-Lei n.º 149/2004 de 22 de Junho e Decreto-Lei n.º 133/2015 de 13 de Julho. De acordo com este diploma, a carga orgânica de um efluente de descarga, medida em CQO, tem um valor limite de emissão (VLE) de 125 mg/L, pelo que a ultrapassagem deste valor incorre em incumprimento legal.

Neste estudo também se determinou a CBO₅ e os SST, tendo como valor limite de emissão, imposto pelo Decreto de Lei n.º 152/97 de 19 de Junho, 25 mg/L e 35 mg/L, respectivamente. Na Figura 5.1 encontram-se representadas a evolução das concentrações do TOC, dos SSV, da CQO e da CBO₅, nos quatro pontos de amostragem, assim como o VLE, quando existente.

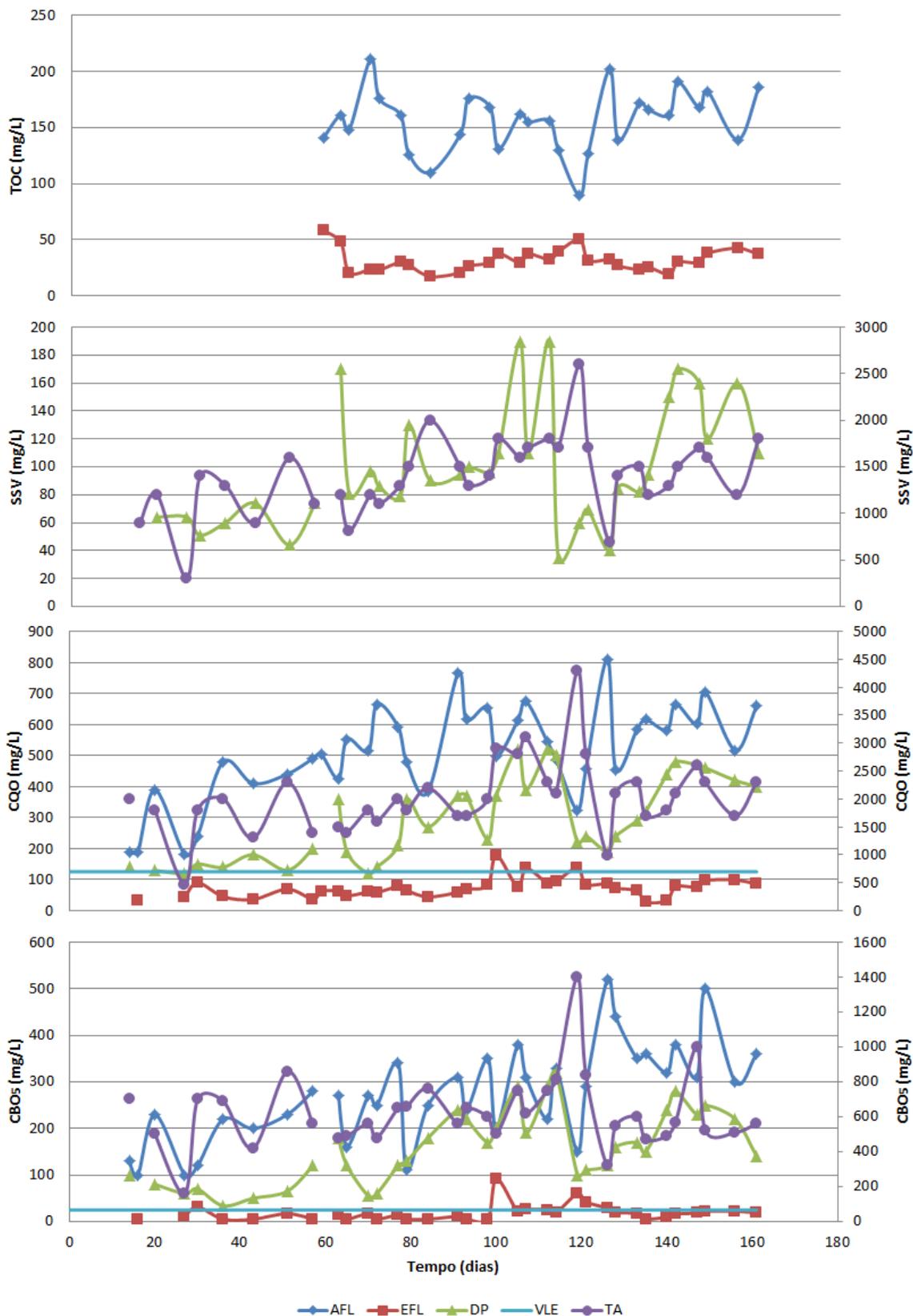


Figura 5.1 – Representação gráfica das concentrações de TOC, SSV, CQO e CBO₅ obtidas no afluente, decantador primário e efluente (eixo da esquerda) e do tanque de arejamento (eixo da direita) ao longo do tempo.

Ao longo do período de monitorização, verificou-se que as concentrações dos diferentes parâmetros apresentam algumas variações. Observa-se pela Figura 5.1 que a grande parte dos

dias tanto a CQO e a CBO₅ cumprem o VLE. Observa-se que nos dias 30, 100, 107, 119, 121 e 126 a ETAR não cumpriu em termos de CBO₅ e nos dias 100, 107 e 119 esteve em incumprimento em relação à CQO.

No dia 100 o incumprimento deveu-se ao facto de no dia anterior ter ocorrido elevada pluviosidade, o que provocou o alagamento dos decantadores e tanques de arejamento obrigando a desligar as turbinas de arejamento e, conseqüentemente o tratamento. É de referir que esta situação de afluência superior à capacidade de tratamento da ETAR, decorrente de picos de pluviosidade e conseqüentemente inundações dos órgãos de tratamento, deveria ser prevenida pela descarga através dos descarregadores de emergência e entrada em funcionamento de um “bypass” à estação de tratamento, o que parece não ter acontecido e que demonstra uma limitação técnica que deveria ser corrigida.

No dia 107 aparentemente não houve alteração do afluente de entrada, porém a ETAR não cumpriu os valores limites de emissão, previsivelmente em resultado de uma falha no tratamento que, contudo, não foi registada.

No dia 119 os decantadores principalmente os secundários estavam com bastantes lamas à superfície, denotando uma baixa sedimentabilidade e uma elevada concentração de lamas. É de referir que no dia anterior, devido à forte precipitação, os decantadores secundários transbordaram.

No dia 126 o incumprimento deveu-se previsivelmente ao facto de a concentração de lamas no tanque de arejamento ser muito reduzida, uma vez que não se tinha realizado nenhuma purga do decantador secundário, com a conseqüente recirculação de lamas aos tanques de arejamento. Esta situação deveu-se ao facto de ter havido necessidade de acumular lamas no tanque de lamas com vista a serem encaminhadas para o exterior, tendo-se carregado um camião de lamas nesse dia. De referir que neste dia é observável um pico negativo da concentração de CQO e SSV no tanque de arejamento, o que também é corroborado com o abaixamento da concentração de SST nesse dia, observável na figura seguinte.

Os valores de TOC no efluente apresentaram uma tendência de diminuição desde os 58 mg/L iniciais até ao mínimo de 17,2 mg/L, registado no dia 84.

Observa-se que no dia 27 no tanque de arejamento ocorre uma diminuição da concentração de SSV, devido possivelmente ao *washout* da biomassa. A partir de dia 27 existe uma tendência ligeiramente crescente na concentração de SSV no tanque de arejamento. Entre os dias 119 e 126 ocorreu um elevado *washout* da biomassa, tendo diminuído bruscamente a concentração dos SSV, tendo recuperado até ao final do período de monitorização. Observa-se, ainda que a concentração de SSV (tal como a de SST, na figura seguinte) no decantador primário é bastante oscilante, o que poderá indiciar algumas situações de deficiente sedimentação neste órgão de tratamento.

Relativamente à evolução da concentração da matéria orgânica, verifica-se que a CQO do afluente é bastante variável, dos 140 aos 659 mg/L com uma média de $512,2 \pm 154,2$ mg/L, o que indicia uma variabilidade grande nas características desta corrente. Tratando-se de uma ETAR que serve sobretudo uma população doméstica, esta variabilidade deve-se sobretudo ao menor ou maior grau de diluição decorrente de situações de pluviosidade, o que permite concluir que a intrusão das águas pluviais na rede de drenagem que serve esta ETAR é muito significativa.

Verifica-se que no dia 119 a CQO atingiu uma concentração bastante elevada no tanque de arejamento. Verificou-se ainda que entre os dias 119 e 126 houve uma diminuição abrupta na sua concentração, provavelmente devido ao *washout* da biomassa, já referido anteriormente, e que provocou também uma diminuição na concentração no decantador primário. Em contrapartida a concentração no afluente aumentou entre os dias 119 e 126. Nos dias seguintes os valores da concentração de CQO no decantador primário e tanque de arejamento continuaram a aumentar significativamente.

Pelo que é possível verificar, a evolução da concentração de SSV é muito semelhante à evolução da concentração da CQO no tanque de arejamento, conforme seria de esperar, uma vez que a fracção volátil dos sólidos coincide em grande parte com a matéria orgânica.

Através do gráfico da CBO₅ observa-se que a concentração do afluente durante o período de monitorização é bastante variável. É possível verificar que no decantador primário entre os dias 70 e 114 existe uma tendência crescente da concentração de CBO₅.

Na Figura 5.2 são apresentadas as concentrações dos SST, o azoto total e o pH assim como o seu VLE ao longo do tempo.

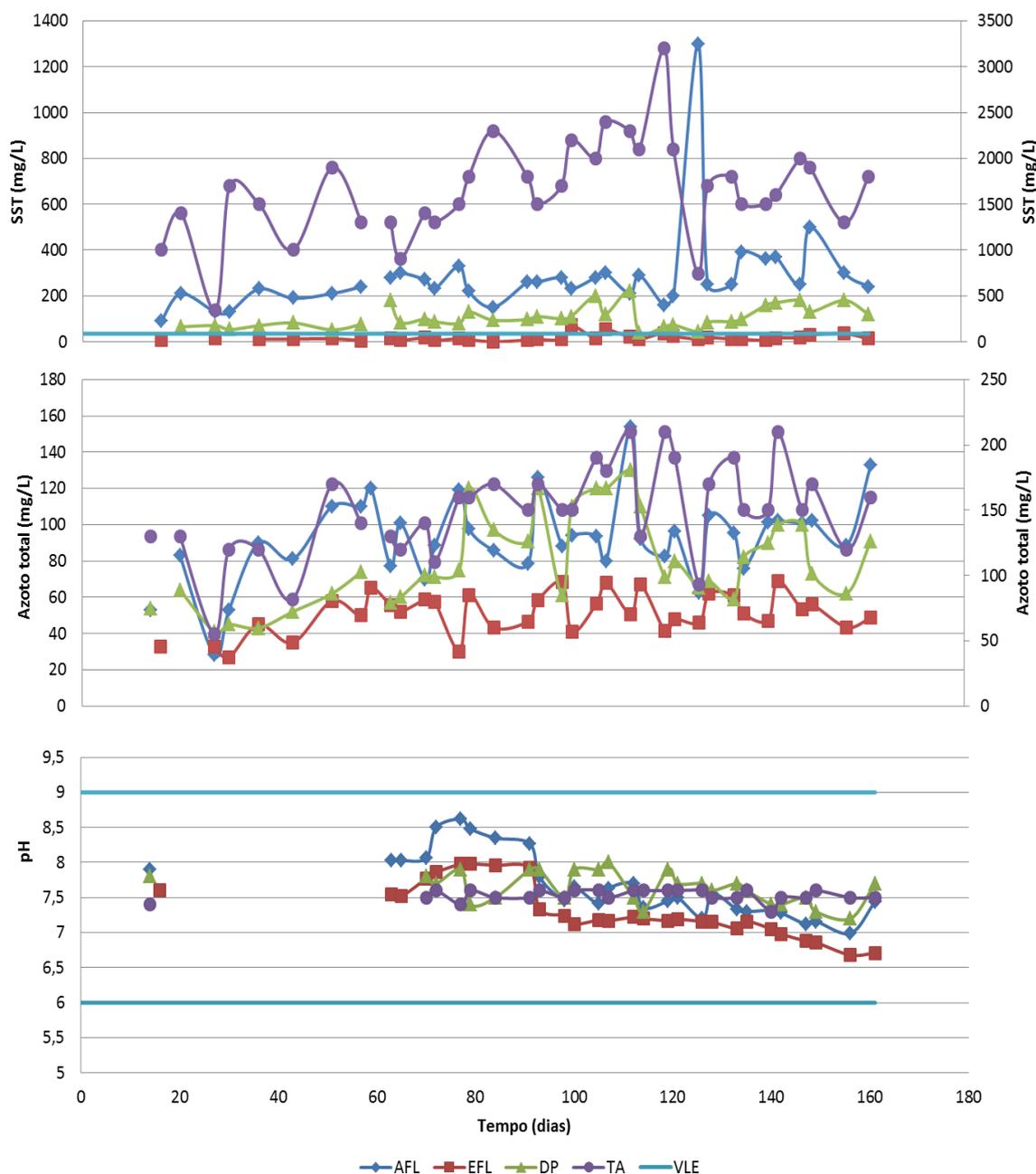


Figura 5.2 – Representação gráfica das concentrações de SST, azoto total e pH obtidas no afluente, decantador primário e efluente (eixo da esquerda) e do tanque de arejamento (eixo da direita) ao longo do tempo.

Verifica-se pela Figura 5.2 que entre os dias 65 e 119 existe uma tendência crescente na concentração de SST no tanque de arejamento. Entre os dias 119 e 126, devido a um elevado *washout* da biomassa, os SST diminuiram bruscamente. A ocorrência deste *washout* terá sido

devida, conforme se referiu anteriormente, às condições meteorológicas (de forte pluviosidade). Nos dias seguintes os valores de SST continuaram a aumentar embora para níveis inferiores aos observados anteriormente.

Em relação ao decantador primário a concentração de SST também apresenta alguma variabilidade, com alguns picos de concentração denotando provavelmente situações de deficiente sedimentabilidade. Também é possível verificar que a evolução da concentração de SST é similar à evolução da concentração de CQO, no tanque de arejamento.

Relativamente à concentração do azoto total verifica-se que nas quatro correntes estudadas a sua concentração é bastante oscilante. Em termos de concentração média no efluente descarregado ($51 \pm 11,2$ mg N/L) verifica-se que caso a ETAR descarregasse em zona sensível, de acordo com o DL 152/97 de 19 de Junho o VLE deste parâmetro seria 10 ou 15 mg N/L, caso a ETAR servisse até 100.000 equivalente populacional ou mais, respectivamente. Verifica-se, assim, que a capacidade de tratamento da ETAR de Ribeira de Frades, relativamente a este parâmetro, é bastante limitada, pelo que caso venha a ser exigida a esta unidade VLE mais exigentes em termos de azoto total a ETAR terá que ser reformulada para otimizar o processo de desnitrificação. Esta situação é, de resto, observável pelo facto de as duas linhas que traduzem a concentração de azoto total à saída do decantador primário e no efluente descarregado se encontrarem muito próximas, atestando uma reduzida capacidade de remoção de azoto no tratamento biológico desta ETAR.

Relativamente ao valor do pH não se observaram grandes variações nas amostras colhidas em todos os quatro tipos de efluentes analisados, tendo este parâmetro estado sempre dentro da gama dos VLE preconizados na legislação em vigor, bem como na gama de valores preconizada para o tratamento biológico. Há apenas a registar um período compreendido entre os dias 70 e 93, em que o pH do afluente de entrada foi superior ao valor médio ($7,7 \pm 0,5$).

Analisando a Figura 5.1 e a Figura 5.2 em relação ao SSV e SST, respectivamente, verifica-se que as suas concentrações no decantador primário e tanque de arejamento são muito semelhantes.

Com vista a averiguar da relação entre os diferentes parâmetros físico-químicos medidos procurou-se estabelecer correlações entre as variáveis mais significativas determinadas na realização deste estudo, tendo-se aplicado o método de regressão linear simples, cujos resultados se encontram representados na Figura 5.3.

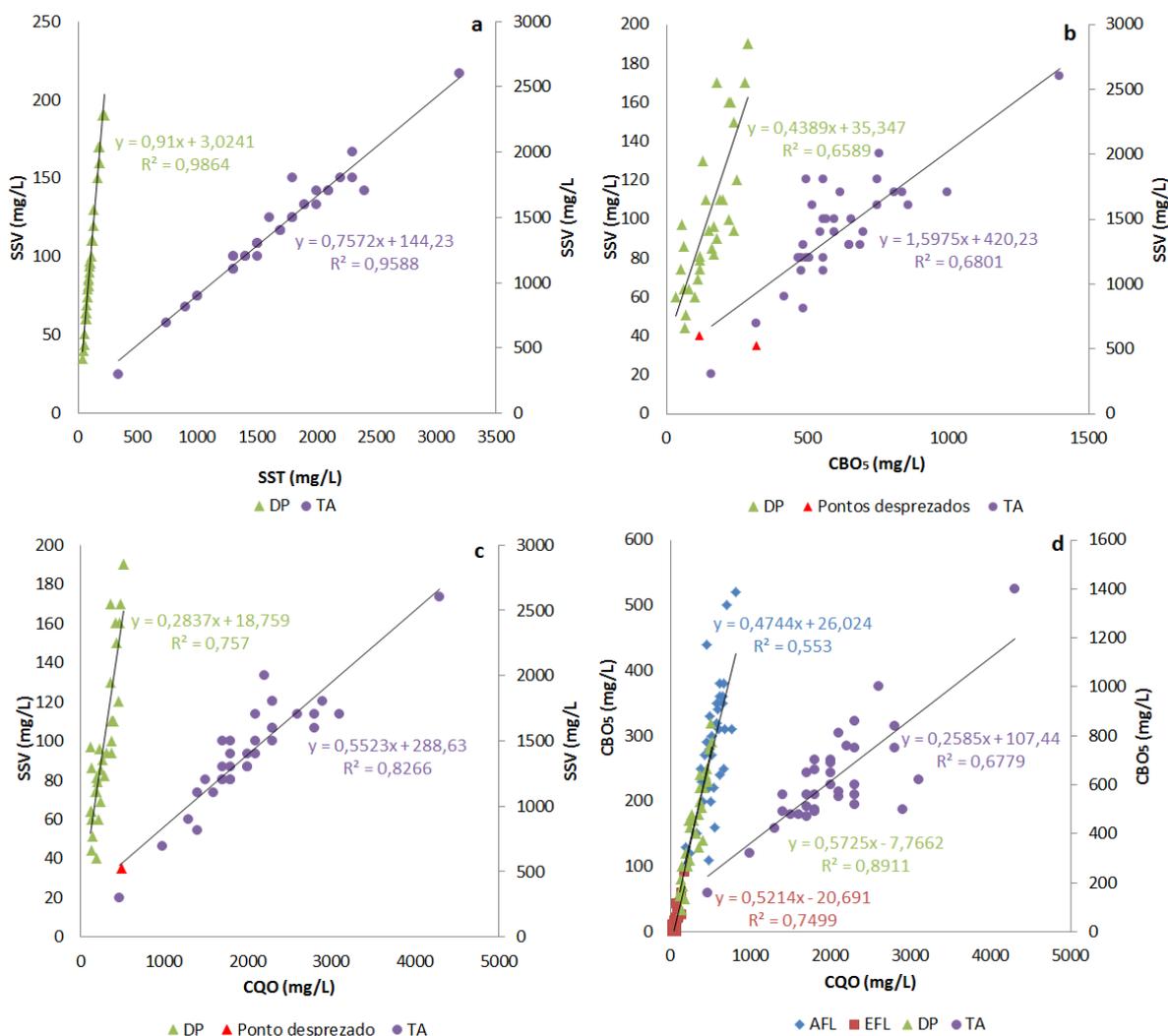


Figura 5.3 – Representação gráfica da relação entre os SSV com os SST, CQO e CBO₅ no decantador primário (eixo da esquerda) e tanque de arejamento (eixo da direita) e a relação entre a CBO₅ com a CQO, no afluente, decantador primário, tanque de arejamento (eixo da direita) e efluente.

