

UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Faculdade de Ciências e Tecnologia
Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

**Estudo da Eficiência da ETAR da Zona Industrial da
AutoEuropa por Análise Biológica**

Ana Rita Gomes Francisco

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, Perfil Engenharia Sanitária

Orientador: Professor Doutor António Manuel Fernandes Rodrigues

Lisboa
2008

Agradecimentos

Ao apresentar este trabalho quero agradecer, em primeiro lugar, ao meu orientador, Professor Doutor António Manuel Fernandes Rodrigues, pela oportunidade que me deu em realizar a dissertação na área da engenharia sanitária, pela sua sábia orientação, críticas e sugestões, que muito me instruíram.

À Administração da SIMARSUL, SA, particularmente ao Eng^o José Sardinha e Eng^a Ana Marcão, pelo interesse com que encararam este trabalho e pela viabilização das condições necessárias à sua execução. O meu agradecimento ao Eng^o Bruno Machado pela sua ajuda preciosa, sem a qual, a recolha de amostras não seria possível. À Eng^a Olga Paredes e seus colegas do laboratório, que realizaram as análises físico-químicas apresentadas neste trabalho. Aos operadores da ETAR da ZIA