Como se pode observar na Figura 5.3 a), a relação entre a concentração dos SST e a concentração dos SSV no decantador primário e tanque de arejamento ajusta-se claramente a uma recta (R^2 de 0,986 no decantador primário e de 0,959 no tanque de arejamento), demonstrando que a fracção de SSV nos SST se manteve praticamente inalterada durante o período em que se monitorizou a ETAR. Verificou-se ainda que os sólidos não removidos por sedimentação no decantador primário são essencialmente orgânicos (a média da relação entre estas duas variáveis é de $0,939 \pm 0,043$ mg/L).

Curiosamente a fracção de SSV no tanque de arejamento diminuiu relativamente à do decantador primário ($0,8537 \pm 0,052$ mg/L) o que não era expectável uma vez que os sólidos em suspensão no tanque são essencialmente biomassa suspensa (que sendo orgânica é quantificada como SSV).

Outra constatação decorrente da análise por regressão linear simples, é a correlação observada entre as concentrações de SSV e CQO e de SSV e CBO₅, como se pode verificar na Figura 5.3 b) e c). Estas correlações não se apresentam tão elevadas como no caso da correlação entre os SSV e os SST, apesar de os coeficientes de determinação ainda serem bastante elevados. Para a relação entre os SSV e a CQO no decantador primário o R^2 é de 0,757 e no tanque de arejamento de 0,827. Relativamente à relação entre SSV e CBO₅ no decantador primário o R^2 é de 0,659 e no tanque de arejamento de 0,680. A correlação observada entre

estes parâmetros atesta que a maioria dos sólidos medidos como SSV são de natureza orgânica, observando-se uma melhor correlação entre SSV e CQO, o que se poderá dever à maior incidência de erros experimentais na determinação da CBO₅. De referir que não se incluíram os resultados das amostras de afluente e efluente tratado, pois não foram medidos os SSV.

Relativamente à correlação entre a CBO₅ e CQO, apenas foram representados os pontos do efluente com concentração de CBO₅ superior ao limite de quantificação.

Obteve-se uma correlação muito boa da matéria orgânica à saída do decantador primário que também se correlaciona bem com a matéria orgânica do afluente e efluente tratado.

Verifica-se que há uma melhor correlação à saída do decantador primário do que à entrada, o que poderá ser explicado pelo facto de a composição relativa da matéria orgânica e inorgânica no afluente ser muito variável, pois trata-se de um afluente bruto. Assim, no processo de decantação são removidos essencialmente os sólidos suspensos de maiores dimensões, mais facilmente sedimentáveis, que poderão apresentar diferentes fracções de matéria oxidável não biodegradável, reduzindo a correlação entre a CQO e a CBO₅ no afluente. Após a sua eliminação no decantador primário, a matéria orgânica remanescente é mais homogénea e essencialmente de carácter orgânico, levando a uma maior correlação entre a CBO₅ e a CQO no efluente à saída do decantador primário.

Verifica-se, ainda que o conjunto de amostras do afluente, decantador primário e efluente apresentam comportamento semelhante e distinto das amostras do tanque de arejamento, o que poderá ser explicado pelo facto de nestas amostras a matéria orgânica não decorrer da poluição que aflui à ETAR, mas antes essencialmente da biomassa suspensa que caracteriza as lamas activadas e que apresenta caracterização distinta. Curiosamente a relação CBO₅/CQO no tanque de arejamento é relativamente mais baixa do que nas restantes correntes, o que poderia sugerir uma menor biodegradabilidade de parte da biomassa suspensa.

Se analisarmos conjuntamente as 3 correntes com características semelhantes, (afluente, decantador primário e efluente tratado) obtém-se uma correlação com um coeficiente de determinação (R^2) de 0,877 e uma relação entre as duas variáveis de $CBO_5 = 0,5664 CQO - 16,956$. Analisando gráficos análogos aos obtidos no estudo da relação entre a CQO e CBO₅ e os SSV, mas entre os parâmetros caracterizadores da matéria orgânica e os SST, conclui-se que são semelhantes com os acima representados, face à boa correlação obtida entre os SST e SSV.

A eficiência de tratamento observada na ETAR relativamente à concentração de CBO₅, CQO e SST ao longo do tempo é apresentada na Figura 5.4.

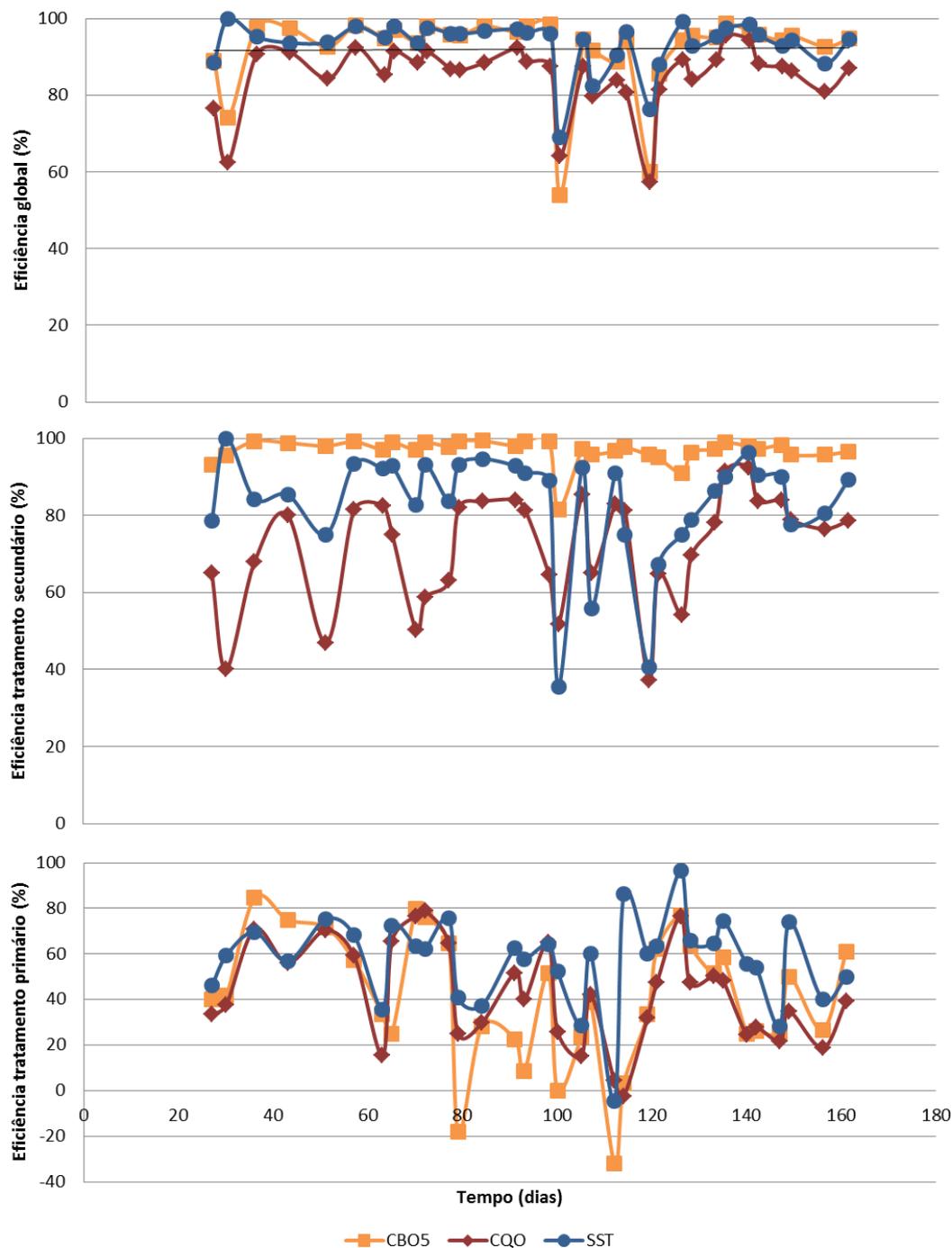


Figura 5.4 – Representação gráfica da eficiência de tratamento para cada um dos parâmetros de CBO₅, CQO e SST, no tratamento primário, secundário e global ao longo do tempo.

A eficiência de tratamento global de CBO₅, CQO e SST, apresentada na Figura 5.4, é aproximadamente constante, à excepção dos dias 30, 100, 107 e 119, em que apresenta uma descida algo abrupta. A baixa eficiência de tratamento nestes dias poderá ser explicada pelo facto de estes terem sido dias chuvosos.

O valor máximo de eficiência de tratamento global atingido foi de 98,6% para a CBO₅, de 95,5% para a CQO e de 99,2% para os SST, enquanto a mínima se situou nos 54% para a CBO₅, nos 52,3% para a CQO e nos 69,1% para os SST. Verifica-se que, globalmente, as amostras apresentam valores de eficiência de tratamento compreendidos entre os 55 e os 99%,

o que representam índices de eficiência de tratamento elevados, pelo que se poderá constatar que este processo é adequado a este tipo de tratamento. De referir que os requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas previstos no DL 152/97 de 19 de Junho em termos de percentagem mínima de redução são de 70-90% para a CBO_5 , 75% para a CQO e 90% ou 70% para os SST, caso a ETAR sirva até 10,000 equivalente populacional ou mais, respectivamente. Verifica-se, assim, que a capacidade de tratamento da ETAR de Ribeira de Frades permitiria, para a maioria dos dias, o cumprimento destes requisitos

É ainda de notar que, na amostragem dos dias 79 e 112 a eficiência de tratamento primário, relativamente à CBO_5 , é negativa. Estes resultados acontecem previsivelmente em resultado de situações pontuais de perturbação das condições normais de funcionamento da ETAR, que levam a que a concentração de saída do decantador primário seja superior à concentração do afluente, ou devido a uma redução substancial da concentração de CBO_5 no afluente que não se repercute directamente na qualidade da corrente de saída do decantador primário devido ao elevado volume de efluente que aquele órgão possui, originando um “amortecimento” dos picos (negativos ou positivos) da concentração do afluente à entrada daquele órgão de tratamento.

5.1.2. Monitorização do Reactor

Um dos objectivos desta dissertação foi tentar demonstrar se as características físico-químicas e microbiológicas da ETAR da Ribeira de Frades seriam alteradas caso fosse modificando o tempo de agitação e arejamento no tanque de lamas activadas. Face à dificuldade e ao risco associado que a alteração do tempo de arejamento poderia acarretar para o normal funcionamento da ETAR, optou-se por estudar o efeito destas alterações sob a eficiência do tratamento numa instalação à escala laboratorial, que se montou nos laboratórios do ISEC. Para que os resultados pudessem ser transpostos para a instalação real, procurou-se que a instalação laboratorial mimetizasse o funcionamento da ETAR da Ribeira de Frades.

Assim, dividiu-se o tempo em que se monitorizou o funcionamento da instalação piloto em dois períodos; o primeiro em que se procurou reproduzir em laboratório o modo de funcionamento da ETAR de Ribeira de Frades e um segundo em que se reduziu consideravelmente o tempo de funcionamento da bomba de vácuo, diminuindo o borbulhamento do ar atmosférico no tanque de arejamento. Para avaliar o comportamento do processo de tratamento no reactor foram determinadas as concentrações de CQO, $CQO_{solúvel}$, azoto total, SSV, SST e TOC, cuja evolução ao longo do tempo se encontra descrita seguidamente.

Na Figura 5.5 encontram-se representadas as concentrações do carbono orgânico total (TOC), dos sólidos suspensos voláteis (SSV), da carência química de oxigénio solúvel ($CQO_{solúvel}$) e da carência química de oxigénio (CQO) assim como o valor limite de emissão (VLE) da ETAR da Ribeira de Frades.

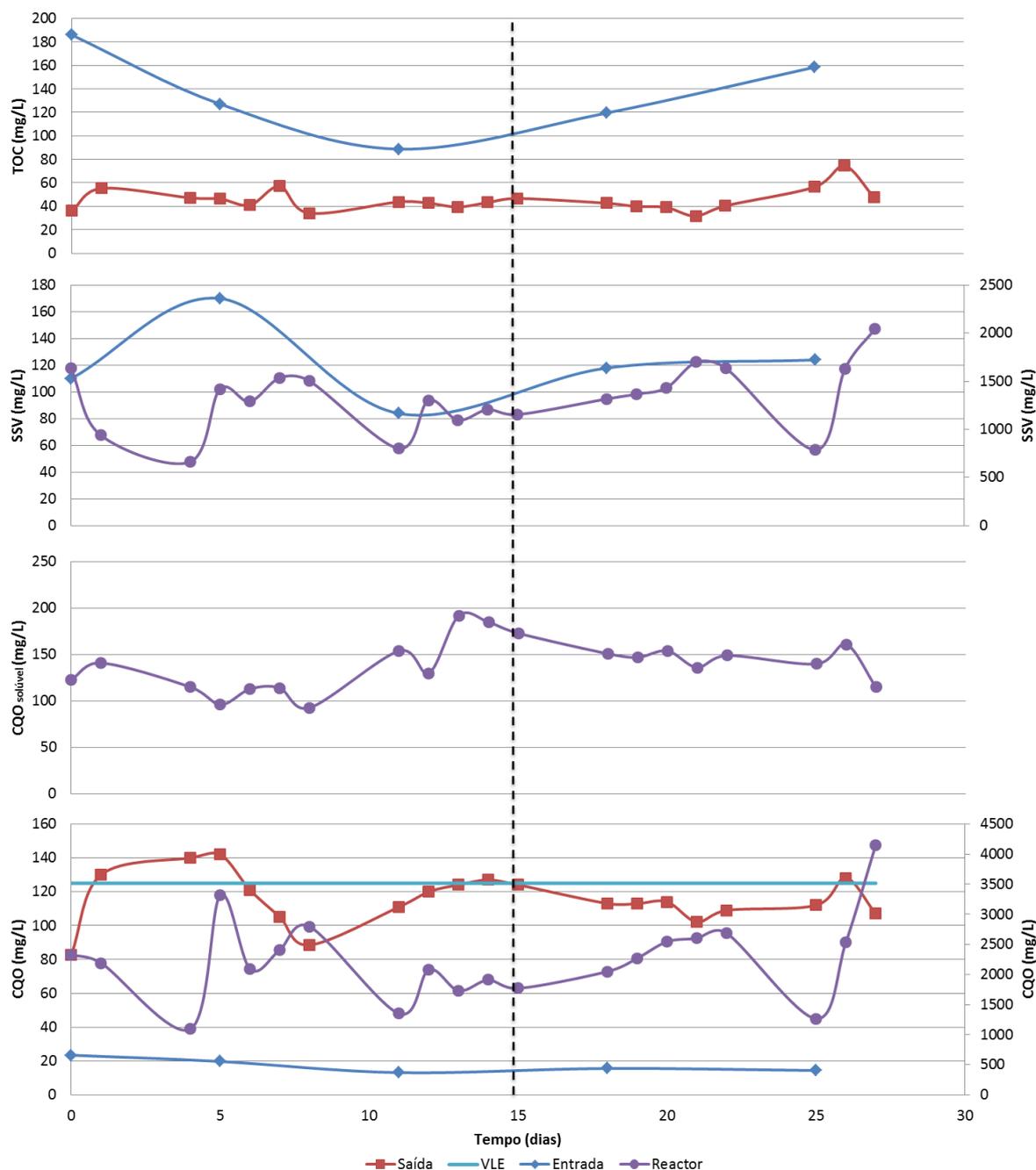


Figura 5.5 – Representação gráfica das concentrações de TOC, SSV, CQO_{solúvel} e CQO obtidas na entrada e saída (eixo da esquerda) CQO de entrada e reactor (eixo da direita) ao longo do tempo.

Observa-se pela Figura 5.5, que a concentração de TOC no reactor durante o início do 1º período de monitorização apresenta valores oscilantes. A partir de dia 11 estabiliza em valores aproximadamente constantes. No 2º período de monitorização a partir do dia 21 observa-se uma tendência crescente até ao dia 26. Entre o dia 26 e 27 ocorreu uma ligeira diminuição.

No início do 1º período de monitorização, houve uma subida na concentração de SSV na entrada. De seguida a concentração diminuiu, tendo aumentado ligeiramente no 2º período de monitorização.

A concentração de SSV no reactor no 1º período de monitorização, apresenta valores oscilantes. Já no 2º período de monitorização, observa-se uma tendência ligeiramente crescente, com excepção do dia 22 para o dia 25.

Relativamente ao gráfico da CQO solúvel, verifica-se que no 1º período de monitorização a partir de dia 5, existe uma tendência ligeiramente de crescente. Já no 2º período de monitorização a concentração de CQO solúvel estabilizou em valores aproximadamente constantes, no entanto, de dia 26 para 27 houve um ligeiro abaixamento.

Ao longo do período de monitorização observa-se pela Figura 5.5, que a grande parte dos dias a CQO cumpriu o VLE. Verifica-se, no entanto, que este limite não foi respeitado nos dias 1, 4, 5, 14 e 26.

A concentração de CQO no reactor, no 1º período de monitorização, apresentou valores muito oscilantes, enquanto que no 2º período de monitorização parece existir uma tendência ligeiramente crescente (com excepção do dia 22 para o dia 25) da concentração de CQO. Já os valores de CQO da entrada são muito semelhantes em todo o período de monitorização.

Verifica-se, que tal como acontece na monitorização da ETAR, a evolução da concentração de SSV é muito semelhante à concentração da CQO, no reactor.

Na Figura 5.6 são apresentadas as concentrações dos sólidos suspensos totais (SST), o azoto total e o pH assim como o seu VLE ao longo do tempo.

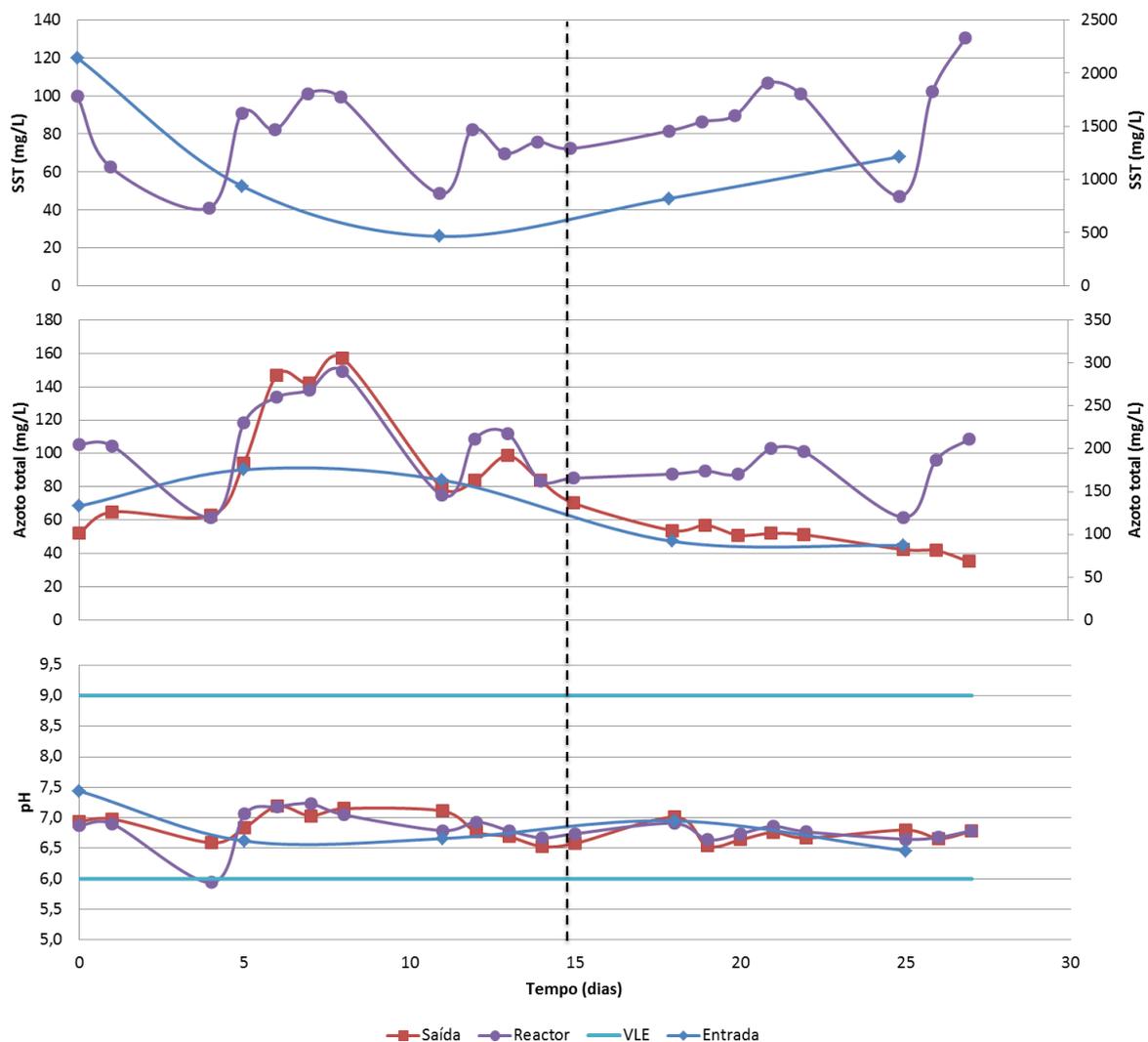


Figura 5.6 – Representação gráfica das concentrações de SST, azoto total e pH obtidas na entrada e saída (eixo da esquerda) e reactor (eixo da direita) ao longo do tempo.

Observa-se pela Figura 5.6 que a concentração de SST no reactor apresentam valores muito oscilantes, mas após a modificação no reactor a concentração de SST parece seguir uma tendência mais ascendente.

Verifica-se que no gráfico do azoto total no 1º período de monitorização a evolução da concentração no reactor e na saída é semelhante, enquanto que no 2º período de monitorização a concentração do azoto total na saída diminui e no reactor aumenta até dia 22. Entre os dias 22 e 25 diminui, voltando a aumentar até ao final do período de monitorização. No pH não se verificou grandes alterações em todos os efluentes analisados, à excepção de dia 4 em que o valor de pH no reactor foi de 6 o mínimo do valor limite de emissão (VLE). Na Figura 5.7 encontra-se representado as correlações entre as variáveis mais significativas na concretização deste estudo, foi usado o método de regressão linear simples. Uma das correlações obtidas foi entre a concentração dos sólidos suspensos totais (SST) e a concentração dos sólidos suspensos voláteis (SSV) no reactor. Outra correlação obtida foi entre os SSV com a CQO, também no reactor. Tal como acontece na monitorização da ETAR, esta última correlação não apresenta um coeficiente de determinação tão elevado como no caso da correlação entre os SST e os SSV.

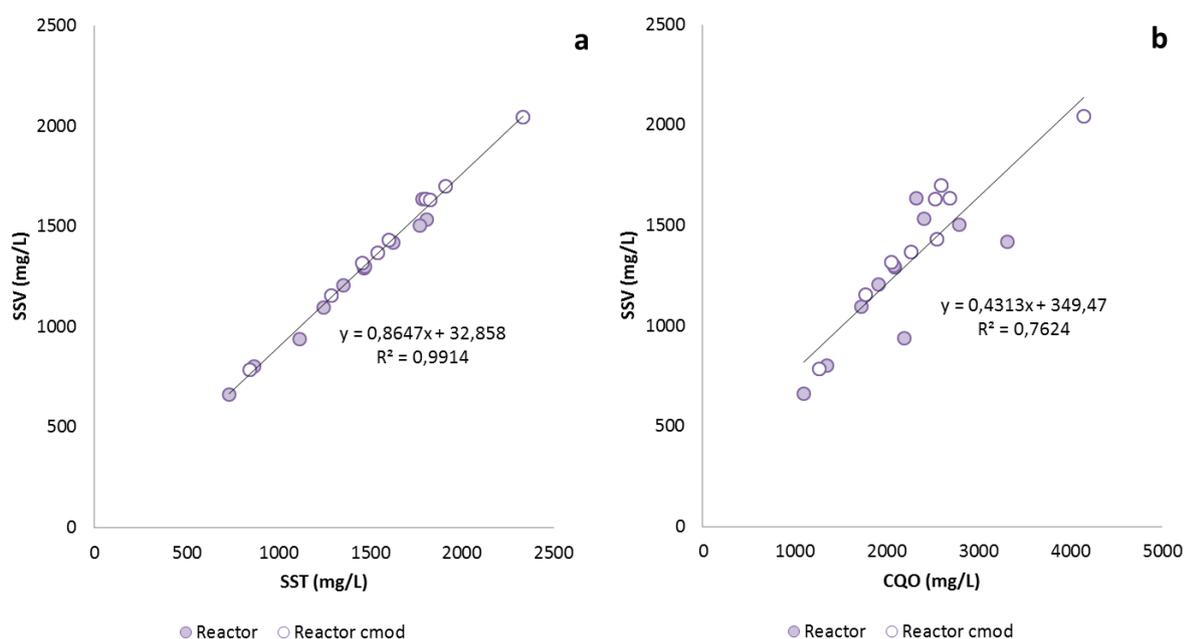


Figura 5.7 – Representação gráfica da relação entre os SSV com os SST e a CQO no reactor.

Verifica-se pela Figura 5.7, que os resultados obtidos ajustam-se a uma recta, o que mostra que a fracção de SSV nos SST manteve-se praticamente constante durante o tempo em que se monitorizou a instalação à escala piloto.

A relação entre os SSV com os SST apresenta uma boa correlação no reactor com um R^2 de 0,9914 (em que 86% dos SST são voláteis). A relação entre os SSV com os SST é constante ao longo do tempo, obtendo-se a correlação de $SSV = 0,8647 SST + 32,858$.

Outro resultado proveniente da regressão linear simples, é a correlação entre os SSV e CQO, como se pode verificar na Figura 5.7. Esta correlação não se apresenta tão elevada como no caso da correlação entre os SSV e os SST, no entanto o coeficiente de determinação ainda é bastante elevado (R^2 de 0,7624).

Verificou-se que a eficiência global de tratamento da CQO variou entre os 65 e 90 %.

5.2. Parâmetros microbiológicos

Seguidamente são apresentados e discutidos os resultados microbiológicos obtidos, começando por apresentar a caracterização morfológica da biomassa agregada e filamentosa e posteriormente a monitorização dos protozoários e metazoários.

5.2.1. Parâmetros morfológicos de flocos e filamentos

Nesta secção é apresentada a caracterização dos flocos e filamentos referente ao tanque de arejamento da ETAR e ao reactor da ETAR à escala piloto.

Na Figura 5.8 encontra-se a representação gráfica da percentagem em área dos microflocos, mesoflocos e macroflocos ao longo de todo o período de monitorização.

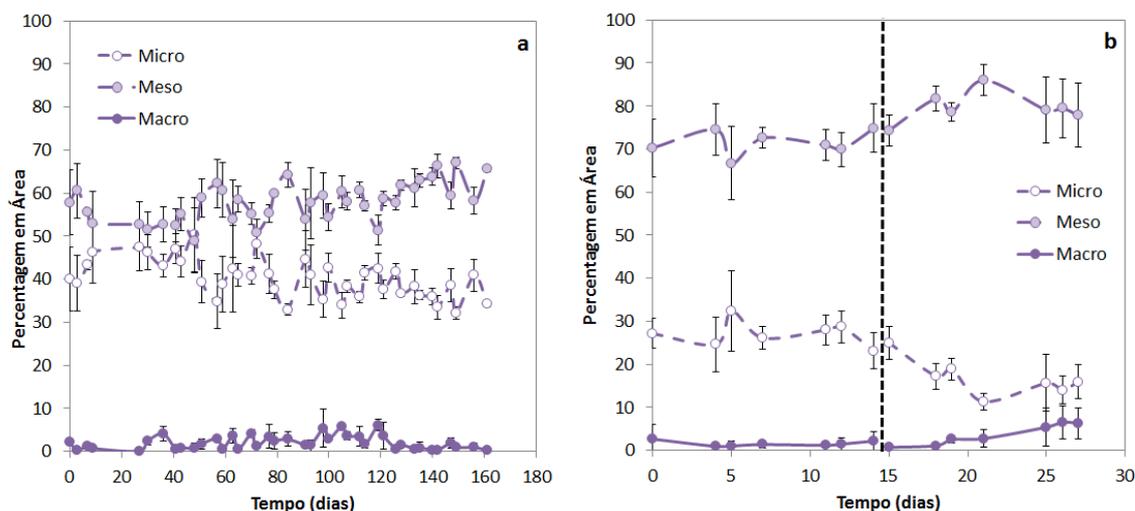


Figura 5.8 – Representação gráfica da percentagem em área dos microflocos, mesoflocos e macroflocos ao longo do tempo, a) monitorização da ETAR e b) monitorização do reactor.

Pela análise da Figura 5.8 verifica-se que ao longo do período de monitorização na ETAR a biomassa foi constituída maioritariamente por mesoflocos, e praticamente sem macroflocos. Contudo, a percentagem de microflocos ainda foi relativamente elevada, não sendo o ideal. Observa-se que a partir de dia 41 existe uma tendência ligeiramente crescente da percentagem de mesoflocos e decrescente de microflocos, ou seja, os agregados parecem aumentar ligeiramente de tamanho.

Tal como para a ETAR, ao longo do período de monitorização do reactor a biomassa foi constituída na sua maioria por mesoflocos, e praticamente sem macroflocos. Porém, no reactor a percentagem de microflocos foi sempre relativamente baixa, indiciando uma melhor estrutura da biomassa agregada. Observou-se ainda que a partir de dia 15, e até ao dia 21, com a modificação efectuada no tempo de agitação e arejamento, a estrutura da biomassa se alterou com um ligeiro aumento da percentagem de mesoflocos e macroflocos, e diminuição de microflocos. Desta forma foi possível constatar que a biomassa aumentou ligeiramente de tamanho ao longo do início do segundo período de monitorização, tendo decrescido ligeiramente a partir do dia 21 até ao fim do período de monitorização.

Na Figura 5.9 encontram-se representadas as concentrações de SST e AT/Vol e na Figura 5.10 a densidade aparente, ao longo de todo o período de monitorização.

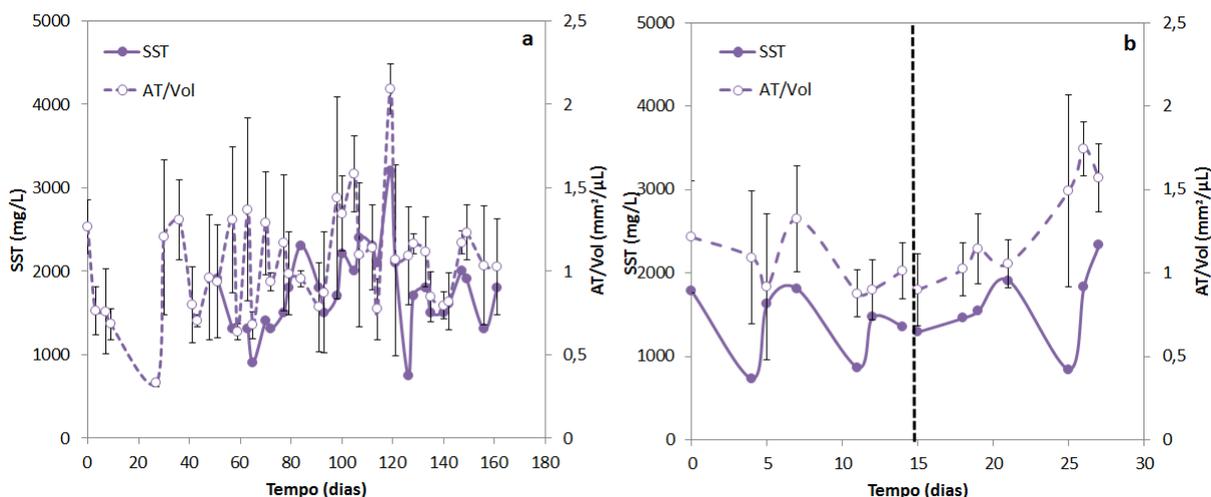


Figura 5.9 – Representação gráfica dos SST e AT/Vol ao longo do tempo, a) monitorização da ETAR e b) monitorização do reactor.

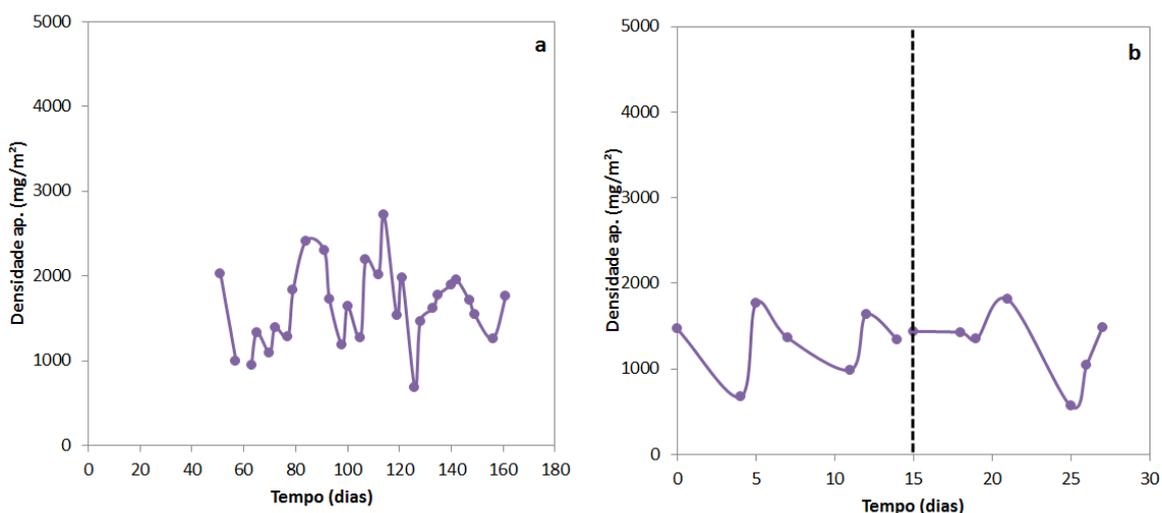


Figura 5.10 – Representação gráfica densidade aparente ao longo do tempo, a) monitorização da ETAR e b) monitorização do reactor.

Analisando os resultados obtidos para a ETAR, na Figura 5.9 verifica-se que até ao dia 27 poderá ter ocorrido um possível *washout* da biomassa, uma vez que AT/Vol diminui e a percentagem de microflocos aumenta, tendo recuperado logo de seguida. Entre os dias 63 e 119 a biomassa aumenta (SST aumenta), devido a um possível aumento da densidade dos agregados e AT/Vol possui uma tendência oscilante, à excepção de dia 119 em que aumenta bruscamente. Verificou-se ainda que os SST diminuem bruscamente entre os dias 119 e 126 implicando um elevado *washout* da biomassa, devido a possível diminuição da densidade dos agregados. Desse dia em diante, e até ao final do período de monitorização, a biomassa parece recuperar a sua estrutura. Relativamente à densidade aparente (Figura 5.10) observa-se que tem uma tendência crescente até ao dia 114 e que diminui entre os dias 114 e 126, recuperando até ao final da monitorização. Foi possível, assim, estabelecer um relativo paralelismo entre a evolução da densidade aparente e o valor dos SST.

Relativamente ao reactor este apresentou valores muito oscilantes de SST e AT/Vol, mas foi ainda possível de verificar, após a modificação efectuada no tempo de agitação e arejamento, que o conteúdo em biomassa possuiu uma tendência ascendente. Mais, verificou-se ainda que a densidade aparente do reactor foi, em média, ligeiramente inferior à da ETAR.

Na Figura 5.11 encontra-se representado a relação entre a densidade aparente e os SST e na Figura 5.12 a representação gráfica da relação entre a percentagem em área de macroflocos e a AT/Vol no tanque de arejamento, no reactor e no reactor após a modificação.

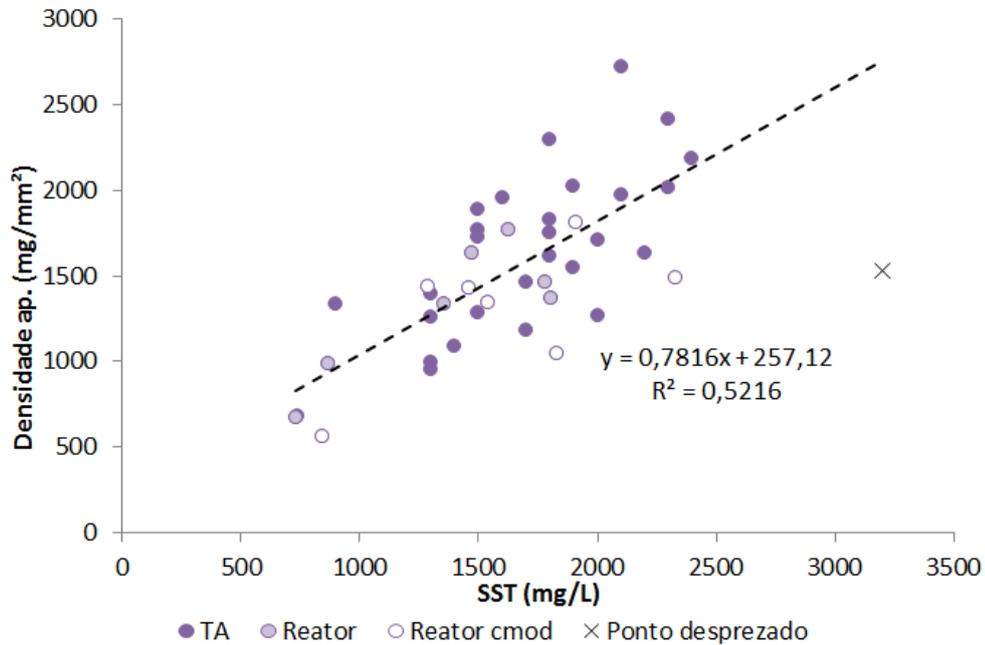


Figura 5.11 – Representação gráfica da relação entre a densidade aparente e os SST.

Pela análise da Figura 5.11 observa-se que o conjunto de pontos da densidade aparente dos agregados em função dos SST, do tanque de arejamento, reactor e reactor com modificação, pode ser ajustado, em certa medida, a uma recta com um R^2 de 0,5216. Verifica-se assim que quando os SST aumentam a densidade aparente dos agregados também tende a aumentar, ou seja, quanto maior a quantidade de sólidos suspensos, mais densos se tornam os agregados microbianos.

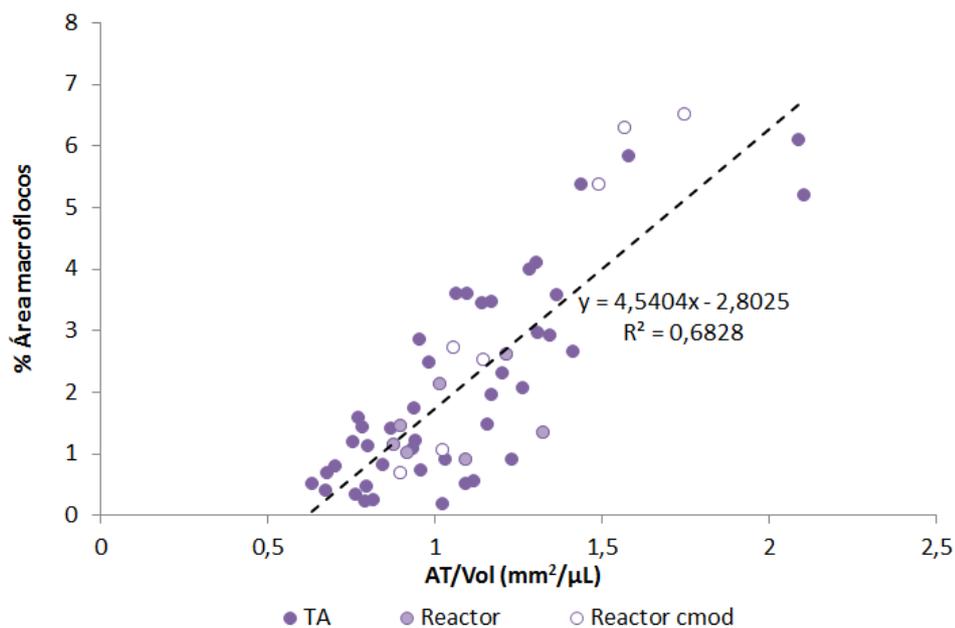


Figura 5.12 – Representação gráfica da relação entre a percentagem em área de macroflocos e a AT/Vol.

Através da Figura 5.12 verifica-se que o conjunto de pontos da percentagem em área de macroflocos em função da área total dos agregados por volume, do tanque de arejamento, reactor e reactor com modificação, pode ser ajustado, em certa medida, a uma recta com um R^2 de 0,6828. Constata-se que quando a AT/Vol aumenta a percentagem em área de macroflocos tende também a aumentar, isto é, quanto maior a área total dos agregados (e previsivelmente o conteúdo em biomassa), maior será a percentagem em macroflocos.

Outro facto de realce, na análise das duas figuras anteriores, reporta-se ao enquadramento dos pontos correspondentes ao reactor (antes da modificação), no conjunto dos pontos reportantes ao tanque de arejamento, o que indicia o estabelecimento de agregados microbianos relativamente semelhantes nos dois casos.

Na Figura 5.13 encontram-se representadas as concentrações TL/Vol e TL/AT e na Figura 5.14 de TL/SST, ao longo de todo o período de monitorização.

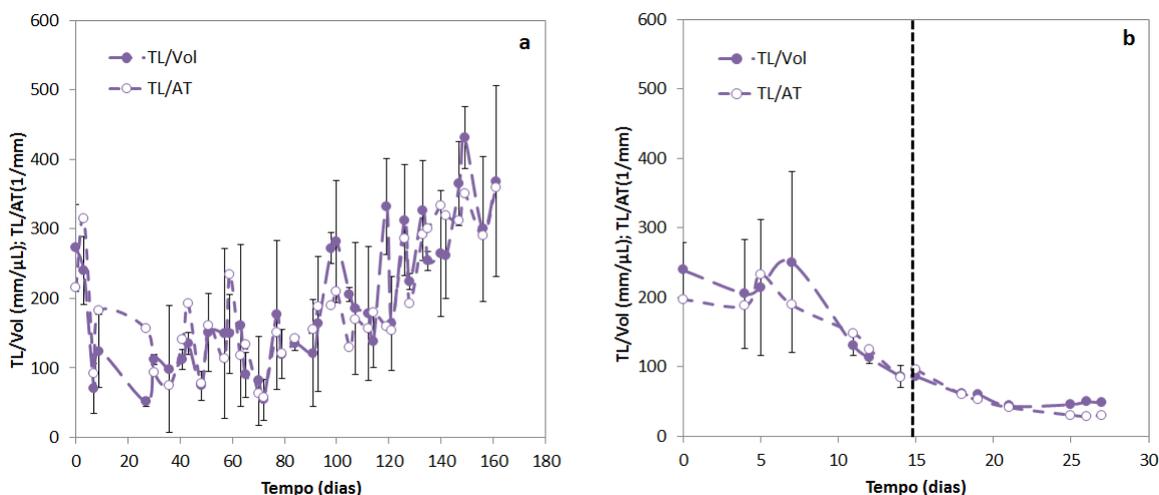


Figura 5.13 – Representação gráfica do TL/Vol e do TL/AT ao longo do tempo, a) monitorização da ETAR e b) monitorização do reactor.

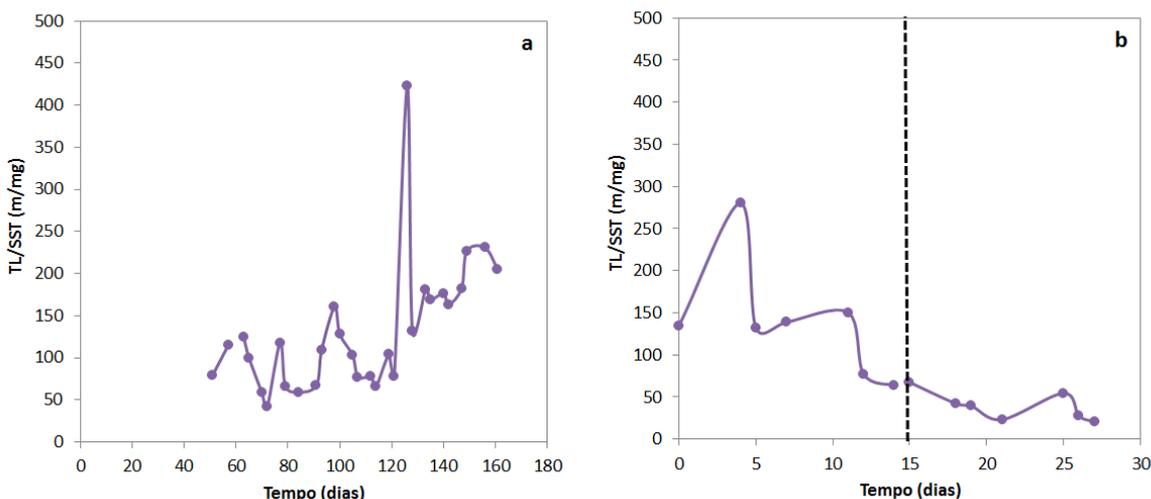


Figura 5.14 – Representação gráfica do TL/SST ao longo do tempo, a) monitorização da ETAR e b) monitorização do reactor.

No tocante à ETAR, pela análise da Figura 5.13 e da Figura 5.14, constata-se que até ao dia 27 o conteúdo total em bactérias filamentosas diminui (TL/Vol diminui), em linha com o possível *washout* de biomassa até ao dia 27. A partir de dia 27 existe uma tendência crescente

(embora oscilante) do conteúdo em bactérias filamentosas (TL/Vol, TL/AT e TL/SST com tendência crescente ao longo do tempo). De acordo com Amaral et al. (2013) e Mesquita et al. (2008, 2011), durante todo o período de monitorização os valores de TL/Vol, TL/AT e TL/SST estiveram acima do valor indicativo de *bulking* filamentoso (TL/Vol > 100 mm/ μ L; TL/AT > 15 mm/mm²; TL/SST > 10 m/mg). Tal facto veio a ser comprovado pela análise subsequente ao IVL.

Já ao longo de todo o 1º período de monitorização no reactor, e até ao dia 21 do 2º período, o conteúdo em bactérias filamentosas evidenciou uma tendência decrescente, com os valores mais baixos a ocorrerem após a modificação no reactor, ou seja, após a modificação efectuada no tempo de agitação e arejamento. Verificou-se ainda que esta tendência esteve de acordo com a evolução do IVL no reactor ao longo do período de monitorização.

Na Figura 5.15 é apresentada graficamente a evolução do IVL ao longo do período de monitorização da ETAR e do reactor.

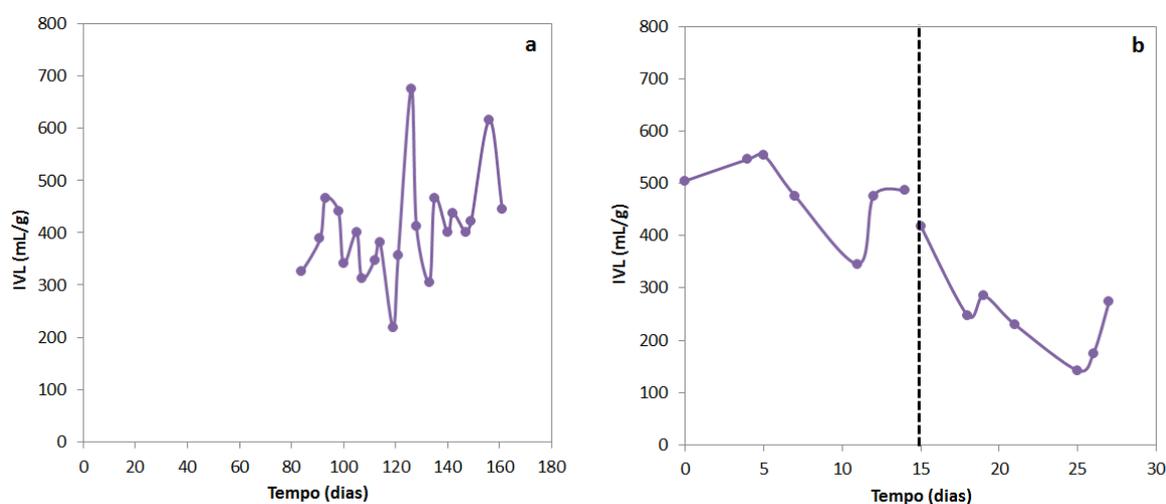


Figura 5.15 – Representação gráfica da evolução do IVL ao longo do tempo, a) monitorização da ETAR e b) monitorização do reactor.

Pela análise da Figura 5.15 verifica-se que durante o tempo de monitorização na ETAR se obtiveram valores de IVL sempre acima de 150 mL/g. Foi verificado ainda que, entre os dias 119 e 126 existiu um pico no IVL, em linha com o *washout* da biomassa nesse período. Saliente-se que os valores elevados de IVL obtidos (entre 300 e 500 mL/g), indiciam fenómenos de *bulking* que, atendendo aos valores elevados de TL/Vol, TL/AT, TL/SST, e à baixa percentagem de macroflocos, se podem considerar de origem filamentosa.

Tal como na ETAR, o reactor obteve valores de IVL sempre acima de 150 mL/g, com excepção de um único dia (dia 25), implicando ocorrência de fenómenos de *bulking*. Estes fenómenos parecem ter sido causados pelo elevado conteúdo em bactérias filamentosas, sempre acima do valor indicativo de *bulking* filamentoso para TL/SST e TL/AT. Contudo, a tendência estabelecida aponta para uma clara melhoria ao longo do 2º período de monitorização (principalmente até ao dia 21), como resultado das modificações efectuadas no tempo de agitação e arejamento. De mencionar ainda que os valores absolutos de TL/Vol, TL/AT e TL/SST, assim como os valores de IVL, após a modificação do reactor são, quase sempre, muito inferiores aos obtidos na ETAR, o que corrobora a possibilidade de estar presente uma biomassa agregada com uma melhor estrutura.

Na Figura 5.16 encontra-se representado a relação entre o IVL e o logaritmo do TL/SST no tanque de arejamento, no reactor e no reactor após a modificação.

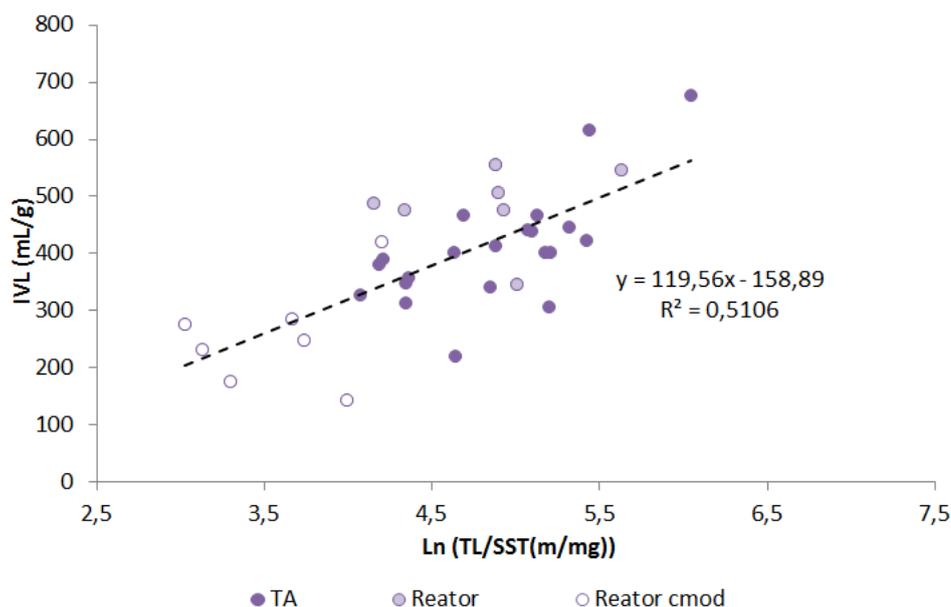


Figura 5.16 – Representação gráfica do IVL em função do logaritmo do TL/SST.

Analisando a Figura 5.16 verifica-se que o conjunto de pontos do IVL em função do logaritmo de TL/SST pode ser, em certa medida, ajustado a uma recta com um coeficiente de determinação de 0,5106. Este facto vem, mais uma vez, corroborar que o fenómeno de *bulking* reportado é de origem filamentosa. Mais uma vez se verifica-se ainda que os pontos do tanque de arejamento e do reactor se enquadram razoavelmente entre si (condições de operação semelhantes), e que após a modificação no reactor tanto o IVL como o conteúdo em bactérias filamentosas tendem a diminuir.

5.2.2. Monitorização de protozoários e metazoários

Os protozoários e metazoários contribuem para obter uma boa qualidade do efluente final e funcionam como indicadores biológicos do funcionamento de uma ETAR, permitindo ainda inferir diversos parâmetros operacionais como a carga orgânica, arejamento e eficiência de tratamento. Deste modo, para além da caracterização dos parâmetros morfológicos da biomassa agregada e filamentosa foi também realizada a identificação e caracterização dos protozoários e metazoários das lamas activadas no tanque de arejamento. Foi ainda determinado um parâmetro designado por índice biótico de lamas (IBL) de acordo com a formulação de Madoni (1994). Este índice, correlacionado com o número e quantidade de espécies de um determinado grupo taxonómico, e de algumas espécies em particular, permite aferir da qualidade do efluente final.

Na Figura 5.17 é apresentada a concentração total e o número de espécies de protozoários e metazoários, bem como o valor do IBL ao longo de todo o período de monitorização.

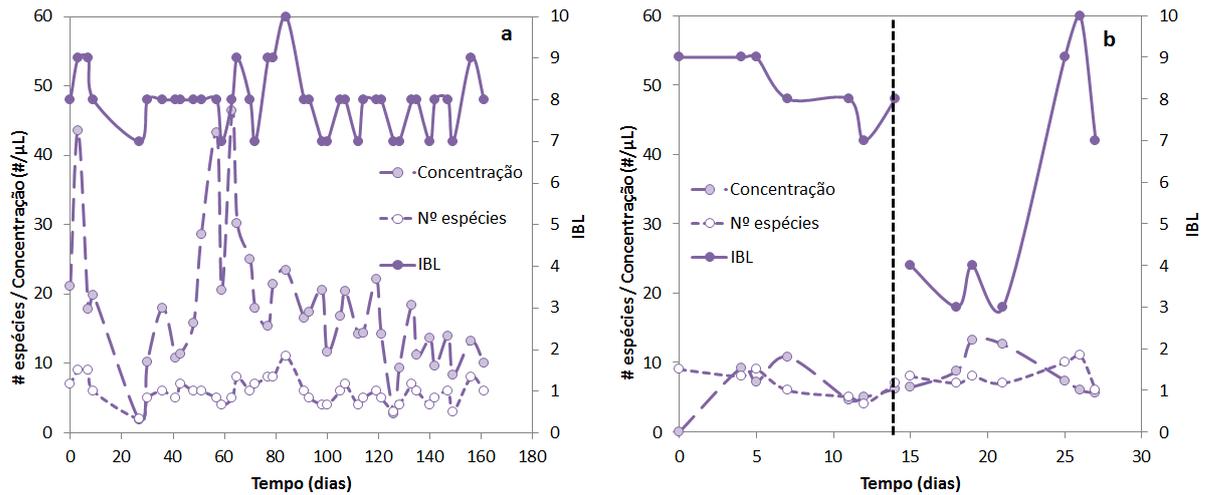


Figura 5.17 – Representação gráfica da concentração total, do número de espécies de protozoários e metazoários e do IBL, ao longo do período de monitorização, a) monitorização da ETAR e b) monitorização do reactor.

Visualizando a Figura 5.17 verifica-se uma diminuição do número de espécies diferentes de protozoários e metazoários, e do conteúdo total (concentração), até ao dia 27, em linha com o possível *washout* da biomassa referido anteriormente, recuperando depois até ao dia 63. A partir desse dia e até ao final do período de monitorização o conteúdo total em protozoários e metazoários tendeu a diminuir, com uma tendência oposta à do conteúdo em bactérias filamentosas nesse período. Verificou-se ainda que entre os dias 119 e 126 o *washout* que ocorreu na biomassa, também foi confirmado pela diminuição abrupta do conteúdo total em protozoários e metazoários, tendo a sua concentração decrescido bruscamente nesse período. Por outro lado, a determinação do IBL permitiu verificar que a qualidade do efluente final oscilou entre as classes I (IBL entre 8 a 10) e II (IBL de 6 ou 7), ao longo do período de monitorização, o que se traduz, em todo o caso, em lamas relativamente bem colonizadas e estáveis. Contudo, tendo em atenção a evolução conjunta do IBL e do conteúdo em protozoários e metazoários, verificou-se que, ainda que o tanque de arejamento se encontre relativamente bem colonizado, a sua evolução foi tendencialmente decrescente a partir do dia 63, existindo uma maior preponderância de valores mais baixos para o final do período de monitorização.

Durante a monitorização do reactor o conteúdo total em protozoários e metazoários foi inferior ao verificado na ETAR, embora sempre a níveis aceitáveis (superior a $10^6/L$). Contudo tal facto não se verificou ao nível do número de espécies diferentes, que foi, em média, ligeiramente superior no reactor. Verificou-se ainda que, durante o 1º período de monitorização e até ao dia 21 do 2º período de monitorização, é aparente uma tendência ligeiramente crescente do conteúdo em protozoários e metazoários. Contudo, após esse dia, existiu uma inversão desta tendência com uma diminuição do conteúdo total até ao final do 2º período de monitorização.

O valor do IBL também foi relativamente elevado, à excepção do início do 2º período de monitorização (dias 15 a 21), em que apresentou um claro indicador de uma colonização deficiente neste período. Verificou-se ainda que, desde o dia 5 do 1º período até ao dia 21 do 2º período, existiu uma deterioração do valor do IBL do reactor. Este facto deveu-se fundamentalmente à alteração da composição em protozoários e metazoários (com o incremento dos ciliados nadadores e diminuição dos móveis, discutido seguidamente) e não a uma diminuição significativa do número de espécies ou do conteúdo total, como referido anteriormente.

Na Figura 5.18 é apresentada a percentagem de cada classe de protozoários ciliados e a percentagem de cada grupo de protozoários durante o período de monitorização da ETAR e

do reactor. Para o estudo efectuado, os protozoários foram agrupados de acordo com a sua informação no tratamento do efluente, em termos de flagelados e ciliados nadadores, que indicam um tratamento deficiente do efluente, ciliados móveis de fundo e ciliados sesséis, que indiciam um tratamento eficiente e amebas com teca e metazoários que apontam uma maior idade das lammas e bom arejamento.

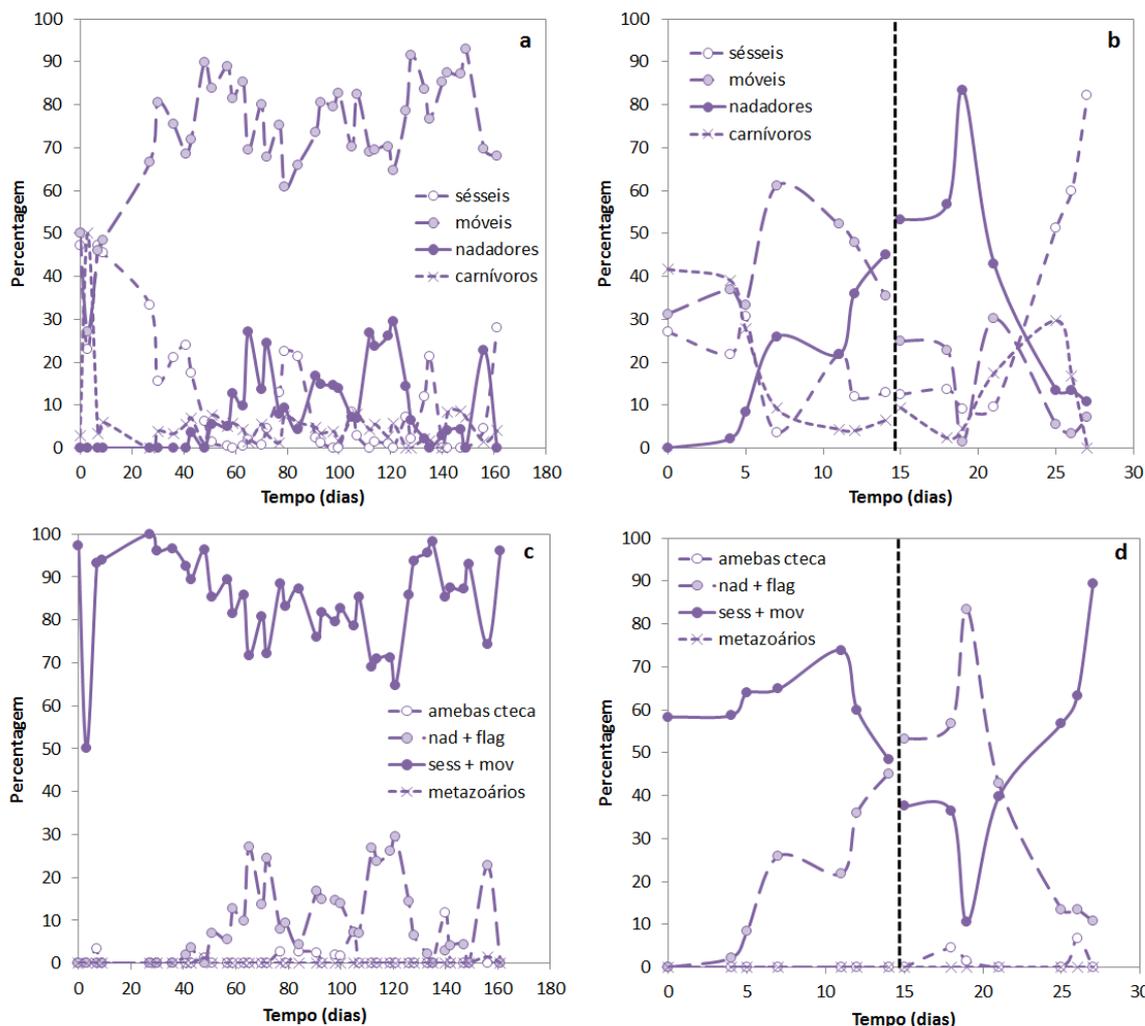


Figura 5.18 – Representação gráfica da percentagem de cada classe de protozoários ciliados e da percentagem de grupos de protozoários e metazoários, durante todo o período de monitorização, a) e c) monitorização da ETAR e b) e d) monitorização do reactor.

Pela análise das Figura 5.18a) e Figura 5.18c) verifica-se que, no tocante ao tanque de arejamento, existiu um claro predomínio do grupo dos ciliados sesséis e móveis de fundo durante todo o período de monitorização. Por outro lado, foi possível ainda de se observar que o grupo dos flagelados (praticamente inexistentes) e dos ciliados nadadores, indicadores de baixa idade das lammas e fenómenos transientes (flagelados) e de qualidade de efluente final medíocre, baixo arejamento e/ou cargas orgânicas elevadas (ciliados nadadores), ocorreu em menor quantidade. Também foi notória a quase inexistência de amebas com teca, indicadoras de processos de nitrificação e de metazoários, indicadores de elevadas idades de lammas.

Foi ainda possível de observar, a partir do dia 27, que os ciliados móveis foram claramente predominantes entre os ciliados (e mesmo globalmente). Contudo, entre o dia 27 e o dia 121, observou-se uma diminuição acentuada da percentagem de ciliados sesséis e móveis e no aparecimento de ciliados nadadores. Este facto teve ainda correspondência (apesar das

oscilações verificadas) no aumento global do conteúdo em bactérias filamentosas (principalmente em TL/Vol e TL/AT), observado a partir de dia 27. Sensivelmente no mesmo período em que foi observado um *washout* da biomassa (dias 119 a 126), verificou-se uma diminuição abrupta da percentagem dos ciliados nadadores e um correspondente aumento no grupo dos sésseis e móveis de fundo. Este facto seria expectável em eventos de *washout*, uma vez que os sésseis e móveis de fundo, que se encontram ligados ou dentro dos flocos, são mais facilmente recirculados com as lamas de volta ao tanque de arejamento. Pelo contrário os ciliados nadadores e flagelados sofreram um decréscimo considerável devido ao facto de se encontrarem maioritariamente no licor misto, e desta forma terem também sofrido um fenómeno de *washout*.

Durante o período de monitorização do reactor, Figura 5.18b) e Figura 5.18d), verifica-se que antes de proceder à modificação existia uma percentagem elevada de ciliados móveis de fundo, tendo diminuído após a modificação no reactor. No tocante aos ciliados nadadores, estes aumentaram (em percentagem) durante todo o 1º período de monitorização e mesmo após a modificação, tendo começado a diminuir a partir do dia 19. Este facto levou a que durante a parte inicial do 2º período de monitorização, os ciliados nadadores predominassem entre o dia 15 e o dia 21.

Relativamente aos ciliados sésseis verificou-se que recuperam no final do 2º período de monitorização, em consequência da descida dos ciliados nadadores.

Pela análise das Figura 5.18b) e Figura 5.18d), observa-se que os ciliados sésseis e móveis de fundo predominaram durante o 1º período de monitorização. Contudo, a ocorrência destes protozoários começou a diminuir a partir do dia 11 do 1º período de monitorização (um pouco antes da modificação no reactor), devido principalmente à diminuição dos ciliados móveis e atingindo o seu mínimo no dia 19 do 2º período de monitorização (já após a modificação no reactor). Em sentido inverso, existiu um incremento dos ciliados nadadores a partir do dia 5 do 1º período de monitorização, e até ao dia 19 do 2º período de monitorização. Este facto levou a que durante a parte inicial do 2º período de monitorização (até ao dia 21), os ciliados nadadores predominassem. Após este dia, e até ao final do 2º período de monitorização do reactor, verificou-se uma recuperação dos ciliados sésseis e móveis de fundo, devido principalmente ao aumento dos ciliados sésseis que passaram a predominar para o final deste período, com a consequente descida dos ciliados nadadores. De realçar ainda a quase inexistência de flagelados, amebas com teca e metazoários durante todo o período de monitorização do reactor.

5.3. Análise estatística multivariável

De modo a estudar as correlações entre as diversas variáveis e a sua importância na previsão dos parâmetros operacionais, foram utilizadas ferramentas de estatística multivariável. Para este efeito foram utilizadas diferentes técnicas, incluindo, nomeadamente a análise de componentes principais (ACP), a análise de correlações cruzadas e a regressão linear multivariável pelo método dos mínimos quadrados parciais (PLS).

Uma primeira análise de componentes principais foi realizada, num primeiro estudo, para os parâmetros físico-químicos, tendo-se depois incluindo os resultados microbiológicos obtidos no tanque de arejamento. Para executar esta análise recorreu-se ao *software* SPSS (*Statistical Package for the Social Sciences – IBM, E.U.A.*). Na Tabela 5.1 encontram-se os parâmetros físico-químicos e microbiológicos da ETAR considerados na análise dos componentes principais.

Tabela 5.1 – Parâmetros físico-químicos e microbiológicos relativos à ETAR utilizados na análise de componentes principais, usando o *software* SPSS.

Abreviatura	Parâmetro	Unidades
Vtotal	Volume total	m ³
CBO ₅ _AFL	Carência bioquímica de oxigênio na entrada	mg O ₂ /L
CBO ₅ _DP	Carência bioquímica de oxigênio no decantador primário	mg O ₂ /L
CBO ₅ _TA	Carência bioquímica de oxigênio no tanque de arejamento	mg O ₂ /L
CBO ₅ _EFL	Carência bioquímica de oxigênio na saída	mg O ₂ /L
CQO_AFL	Carência química de oxigênio na entrada	mg O ₂ /L
CQO_DP	Carência química de oxigênio no decantador primário	mg O ₂ /L
CQO_TA	Carência química de oxigênio no tanque de arejamento	mg O ₂ /L
CQO_EFL	Carência química de oxigênio na saída	mg O ₂ /L
SST_AFL	Sólidos suspensos totais na entrada	mg /L
SST_EFL	Sólidos suspensos totais na saída	mg /L
SST_DP	Sólidos suspensos totais no decantador primário	mg /L
SST_TA	Sólidos suspensos totais no tanque de arejamento	mg /L
sess+mov	Conjunto dos sésseis e móveis de fundo	
Nad+flag	Conjunto dos nadadores e flagelados	
Perc_mic	Percentagem de área dos microflocos	
Perc_meso	Percentagem de área dos micreflocos	
Perc_mac	Percentagem de área dos micraflocos	
AT/Vol	Área total dos agregados por volume	mm ² /μL
TL/Vol	Comprimento total dos filamentos por volume	mm/μL

Na Tabela 5.2 apresenta-se a matriz das 4 componentes consideradas após rotação pelo método Varimax para os dados físico-químicos, em que cada valor - *o factor loading* - representa a correlação entre a variável e a componente principal.

Na matriz também se indicam as comunalidades das variáveis, que se referem a proporção da variância explicada pelas componentes principais e correspondem à soma dos quadrados dos *factor loadings* de cada variável. Já os valores próprios de cada componente, que correspondem à soma dos quadrados dos *factor loadings*, medem a variância explicada pela respectiva componente.

Tabela 5.2 – Resultados da ACP com rotação Varimax para os parâmetros físico-químicos, considerando 4 componentes principais.

Variável	CP1	CP2	CP3	CP4	Comunalidade
Vtotal	-0,780				0,804
CBO5_AFL	0,879				0,798
CBO5_DP				0,840	0,845
CBO5_TA			0,938		0,906
CBO5_EFL		0,918			0,902
CQO_AFL	0,871				0,829
CQO_DP				0,904	0,929
CQO_TA		0,471	0,842		0,948
CQO_EFL		0,902			0,920
SST_AFL	0,793				0,798
SST_DP				0,899	0,809
SST_TA			0,891		0,952
SST_EFL		0,925			0,891
Valores próprios	2,97	2,91	2,76	2,70	11,33
% da variância total explicada	22,8%	22,4%	21,2%	20,7%	87,2%

NOTA: Apenas se apresentam os factor loadings superiores a 0,4, sendo que os mais significativos, com valor superior a 0,6, se encontram a negrito.

Analisando os resultados da análise dos componentes principais, presentes na matriz de componentes rodada na Tabela 5.2, observa-se que se reduziram as 13 variáveis a 4 componentes e que estes 4 componentes permitem explicar 87,2 % da variância observada na globalidade das amostras consideradas.

Analisando os *factor loading* de cada componente, verifica-se que o volume total (Vtotal), a concentração da carência bioquímica de oxigénio (CBO₅_AFL), a concentração da carência química de oxigénio (CQO_AFL) e os sólidos suspensos totais (SST_AFL) no afluente se encontram fortemente correlacionados na componente 1, sendo que os valores do volume total se correlacionam negativamente com as restantes variáveis, ou seja, as concentrações do afluente são inversamente proporcionais ao volume total, o que poderá ser explicado pelo facto de quando o volume de esgoto afluente à ETAR aumenta aquela corrente ficar mais diluída, possivelmente em consequência da ocorrência de pluviosidade. Esta situação enfatiza a análise anteriormente efectuada, segunda a qual a rede de saneamento que serve esta ETAR ser muito “permeável” à entrada de água da chuva.

Estando estas variáveis relativas ao afluente, a componente 1 esta naturalmente associada as características das concentrações do afluente (valores a sombreado).

Na componente 2 as variáveis CBO₅_EFL, CQO_EFL e SST_EFL estão fortemente correlacionadas. Sendo estas variáveis relativas ao efluente tratado, pode concluir-se que a componente 2 representa aquela corrente, encontrando-se correlacionada com as concentrações de poluentes do efluente (valores a sombreado). De referir ainda a razoável correlação da concentração de CQO no tanque de arejamento neste componente, o que poderá indiciar que as situações de concentração mais elevada no efluente tratado, consequência de pior desempenho da ETAR, se encontrarem associadas a períodos em que ocorre um excesso de lamas activadas no tanque de arejamento, não permitindo a adequada decantação no decantador secundário.

Já para a componente 3, as variáveis CBO₅_TA, CQO_TA e SST_TA encontram-se fortemente correlacionadas, o que significa que esta componente está associada às características das amostras colhidas no tanque de arejamento (valores a sombreado).

Finalmente com a componente 4, encontram-se correlacionadas as variáveis características ao decantador primário. Desta forma, a componente 4 esta seguramente associada as características da corrente de saída do decantador primário (valores a sombreado).

De modo a averiguar a possibilidade de previsão da concentração de CQO no efluente, efectuou-se a MLRA utilizando os *factor scores* resultantes da análise dos componentes principais realizada anteriormente. Na Figura 5.19 encontra-se representado a regressão linear multivariável para a concentração da CQO no efluente aplicada aos *factor scores* obtidos na determinação da ACP em que se consideraram 4 componentes principais.

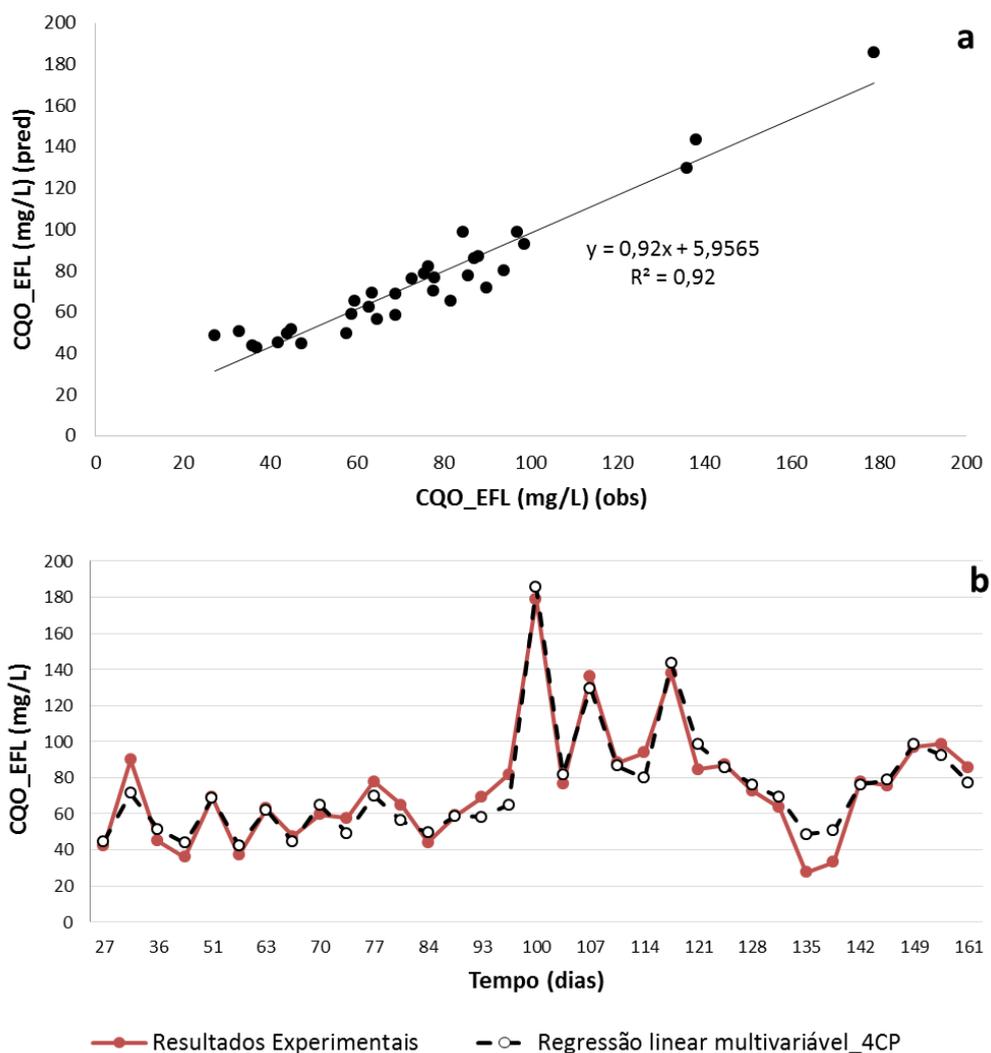


Figura 5.19 – Análise da regressão linear multivariável obtida usando como variáveis independentes os *factor scores* provenientes das 4 componentes da ACP a) regressão linear entre o valor de CQO estimado e a concentração da CQO no efluente e b) previsão da concentração de CQO no efluente e comparação com os resultados experimentais.

Verifica-se pela Figura 5.19 que o modelo multivariável permite prever satisfatoriamente bem a concentração da carência química de oxigénio no efluente, uma vez que os resultados preditos se ajustam bastante bem aos resultados experimentais da concentração da carência química de oxigénio no efluente, obtendo-se um coeficiente de determinação (R^2) de 0,92.

De modo a averiguar a possibilidade de, a partir de um conjunto reduzido de variáveis obtidas de parâmetros físico-químicos, se poder prever a concentração da carência química de oxigénio no efluente tratado realizou-se a MLRA aos parâmetros mais correlacionados com cada uma das componentes identificadas. Na Figura 5.20 encontra-se representado a regressão linear multivariável com as 3 variáveis mais correlacionadas para a concentração da CQO no efluente.

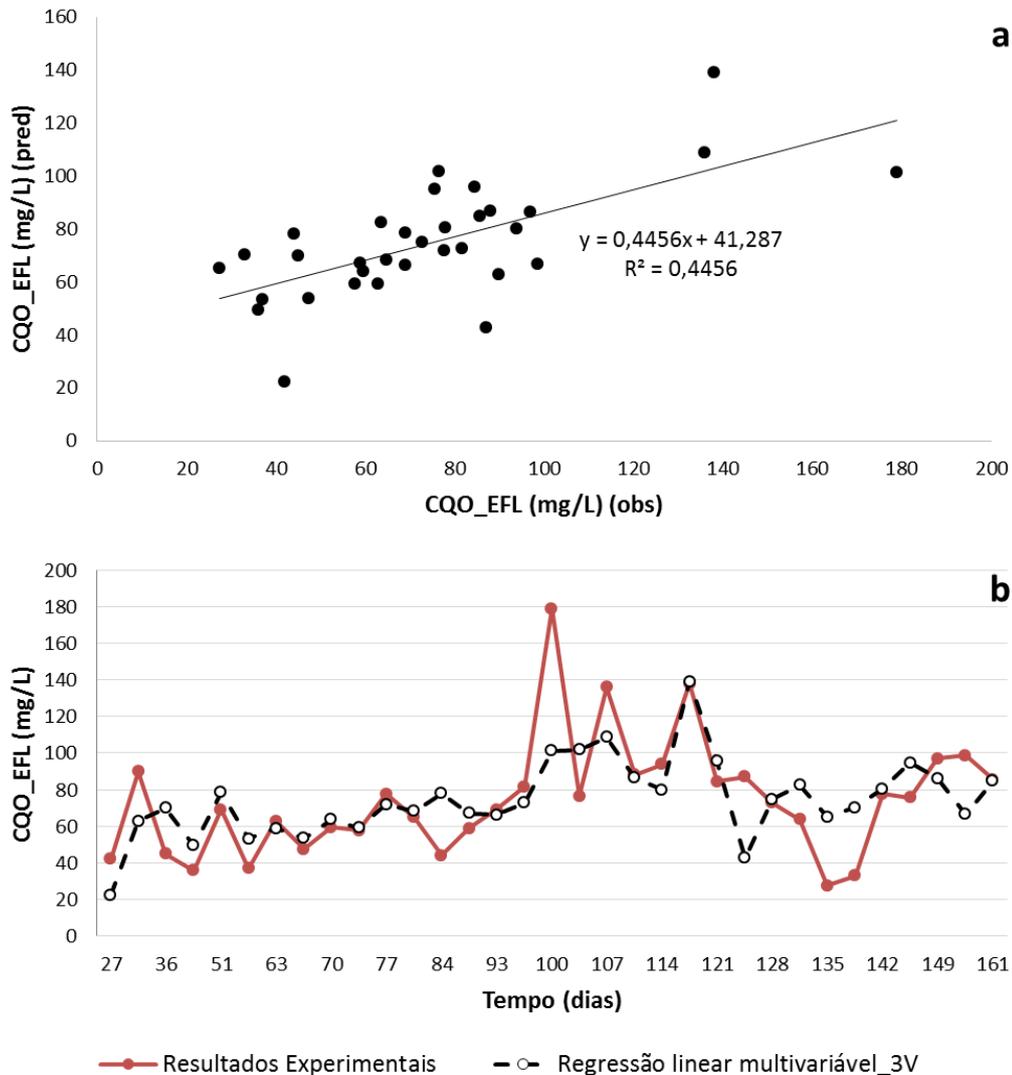


Figura 5.20 – Análise de regressão linear multivariável obtida usando como variáveis independentes os parâmetros mais correlacionados com cada componente (CQO_AFL, CQO_DP e CQO_TA) a) regressão linear entre o valor de CQO estimado e a concentração da CQO no efluente e b) previsão da concentração de CQO no efluente e comparação com os resultados experimentais.

Observa-se pela Figura 5.20 que o ajuste do modelo de previsão não se ajusta tão bem aos dados experimentais face ao modelo anterior (Figura 5.19 b), obtendo-se um coeficiente de determinação (R^2) de 0,446. Assim, verifica-se que não se consegue prever com alguma exactidão a concentração de CQO no efluente tratado caracterizado apenas cada uma das 3 correntes em termos de CQO (CQO_AFL, CQO_DP e CQO_TA).

De seguida averiguou-se de que forma se correlacionavam com os dados físico-químicos os resultados microbiológicos relativos ao tanque de arejamento.

Na Tabela 5.3 apresenta-se a matriz das 6 componentes consideradas, obtidas após rotação pelo método Varimax, quando considerados os parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

Tabela 5.3 - Resultados da ACP com rotação Varimax para os parâmetros físico-químicos e microbiológicos, considerando 6 componentes principais.

Variável	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6	Comunalidade
Vtotal			-0,442	-0,771			0,836
CBO ₅ _AFL				0,817	0,414		0,861
CBO ₅ _DP			0,838				0,861
CBO ₅ _TA		0,919					0,905
CBO ₅ _EFL	0,895						0,874
CQO_AFL				0,874			0,852
CQO_DP			0,891				0,932
CQO_TA	0,472	0,818					0,948
CQO_EFL	0,884						0,912
SST_AFL				0,798			0,811
SST_DP			0,867				0,840
SST_TA		0,878					0,944
SST_EFL	0,897						0,845
sess+mov						0,782	0,769
nad+flag					-0,778		0,735
Perc_mic			-0,491		-0,627		0,887
Perc_meso			0,494		0,654		0,872
Perc_mac		0,460				0,687	0,788
AT/Vol	0,447	0,466				0,672	0,904
TL/Vol	0,408			0,448	0,555		0,779
Valores próprios	3,46	3,28	3,26	3,24	2,04	1,88	17,15
% da variância total explicada	17,3%	16,4%	16,3%	16,2%	10,2%	9,4%	85,8%

NOTA: Apenas se apresentam os factor loadings superiores a 0,4, sendo que os mais significativos, com valor superior a 0,6, se encontram a negrito.

Na Tabela 5.3 pode observar-se os resultados da análise dos componentes principais, aplicadas à globalidade das amostras obtidas quando considerada a redução para 6 componentes principais. Verifica-se que ao reduzir-se de um problema complexo com 20 variáveis a uma solução mais simples de apenas 6 componentes ainda é possível explicar 85,8 % da variância observada nas amostras originais.

Analisando os resultados, verifica-se que à componente 1 se correlacionam essencialmente variáveis características do efluente (CBO₅_EFL, CQO_EFL e SST_EFL). De salientar ainda a razoável correlação da concentração de CQO no tanque de arejamento (CQO_TA), da área total dos agregados por volume (AT/Vol) e do comprimento total dos filamentos por volume (TL/Vol). Esta componente caracteriza o efluente tratado e parece indiciar que as situações em que ocorrem mais problemas na qualidade daquela corrente se encontram correlacionadas com valores elevados de biomassa no tanque de arejamento e elevados valores de área total dos agregados e de comprimento total dos filamentos, atestando que estes últimos constituem indicadores de funcionamento menos adequado da ETAR.

Na componente 2, as variáveis CBO₅_TA, CQO_TA e SST_TA são as que se encontram fortemente correlacionadas. Verifica-se ainda uma razoável correlação com as variáveis da percentagem em área dos macroflocos (Perc_mac) e com a variável AT/VOL. Por esta análise, pode-se verificar que quando ocorrem picos de concentração de biomassa no tanque de arejamento observa-se um aumento da presença de macroflocos.

Já para a componente 3, as variáveis CBO_5_{DP} , CQO_{DP} e SST_{DP} encontram-se fortemente correlacionadas, o que significa que esta componente está associada às características das amostras recolhidas à saída do decantador primário. Verifica-se que existe uma correlação razoável desta componente com a percentagem em área de mesoflocos ($Perc_{meso}$), o que sugere que os períodos em que a concentração do efluente de entrada do tanque de arejamento é superior favorece a formação de mesoflocos.

Observa-se que os valores do volume total e percentagem em área dos microflocos ($Perc_{mic}$) se correlacionam negativamente com as demais variáveis, o que indicia que quando o volume diário de afluente à ETAR aumenta o efluente do decantador primário é mais diluído e o peso relativo dos microflocos no tanque de arejamento aumenta.

A componente 4, apresenta características semelhantes à componente 1 obtida na análise em que apenas se consideraram os parâmetros físico-químicos ao correlacionar-se bem com as variáveis CBO_5_{AFL} , CQO_{AFL} e SST_{AFL} . Com esta componente, característica do afluente de entrada na ETAR, encontra-se, ainda, correlacionada negativamente de uma forma bem vincada o volume total, evidenciando, conforme se referiu anteriormente, que a ocorrência de pluviosidade se traduz num forte aumento do volume de esgoto diário afluente à ETAR e a consequente diluição da concentração de todos os seus poluentes. Nesta componente verifica-se, ainda, uma razoável correlação com o TL/Vol , indiciando que alimentação do tanque de arejamento com maior carga orgânica propicia o desenvolvimento de bactérias filamentosas indiciadoras de menor qualidade de tratamento.

Na componente 5, as variáveis que se encontram fortemente correlacionadas são os nadadores e flagelados ($nad+flag$), a percentagem em área dos microflocos e mesoflocos e o comprimento total dos filamentos por volume (TL/Vol), estando os nadadores e flagelados e a percentagem em área dos microflocos correlacionada negativamente. Pode-se verificar que se observam nadadores e flagelados sobretudo em amostras em que a percentagem em área de microflocos é maior. Desta forma, a componente 5 está seguramente associada às amostras do tanque de arejamento em que se observam nadadores e flagelados, não se conseguindo, contudo, correlacioná-las com parâmetros físico-químicos indicadores da qualidade do tratamento. Observa-se ainda uma razoável correlação (negativa) com a CBO_5_{AFL} , o que pode sugerir que situações em que a concentração da carga orgânica no afluente é maior contribuem para a diminuição do número de nadadores e flagelados.

Por último na componente 6, as variáveis sésseis e móveis de fundo ($sess+mov$), a $Perc_{macro}$ e AT/Vol encontram-se agrupadas, embora uma aferição mais correcta das suas interrelações, por correlações cruzadas, seja efetuada num capítulo seguinte nesta tese. O mesmo foi efetuado para os parâmetros englobados na componente 5.

Na Figura 5.21 encontra-se representada a regressão linear multivariável considerando a estimativa da CQO obtida por regressão multilinear dos *factor scores* associados às 6 componentes da ACP e a concentração da CQO observada no efluente tratado, bem como a representação temporal das duas variáveis.

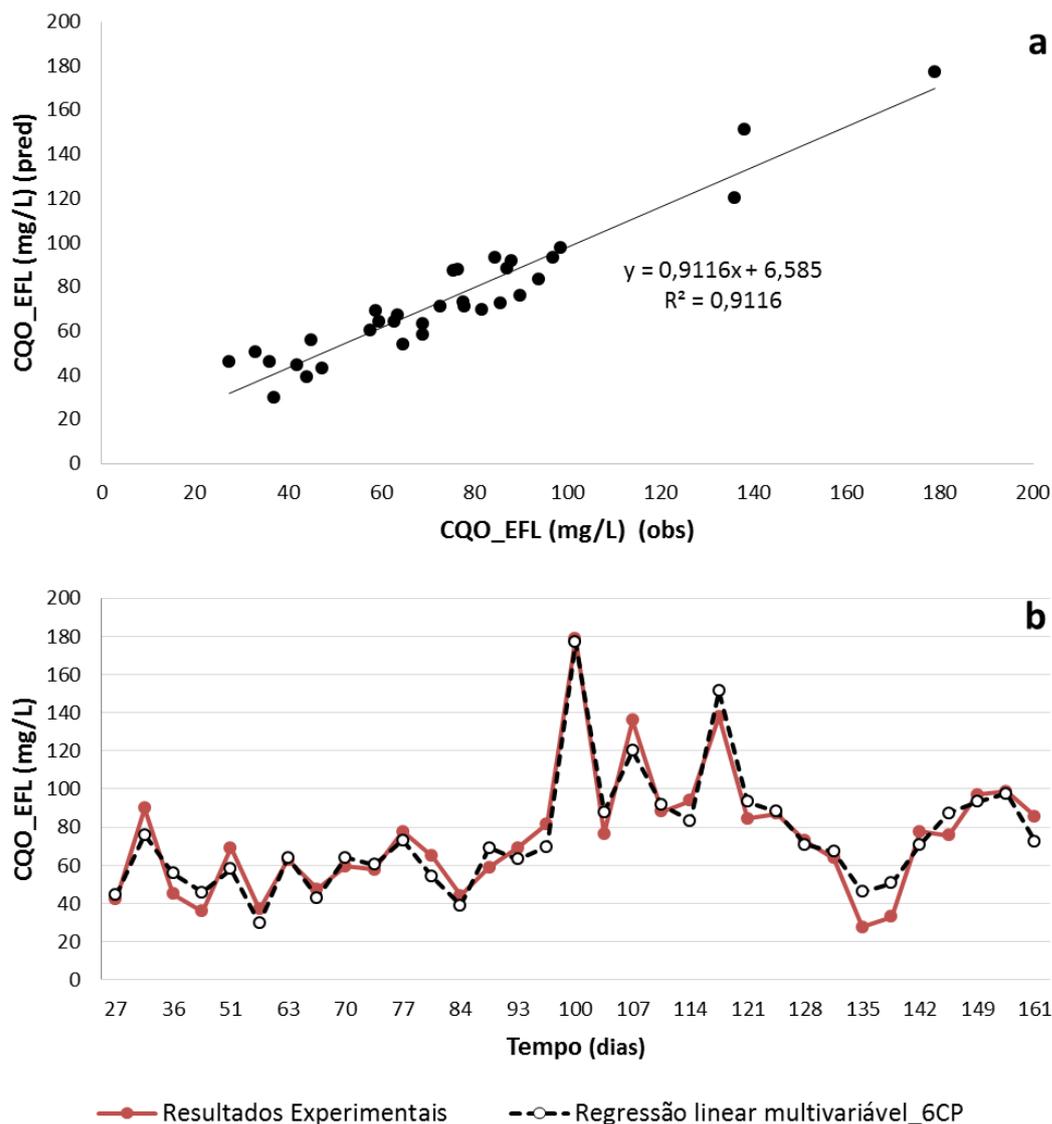


Figura 5.21 – Análise da regressão linear multivariável obtida usando como variáveis independentes os *factor scores* associados às 6 componentes obtidas na ACP: a) regressão linear entre o valor de CQO estimado e a concentração da CQO no efluente e b) previsão da concentração de CQO no efluente e comparação com os resultados experimentais.

Observa-se pela Figura 5.21 que o modelo multivariável permite prever satisfatoriamente a concentração da carência química de oxigênio no efluente, com um coeficiente de determinação (R^2) de 0,912, confirmando-se que os resultados preditos se ajustam bastante bem aos resultados experimentais da concentração da carência química de oxigênio no efluente tratado.

Como realizado anteriormente, averiguou-se a possibilidade de, a partir de um conjunto reduzido de variáveis obtidas de parâmetros físico-químicos e microbiológicos, se poder prever a concentração da carência química de oxigênio no efluente tratado. De modo a avaliar esta possibilidade nos dados experimentais realizou-se a MLRA aos parâmetros mais correlacionados com cada uma das componentes identificadas. Na Figura 5.22 encontra-se representado a regressão linear multivariável com as 5 variáveis mais correlacionadas para a concentração da CQO no efluente.

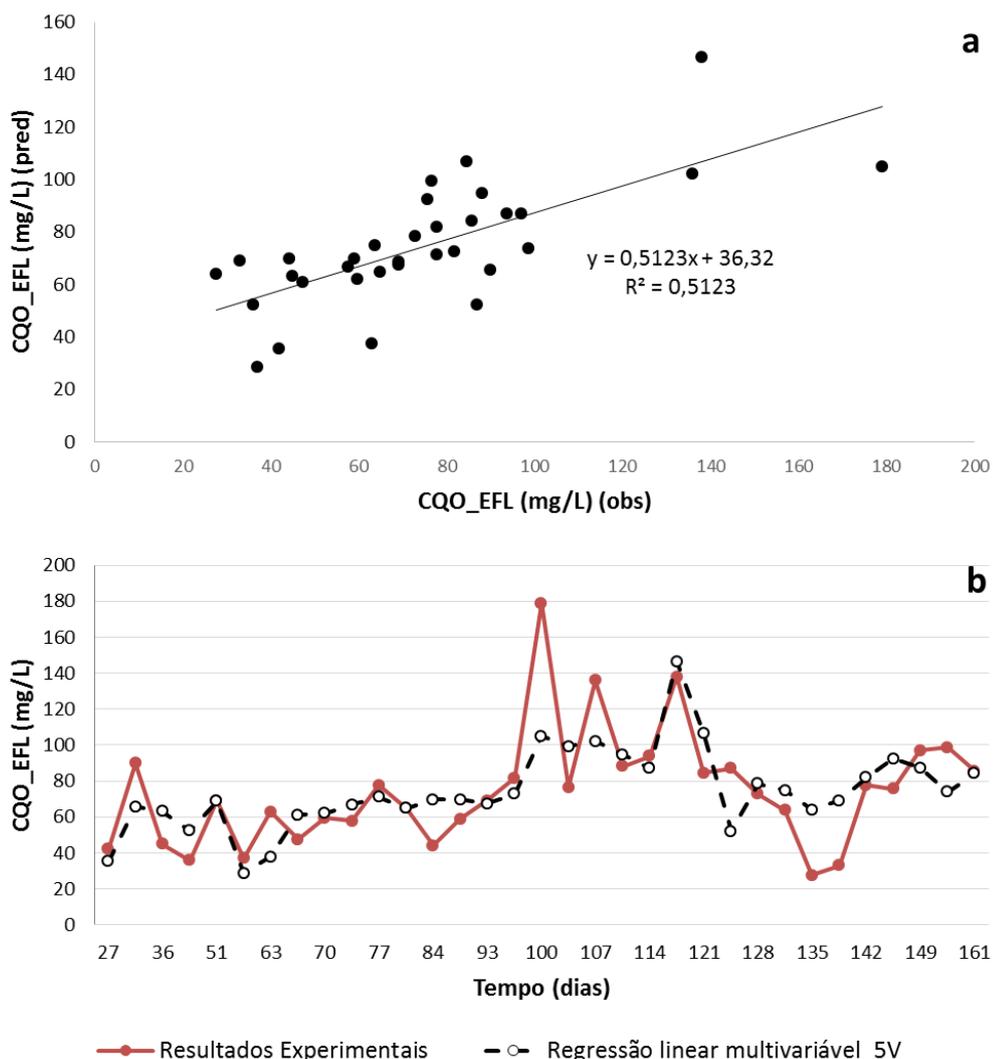


Figura 5.22 – Análise de regressão linear multivariável obtida usando como variáveis independentes os parâmetros mais correlacionados com cada uma das 6 componentes consideradas na ACP (CQO_AFL, CQO_DP, CQO_TA, sess+mov e nad+flag) a) regressão linear entre o valor de CQO estimado e a concentração da CQO no efluente e b) previsão da concentração de CQO no efluente e comparação com os resultados experimentais.

Pela Figura 5.22 verifica-se que o ajuste do modelo de previsão se ajusta menos razoavelmente aos dados experimentais face ao modelo anterior (Figura 5.21 b), com um R^2 de 0,512. Verifica-se assim, que não se consegue prever com razoabilidade a concentração de CQO no efluente, a partir do conhecimento das 5 variáveis utilizadas (CQO_AFL, CQO_DP, CQO_TA, sess+mov e nad+flag).

Foi também realizada uma segunda análise de componentes principais, para os parâmetros físico-químicos e microbiológicos do tanque de arejamento e reactor, de modo a determinar as diferenças existentes entre as amostras recolhidas no tanque de arejamento e no reactor, antes e após a modificação dos parâmetros operacionais. Para realizar esta análise foi utilizado o *software* SIMCA-P 8.0 (Umetrics AB, Umea). Na Tabela 5.4 encontram-se os parâmetros físico-químicos e microbiológicos do tanque de arejamento e reactor utilizados para esta análise estatística.

Tabela 5.4 - Parâmetros físico-químicos e microbiológicos no tanque de arejamento e reactor utilizados na análise de componentes principais e dos mínimos quadrados parciais, usando o *software* SIMCA.

Abreviatura	Parâmetro	Unidades
AT/Vol	Área total dos agregados por volume	mm ² /μL
carn	Ciliados carnívoros	
conc.	Concentração total em protozoários e metazoários	
Dens. ap.	Densidade aparente	mg/mm ²
Diam_macro	Diâmetro dos macroflocos	μm
Diam_meso	Diâmetro dos mesoflocos	μm
Diam_micro	Diâmetro dos microflocos	μm
flag	Flagelados	
IBL	Índice biótico de lamas	
IVL	Índice volumétrico de lamas	mL/g
meta	Metazoários	
mov	Ciliados móveis de fundo	
Nad+flag	Conjunto dos nadadores e flagelados	
Perc_mac	Percentagem de área dos micraflocos	
Perc_meso	Percentagem de área dos microflocos	
Perc_mic	Percentagem de área dos microflocos	
Rem CBO ₅	Remoção da carência bioquímica de oxigénio	
Rem CQO	Remoção da carência química de oxigénio	
Rem SST	Remoção de sólidos suspensos totais	
sess	Ciliados sésseis	
sess+mov	Conjunto dos sésseis e móveis de fundo	
teca	Amebas com teca	
TL/SST	Comprimento total dos filamentos por sólidos suspensos totais	m/mg
TL/TA	Comprimento total dos filamentos por área total dos agregados	l/mm
TL/Vol	Comprimento total dos filamentos por volume	mm/μL

Na Figura 5.23 e Figura 5.24 encontra-se a representação gráfica da primeira ACP, representado todas as amostras obtidas para o tanque de arejamento, reactor e reactor com modificação.

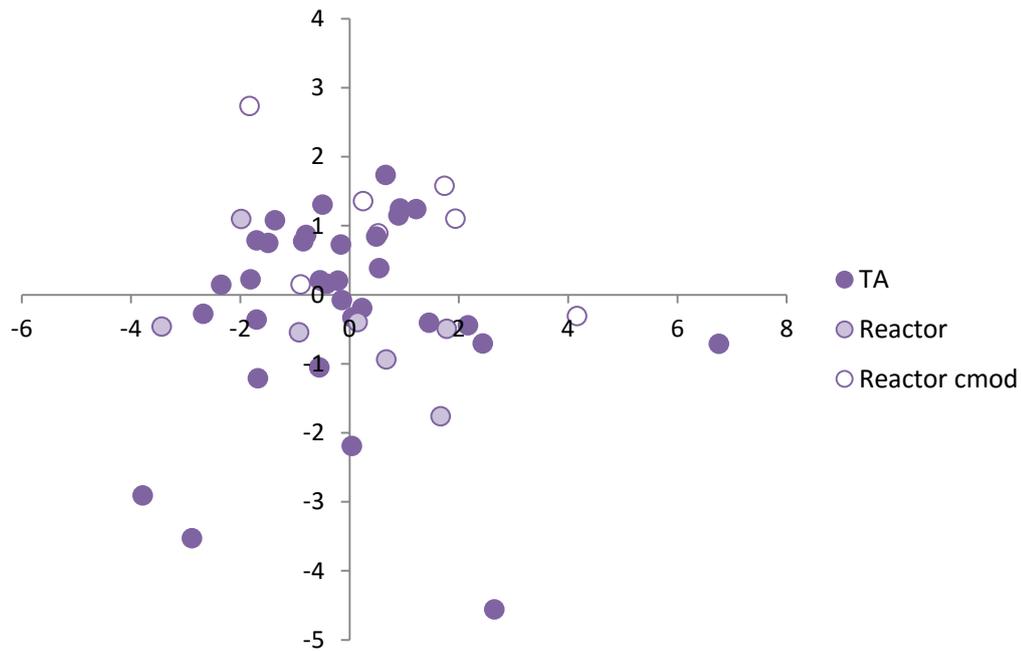


Figura 5.23 – ACP com o primeiro e segundo componentes principais para os dados físico-químicos, no tanque de arejamento, reactor e reactor com modificação.

Analisando a Figura 5.23 observa-se que os pontos relativos aos dados físico-químicos no tanque de arejamento, reactor e reactor com modificação se enquadram razoavelmente. Pode-se verificar que em relação ao tanque de arejamento e reactor existem poucas diferenças, o que seria de esperar, pois tentaram-se manter as mesmas condições de operação e de biomassa.

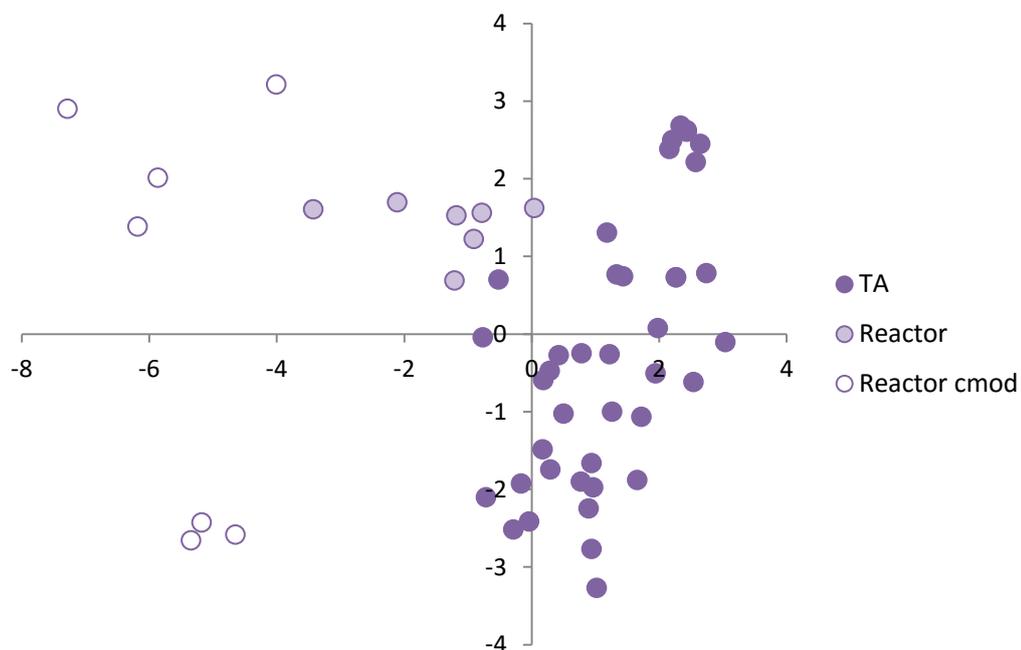


Figura 5.24 - ACP com o primeiro e segundo componentes principais para os dados microbiológicos, no tanque de arejamento, reactor e reactor com modificação.

Através da análise da Figura 5.24, constata-se que em relação aos dados microbiológicos existem diferenças razoáveis entre o tanque de arejamento, reactor e reactor com modificação.

Verifica-se que, para o reactor com modificação existe uma maior separação em relação ao tanque de arejamento e ao reactor. Deste modo, determinou-se que não foi possível mimetizar na instalação piloto a comunidade de protozoários e metazoários existente no tanque de arejamento. Mais, comprovou-se ainda, mais uma vez, que a mesma foi significativamente alterada após as modificações efectuadas na instalação piloto.

Adicionalmente para tentar prever os parâmetros operacionais mais importantes, foram aplicadas outras ferramentas estatísticas como o método dos mínimos quadrados parciais. Mais uma vez foi utilizado o *software* SIMCA-P 8.0 (Umetrics AB, Umea). As representações gráficas seguintes são referentes aos casos em que se obteve uma melhor previsão. Na Figura 5.25 encontra-se representado a regressão entre os valores observados e os valores preditos de IVL.

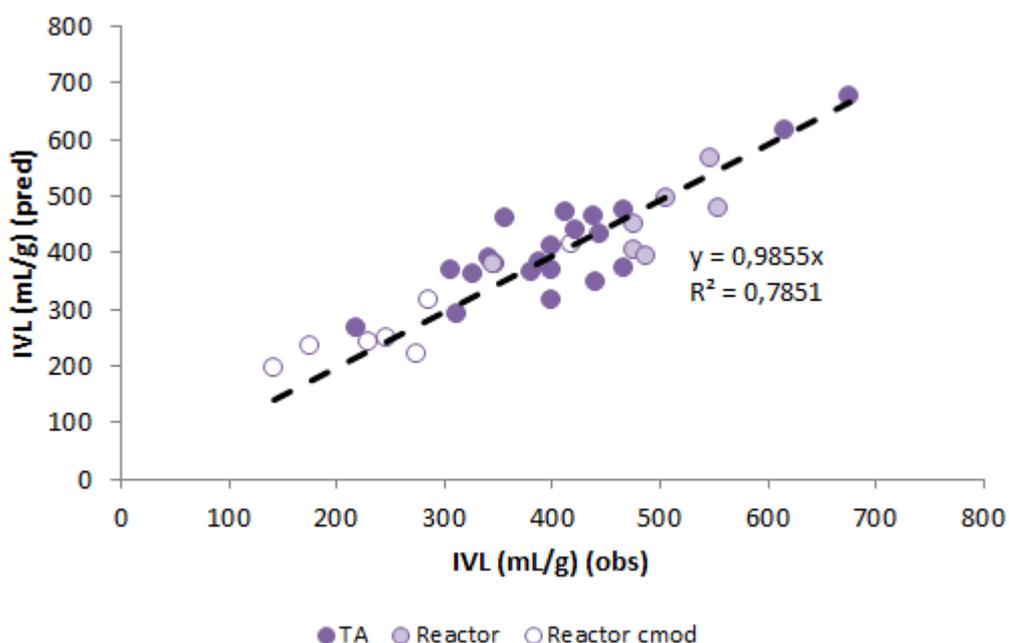


Figura 5.25 – Regressão entre os dados observados de IVL e os valores preditos por PLS com 16 componentes principais.

Através da Figura 5.25 pode verificar-se que se obteve uma previsão do IVL razoável, a partir dos parâmetros estruturais dos agregados e da identificação e quantificação de protozoários e metazoários. Saliente-se que esta análise foi obtida com 16 parâmetros, tendo sido os restantes eliminados por apresentarem correlações cruzadas superiores a 0,8 com os parâmetros utilizados. Verificou-se ainda que esta previsão se devia principalmente aos parâmetros estruturais dos agregados, tais como TL/SST, diâmetro dos mesoflocos e microflocos, TL/AT e percentagem em área dos macroflocos e microflocos. Este facto era previsível, uma vez que a análise de correlações cruzadas efetuada constatou que o IVL se encontrava essencialmente relacionado com os parâmetros estruturais dos agregados, nomeadamente com TL/SST (R de 0,7096), diâmetro dos mesoflocos (R de -0,6994) e percentagem em área dos mesoflocos (R de -0,5832).

Na Figura 5.26 encontra-se representado a regressão entre os dados observados de remoção de CQO e os valores preditos.

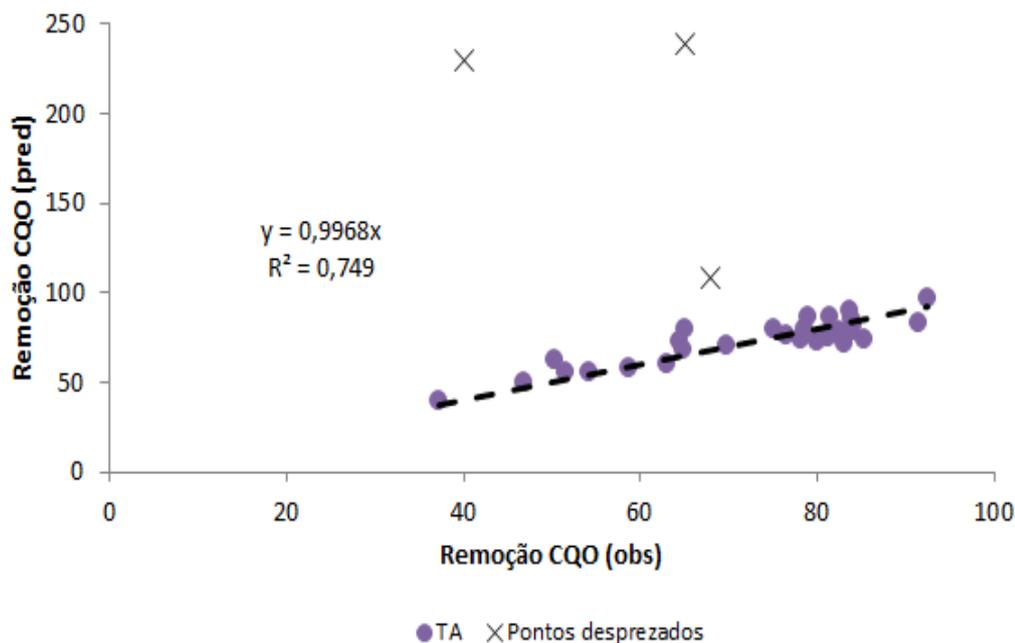


Figura 5.26 – Regressão entre os dados observados de remoção de CQO e os valores preditos por PLS com 16 componentes principais.

Obteve-se uma previsão apenas razoável (R^2 de 0,749) na remoção de CQO (após a eliminação de 3 pontos), a partir dos parâmetros estruturais dos agregados e da identificação e quantificação de protozoários e metazoários. Esta análise foi obtida com 16 parâmetros, tendo sido os restantes eliminados por apresentarem correlações cruzadas superiores a 0,8 com os parâmetros utilizados. Verificou-se ainda que os parâmetros que mais contribuíram para este resultado foram a percentagem em área dos mesoflocos, destacadamente, e em menor grau a densidade aparente, AT/Vol, TL/AT e flagelados. De acordo, a análise das correlações cruzadas permitiu constatar que a remoção de CQO se correlacionava predominantemente com a percentagem em área dos mesoflocos, apresentado um coeficiente de correlação (R) de 0,5979, e em certa medida com AT/Vol (R de -0,3890) e TL/AT (R de 0,3831).

A análise de correlações cruzadas efetuada permitiu ainda estabelecer algumas outras correlações interessantes. Assim, no tocante à componente biótica, verificou-se que o grupo dos ciliados sésseis em conjunto com os ciliados móveis de fundo se correlacionava com os ciliados nadadores (R de -0,8347), assim como com o grupo dos ciliados nadadores em conjunto com os flagelados (R de -0,8341). Ainda no tocante aos parâmetros da biomassa, e relativamente à percentagem de remoção dos SST verificou-se que se correlacionava negativamente, em certa medida, com a AT/Vol (R de -0,3982) e que a percentagem de remoção da CBO_5 se correlacionava melhor com o IBL, obtendo um coeficiente R de 0,3943.

6. CONCLUSÃO

Com a análise dos dados obtidos ao longo do período de monitorização foi possível entender o funcionamento da ETAR da Ribeira de Frades, estudar e relacionar os dados obtidos, nomeadamente os parâmetros físico-químicos e microbiológicos. Um bom funcionamento de uma ETAR depende muito destes parâmetros, sendo essencial a sua análise para a gestão correcta do processo de tratamento de águas residuais.

Durante a realização deste estudo, primeiramente foi caracterizada a ETAR da Ribeira de Frades, relativamente aos parâmetros físico-químicos e microbiológicos. Posteriormente foi montada uma instalação piloto com as mesmas características da ETAR em estudo, na qual se pretendia verificar se o sistema poderia funcionar de forma satisfatória com diferentes configurações.

De acordo com a licença de utilização dos recursos hídricos a ETAR da Ribeira de Frades é obrigada a cumprir os VLE para os parâmetros de CQO, CBO₅, SST e pH. De uma forma geral, pode-se concluir que ao longo do período de monitorização a ETAR cumpriu os VLE. Os dias em que esteve em incumprimento deveram-se sobretudo às condições meteorológicas, essencialmente a uma forte influência da precipitação. Relativamente ao pH, em todos os quatro tipos de efluentes analisados, verificou-se que esteve sempre dentro dos VLE, concluindo que se encontra indicado para tratamento biológico.

De acordo com os dados obtidos o período de monitorização da ETAR mais crítico foi entre os dias 119 e 126, no qual se verificou uma subida abrupta na concentração de CQO, CBO₅ e SST do afluente, enquanto que no tanque de arejamento a concentração de SST desceu bruscamente, devido ao *washout* da biomassa. É também neste período que se verifica que o IVL apresenta um pico bastante elevado em relação aos outros dias e que o conteúdo em protozoários sofre uma descida abrupta.

Em relação ao decantador primário e ao tanque de arejamento, pode-se concluir que a quase totalidade dos sólidos suspensos totais são voláteis e que uma grande parte desses sólidos suspensos é constituída por matéria orgânica oxidável, dada as boas correlações entre variáveis.

Mais, através da eficiência global de tratamento constatou-se que se obteve índices de eficiência elevados, podendo concluir-se que este tipo de tratamento é adequado.

Relativamente à estrutura da biomassa agregada, a sua análise permitiu verificar um predomínio dos mesoflocos durante o período de monitorização da ETAR e da instalação piloto (reactor), seguidos dos microflocos. Saliente-se que, para um correcto funcionamento de uma ETAR de lamas activadas com elevada decantabilidade, deve existir um predomínio de mesoflocos. Desta forma pode-se concluir que, ao nível da estrutura da biomassa agregada, este facto se verificou, ainda que, no caso da ETAR, a percentagem de microflocos se situa ligeiramente acima das condições ideais. Constatou-se ainda que a densidade aparente dos agregados tendeu a aumentar com o aumento dos SST., tendo também sido verificado que a densidade aparente do reactor foi, em média ligeiramente inferior à da ETAR.

Durante o período de monitorização da ETAR verificou-se que os valores de IVL foram sempre acima de 150 mL/g, tendo acontecido o mesmo no reactor à excepção de um único dia (dia 25). Este parâmetro evidencia que existem algumas condicionantes na capacidade das lamas sedimentarem de forma correcta. Tendo em atenção que os valores elevados de IVL obtidos sugerem problemas de *bulking* e considerando também os valores elevados do comprimento total de filamentos por volume (TL/Vol), comprimento total dos filamentos por área total dos agregados (TL/AT) e do comprimento total dos filamentos por sólidos suspensos totais TL/SST, assim como a baixa percentagem de microflocos pode-se considerar que se tratou de um fenómeno de *bulking* de origem filamentosa. De facto, os valores de TL/Vol, de TL/AT e TL/SST estiveram acima do valor considerado indiciador de *bulking* filamentoso, em estudos publicados na literatura. Mais, a análise de regressão linear por

mínimos quadrados parciais (PLS) permitiu evidenciar o carácter filamentososo do fenómeno de *bulking* observado, tendo em conta a importância dos parâmetros referentes ao conteúdo em bactérias filamentosas nesta análise (TL/SST e TL/AT).

Foi ainda notório que, ao longo de todo o período de monitorização da instalação piloto, o conteúdo em bactérias filamentosas (TL/Vol, TL/AT e TL/SST) diminuiu, com os valores mais baixos a ocorrerem após a modificação das condições de operação no reactor. Mais, verificou-se ainda que esta tendência esteve de acordo com a evolução do IVL no reactor ao longo do período de monitorização. Tendo ainda em atenção que os valores do conteúdo em bactérias filamentosas, assim como os valores de IVL, após a modificação do reactor foram, quase sempre, muito inferiores aos obtidos na ETAR, comprova-se a possibilidade de estar presente uma biomassa agregada e filamentosa com melhores propriedades de sedimentação.

A monitorização dos protozoários e metazoários, ao nível do tanque de arejamento da ETAR, permitiu evidenciar um predomínio claro de ciliados móveis de fundo, seguidos pelos ciliados nadadores e ciliados sésseis. Mais, durante todo o período de monitorização o índice biótico de lamas (IBL) oscilou entre a classe I e II, o que permitiu caracterizar o tanque de arejamento como operando com lamas relativamente bem colonizadas e estáveis, embora com uma ligeira degradação ao longo do tempo. Outro facto relevante foi a diminuição abrupta da percentagem dos ciliados nadadores, e correspondente aumento no grupo dos sésseis e móveis de fundo, aquando do *washout* da biomassa entre os dias 119 e 126. Relativamente à instalação piloto, verificou-se que no 1º período de monitorização houve um predomínio de ciliados móveis de fundo, enquanto que os ciliados nadadores aumentaram em percentagem desde o início deste período, tendo no início do 2º período de monitorização sido predominantes. Contudo, a partir do meio do 2º período verificou-se uma descida significativa destes protozoários, com um consequente aumento dos ciliados sésseis até ao final do período de monitorização. Correspondentemente à evolução registada nos protozoários no reactor verificou-se, entre o final do 1º período e o início do 2º período de monitorização que o IBL sofreu uma queda abrupta (representando uma classe III) e iniciando uma colonização deficiente neste período.

Um dos objectivos da operação da instalação piloto foi ainda verificar se alterando a configuração também os valores dos parâmetros analisados se alterariam, utilizando para o efeito uma análise estatística multivariável. Relativamente ao 1º período de monitorização observaram-se poucas alterações no licor misto e no efluente de saída relativamente aos parâmetros físico-químicos, o que é comprovado pela análise de componentes principais (ACP) efectuada. Já no 2º período de monitorização, período no qual se alterou o tempo de agitação e arejamento, verificou-se uma clara alteração na estrutura da biomassa e no conteúdo em protozoários e metazoários.

Finalmente, a utilização de técnicas de estatística multivariável permitiu evidenciar as correlações existentes entre diversos parâmetros operacionais, e entre estes e a estrutura da biomassa e a componente biótica do sistema. Mais, foi ainda possível efetuar uma previsão de alguns parâmetros normalmente monitorizados em ETAR, tais como a CQO do efluente final e o índice volúmico de lamas (IVL).

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Águas do Centro Litoral*. (s.d.). Obtido em Abril de 2016, de <http://www.aguasdocentrolitoral.pt/pt/menu-de-topo/comunicacao/galeria/detalhe-galeria-imagens/?id=61&img=20&bl=1>
- Amaral, A. L. (2003). *Image Analysis in Biotechnological Processes: Applications to Wastewater Treatment. Tese de Doutoramento em Engenharia Química e Biológica*. Universidade do Minho, Braga.
- Amaral, A. L., Mesquita, D. P., & Ferreira, E. C. (2013). Automatic identification of activated sludges disturbances and assessment of operational parameters. *Chemosphere* 91, 705-710..
- Anderson, S. (2009). *Characterization of Bacterial Biofilms for Wastewater Treatment*. Stockholm: Royal Institute of Technology - School of Biotechnology.
- APHA, AWWA & WEF. (1999). *Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association.
- Arregui, A., Pérez-Uz, B., Salvadú, H. & Serrano, S. (2010). Progresses on the knowledge about the ecological function and structure of the protists community in activated sludge wastewater treatment plants. *Formatex*.
- Bakke, H. A., Leite, A. S. & Silva, L. B. (2008). *Revista Gestão Industrial. Estatística Multivariada: Aplicação da Análise Factorial na Engenharia de Produção, N° 4*, pp. 1-14.
- Bitton, G. (2011). *Wastewater Microbiology* (4° ed.). John Wiley & Sons, New Jersey.
- Canler, J.-P., Perret, J.-M., Duchène, P., & Cotteux, É. (1999). *Aide au diagnostic des stations d'épuration par l'observation microscopique des bous activées*. Cemágreg-Éditions.
- DL - 152/1997. (1997). *Decreto - Lei n° 152/1997 de 19 de Junho de 1997*. Diário da República, n° 139 1° série.
- Eikelboom, D. (2000). *Process control of activated sludge plants by microscopic investigation*, IWA Publishing, London.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J., & Arvin, E. (1997). *Wastewater Treatment Biological and Chemical Processes*. Springer, New York.
- Jenkins, D., & Daigger, M. G. (2003). *Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming and other separation problems*. IWA Publishing, London.
- Madoni, P. (1994). *La microfauna nell'analisi di qualita'biologica dei fanghi attivi*. Itália: Università degli Studi di Parma, Parma.
- Mara, D. & Horan, N. (2003). *The Handbook of Water and Wasterwater Microbiology*. London: Elsevier.

- Mesquita, D. P., Amaral, A. L., & Ferreira, E. C. (2008). Relationship between sludge volume index and biomass within activated sludge systems. *Atas do XVII COBEQ - Congresso Brasileiro de Engenharia Química, CD-ROM 7 pp.* Recife.
- Mesquita, D. P., Amaral, A. L. & Ferreira, E. C. (2011). Identifying different types of bulking in an activated sludge system through quantitative image analysis. *Chemosphere 85: 645-652.*
- Neto, J. M. (2004). *Estatística Multivariável - Uma visão didática - metodológica.*
- Pestana, H. & Gageiro, J. (2009). *Análise Categórica, Árvore de Decisão e Análise de Conteúdo em Ciências Sociais e da saúde com o SPSS.* Lidel.
- Reis, E. (1997). *Estatística Multivariada Aplicada.* Lisboa: Edições Sílabo.
- Seviour, R. J., & Halkjaer, N. (2008). *Microbial ecology of activated sludge.* IWA Publishing, London.
- Stoddard, A., Harcum, J., Simpson, J., Pagenkopf, J. R. & Bastion, R. K. (2002). *Municipal Wastewater Treatment.* John Wiley and Sons, New York.
- Tchobanoglous, G., Burton, F., & Stensel, H. (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Resue.* McGraw-Hill, New York.
- Umetri, A. (1998). *A New Standard In Multivariate Data Analysis.* Sweden: UMETRICS.
- Vesilind, P. A. (2003). *Wastewater treatment plant design.* IWA Publishing, London.

8. ANEXOS

- **Licença de Utilização dos recursos hídricos da ETAR da Ribeira de Frades.**



hr

LICENÇA DE UTILIZAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

REJEIÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS

Válida até:
31/7/2015

Nº 547/2010
Procº LFI Nº DHS-2005-0048

Pela Administração da Região Hidrográfica do Centro, I.P., por requerimento de 11/5/2009, é concedida a

“Águas do Mondego, SA”

a presente licença, nos termos da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, do Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio, do Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de Junho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 149/04, de 22 de Junho, e mais legislação em vigor, para manter a rejeição no rio Mondego do efluente tratado na ETAR de Ribeira de Frades, localizada em Ribeira de Frades, freguesia de Ribeira de Frades, concelho de Coimbra, distrito de Coimbra, sendo utilizado para o efeito um sistema de tratamento por camas activadas, ficando o seu titular sujeito às seguintes condições:

CONDIÇÕES GERAIS

1ª - Esta licença implica o tratamento das águas residuais urbanas de 45000 e.p., com um caudal de 1770 m³/dia em horizonte de projecto, em ETAR (Estação de Tratamento de Águas Residuais) executada de harmonia com o projecto apresentado nestes serviços;

2ª - A ETAR será somente utilizada para o tratamento das águas residuais caracterizadas no projecto, fim que não pode ser alterado sem prévia autorização destes Serviços;

3ª - O lançamento das águas residuais no meio receptor não deverá provocar alteração da sua qualidade que ponha em risco os usos a jusante pelo que fica condicionado ao cumprimento dos limites fixados nesta licença;

4ª - O objecto da licença ficará sujeito à polícia e fiscalização de todas as autoridades com jurisdição no local, obrigando-se o titular da licença a facultar o livre acesso aos agentes dessas autoridades de modo que possam exercer as suas funções com eficiência;

5ª - O titular desta licença deverá respeitar todas as leis e regulamentos aplicáveis e munir-se de quaisquer outras licenças exigíveis por outras entidades;

6ª - Constituirá causa da revogação ou revisão dos títulos de utilização os motivos constantes dos Artº 28 e 32º do Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio;

7ª - Para verificação periódica das condições de descarga das águas residuais o titular da licença obriga-se a instalar um processo de auto-controlo nos termos definidos nas condições especiais desta licença, conforme disposto no Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio, e Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de Junho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 149/04, de 22 de Junho;



Edifício "Fábrica dos Mirandes"
Avenida Cidade Aeminium
3000-429 Coimbra
Tel.: 239 850 200
Fax: 239 850 250

8ª - Qualquer anomalia ou acidente com influência nas condições de descarga de águas residuais deverá ser comunicada, a estes Serviços, nas 24 horas seguintes à ocorrência, sob pena de caducidade desta licença;

9ª - As despesas com vistorias extraordinárias que resultem de reclamações justificadas, serão suportadas pelo titular da licença;

10ª - O titular fica sujeito, de acordo com a Decreto-Lei n.º 97/2008 de 11 de Junho, ao pagamento da Taxa de Recursos Hídricos (TRH);

11ª - Nos termos do disposto do artigo 22º e anexo I do Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio o titular poderá estar sujeito ao pagamento de cauções;

12ª - Nas condições referidas no articulado do Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio, as condições desta licença poderão ser revistas se durante o prazo de vigência desta vierem a ocorrer alterações que o justifiquem;

13ª - De acordo com o n.º 1 do Artº 49º do Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio, o titular desta licença assume, no âmbito desta, a responsabilidade pela eficiência dos processos de tratamento e dos procedimentos que adoptar com vista a minimizar os efeitos decorrentes da rejeição de águas residuais e cumprir os objectivos de qualidade definidos para as massas de água receptoras.

CONDIÇÕES ESPECIAIS

1ª - As condições de descarga a respeitar pelo titular desta licença, são as constantes no Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de Junho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 149/04, de 22 de Junho, devendo ser cumpridos os valores limites expressos em concentração indicados no quadro seguinte:

Parâmetro	Concentração	Métodos analíticos de referência
CQO	≤ 125 mg/l O ₂	Amostra homogeneizada, não filtrada, não decantada. Dicromato de potássio.
CBO ₅ a 20°C	≤ 25 mg/l O ₂	Amostra homogeneizada, não filtrada e não decantada. Determinação do oxigénio dissolvido antes e depois da incubação de cinco dias a 20°C ± 1°C na total ausência de Luz. Adição de um inibidor da nitrificação.
SST	≤ 35 mg/l	Filtração de uma amostra representativa através de um filtro de membrana de 0,45 µm. Secagem a 105°C e pesagem. Centrifugação de uma amostra representativa (durante pelo menos cinco minutos a uma aceleração média de 2800 g a 3200 g). Secagem a 105°C e pesagem.
pH ⁽¹⁾	6,0 a 9,0	Eletrometria

⁽¹⁾ Parâmetro referente ao Anexo XVIII do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto.

2.ª - Deverão ser sempre asseguradas as normas de qualidade da água do meio receptor previstas no Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto;



3ª - O auto-controlo referido na 7ª condição geral desta licença, deverá realizar-se com a periodicidade mínima **mensal**, sendo as amostras recolhidas à saída do último órgão do sistema depurador e para os parâmetros seguintes:

pH - CBO5 - CQO - SST

de acordo com os métodos analíticos de referência, referidos no quadro anterior, preconizados no Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de Junho e no Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto;

4ª - Terão ainda de ser monitorizados com a periodicidade mínima **mensal** os parâmetros Fósforo total (P(t)) e Azoto total (N(t));

5ª - As amostras colhidas deverão ser de 24 horas, proporcionais ao caudal ou por escalões de tempo, num ponto bem definido à saída e, se necessário, à entrada da Estação de Tratamento;

6ª - O titular desta licença obriga-se ao envio **trimestral** dos boletins de análise à Administração da Região Hidrográfica do Centro, I.P.;

7ª - Esta licença é válida por **5 anos** e poderá ser renovada se o seu titular assim o requerer, com a antecedência mínima de 60 dias do seu termo e ao Estado convier;

8ª - A utilização das lamas de depuração na agricultura, provenientes da ETAR, deve respeitar o disposto no Decreto-Lei n.º 118/06, de 21 de Junho, publicado no DR, I série, n.º 118 e restante legislação em vigor;

9ª - O "by-pass" à instalação só deverá ser usado em situação de extrema emergência e, de imediato comunicado, a estes Serviços (num prazo de 24 horas), com caracterização da ocorrência e indicação das acções executadas;

10ª - O titular da presente licença fica responsável por comunicar à Administração da Região Hidrográfica do Centro, I.P. a desactivação do sistema e proceder à recuperação ambiental do local onde o mesmo se encontra actualmente instalado;

11ª - O titular desta licença obriga-se à instalação de equipamentos de controlo, designadamente, caixas de visita para recolha de amostras e medidores de caudal, com totalizador, por forma a registar o caudal médio diário e mensal afluente ao sistema de tratamento e o caudal médio diário e mensal descarregado no meio hídrico;

12ª - O registo mensal dos caudais de efluente descarregados deve ser remetido, com a periodicidade mínima trimestral, à Administração da Região Hidrográfica do Centro, I.P..

Coimbra, 12/7/2010

José António Pecesgueiro Ferreira Serrano

Vice-Presidente da ARH do Centro, I.P.

- DRT -



Ministério do Ambiente e
do Ordenamento do Território

Edifício "Fábrica dos Mirandás"
Avenida Cidade Aeminium
3000-429 Coimbra
Tel.: 239 850 200
Fax: 239 850 250
geral@arhcentro.pt
<http://www.arhcentro.pt>

3/3

Figura 8.1 – Licença de utilização dos recursos hídricos da ETAR da Ribeira de Frades.

- **Parâmetros físico-químicos**

Tabela 8.1 – Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão dos parâmetros analisados durante o período de monitorização da ETAR da Ribeira de Frades.

		AFL	DP	TA	EFL
Azoto total (mg N/L)	Média	92,19	79,74	149,43	51,05
	Mínimo	28	41	55	27
	Máximo	154	130	210	69
	Desvio padrão	23,44	24,87	35,43	11,25
CBO₅ (mg O₂/L)	Média	274,44	157,54	621,14	18,47
	Mínimo	100	34	160	5
	Máximo	520	320	1400	92
	Desvio padrão	104,97	78,61	208,63	17,68
CQO (mg O₂/L)	Média	512,24	293,71	2027,43	72,90
	Mínimo	180	120	470	27,5
	Máximo	811	520	4300	179
	Desvio padrão	154,24	132,27	663,87	31,86
TOC (mg/L)	Média	156,31	-	-	31,68
	Mínimo	89,2	-	-	17,2
	Máximo	211	-	-	58
	Desvio padrão	27,26	-	-	9,74
pH	Média	7,67	7,64	7,53	7,31
	Mínimo	6,99	7,2	7,3	6,68
	Máximo	8,62	8	7,6	7,98
	Desvio padrão	0,46	0,23	0,08	0,38
SST (mg/L)	Média	282,57	106,21	1650,86	17,41
	Mínimo	90	40	340	5
	Máximo	1300	220	3200	71
	Desvio padrão	193,91	46,73	533,21	14,24
SSV (mg/L)	Média	-	99,68	1394,29	-
	Mínimo	-	35	300	-
	Máximo	-	190	2600	-
	Desvio padrão	-	42,82	412,35	-

- **Parâmetros microbiológicos da análise de imagem**

Tabela 8.2 – Dados mais relevantes dos parâmetros microbiológicos da análise de imagem.

	Dia	Perc_micro	Perc_meso	Perc_macro	AT/Vol (mm²/μL)	TL/Vol (mm/μL)	TL/AT (1/mm)	Dens. ap. (mg/mm²)
	0	40,07	57,86	2,08	1,26	272,43	215,90	
	3	39,11	60,55	0,34	0,76	240,19	314,61	
	7	43,26	55,56	1,18	0,76	70,04	92,64	
	9	46,36	52,96	0,68	0,68	124,21	182,51	
	27	47,33	52,67	0,00	0,33	51,36	156,04	
	30	46,18	51,51	2,30	1,20	112,16	93,32	
	36	43,10	52,79	4,10	1,31	98,14	75,14	
	41	47,07	52,47	0,46	0,79	111,67	140,53	
	43	44,00	55,21	0,79	0,70	135,23	192,70	
	48	50,34	48,93	0,73	0,96	74,36	77,37	
	51	39,37	58,88	1,75	0,94	151,20	161,39	2028,03
	57	34,82	62,21	2,96	1,31	149,10	114,03	994,25
	59	38,79	60,71	0,50	0,63	149,06	234,93	
	63	42,42	54,00	3,58	1,37	161,49	118,19	951,40
	65	41,04	58,55	0,41	0,68	89,96	133,25	1333,12
	70	40,80	55,21	3,99	1,29	81,47	63,37	1088,92
	72	48,13	50,79	1,08	0,93	54,02	57,88	1392,81
	77	41,23	55,30	3,47	1,17	176,34	150,69	1281,81
	79	37,54	59,98	2,48	0,98	119,53	121,40	1828,16
	84	32,92	64,23	2,85	0,95	135,41	142,06	2412,97
	91	44,67	53,90	1,43	0,78	121,21	154,90	2300,25
	93	40,97	57,63	1,40	0,87	163,63	188,29	1726,05
	98	35,30	59,33	5,37	1,44	272,36	189,45	1182,52
	100	42,63	54,45	2,92	1,34	281,79	209,66	1636,88
	105	33,91	60,26	5,83	1,58	205,47	129,97	1265,10
	107	38,35	58,06	3,59	1,10	185,38	169,09	2189,16
	112	35,88	60,67	3,44	1,14	178,31	156,31	2016,18
	114	41,39	57,02	1,59	0,77	138,61	179,78	2723,69
	119	42,51	51,39	6,10	2,09	331,95	158,87	1531,52
	121	37,64	58,76	3,60	1,06	164,27	154,47	1974,72
	126	41,75	57,74	0,51	1,09	312,50	286,34	678,06
	128	36,71	61,82	1,48	1,16	223,95	193,09	1465,76
	133	38,29	61,15	0,56	1,12	326,13	292,33	1613,42
	135	36,22	62,96	0,82	0,85	253,73	299,93	1773,19
	140	35,96	63,80	0,24	0,79	264,68	333,87	1892,13
	142	33,45	66,30	0,25	0,82	261,36	319,77	1957,58
	147	38,56	59,49	1,96	1,17	364,80	311,65	1708,60
	149	32,12	66,98	0,90	1,23	430,70	350,36	1545,60
	156	40,85	58,25	0,90	1,03	300,00	290,37	1258,27
	161	34,20	65,60	0,19	1,03	368,26	359,21	1755,78

Tanque de arejamento

Reactor	0	27,11	70,28	2,61	1,22	239,42	197,05	1467,02
	4	24,60	74,49	0,91	1,09	205,02	187,60	670,28
	5	32,33	66,66	1,01	0,92	214,18	233,22	1769,49
	7	26,10	72,56	1,33	1,32	250,77	189,51	1365,91
	11	27,99	70,86	1,15	0,88	130,15	148,35	988,76
	12	28,68	69,88	1,45	0,90	112,99	125,69	1635,20
	14	23,09	74,77	2,14	1,01	86,49	85,31	1336,42
Reactor com modificação	15	25,00	74,32	0,68	0,90	86,62	96,46	1436,64
	18	17,18	81,75	1,07	1,02	61,15	59,80	1425,42
	19	18,84	78,64	2,52	1,15	60,43	52,77	1347,08
	21	11,30	85,98	2,72	1,05	43,89	41,61	1811,06
	25	15,61	79,00	5,39	1,49	45,82	30,71	564,70
	26	14,01	79,48	6,51	1,75	49,74	28,50	1047,02
	27	15,90	77,81	6,29	1,57	48,15	30,70	1487,21

- **Variáveis utilizadas no método PLS**

Tabela 8.3 – Variáveis de maior importância para a determinação do IVL observado e predicto através do método PLS.

	VIP[16]	IVL (mL/g)
	(cum)	CoeffCS[15]
TL/SST (m/mg)	1,5022	0,7753
Diam_meso (μm)	1,4441	-0,2896
TL/AT (1/mm)	1,3767	-0,9497
Perc_mac	1,2207	-0,1772
Diam_mic (μm)	1,0817	0,3834
Perc_mic	1,0658	0,4254
Diam_mac (μm)	0,9323	-0,1114
mov	0,8966	-0,0068
meta	0,8856	0,1732
sess	0,7908	0,0020
conc	0,7887	-0,1052
IBL	0,7166	0,1252
teca	0,6957	-0,0097
nad	0,6742	-0,0837
Dens. ap. (mg/mm^2)	0,6418	0,2925
carn	0,6309	0,1645

Tabela 8.4 - Variáveis de maior importância para a determinação da remoção de CQO observada e predicta através do método PLS.

	VIP[16]	Rem CQO
	(cum)	CoeffCS[16]
Perc_meso	1,6475	0,1365
Dens. ap. (mg/mm ²)	1,1835	-0,3814
AT/Vol (mm ² /μL)	1,1739	-0,7947
TL/AT (1/mm)	1,1456	0,3851
flag	1,1449	-0,6139
Diam_mic (μm)	1,0132	0,5070
conc	1,0063	0,5936
teca	0,9726	-0,3577
Diam_meso (μm)	0,9635	0,5345
Diam_mac (μm)	0,9602	0,1293
IBL	0,9326	0,0124
TL/SST (m/mg)	0,8249	-0,1191
carn	0,7642	-0,2779
nad	0,6548	-2,2331
sess+mov	0,5830	-2,0147
meta	0,3825	0,1204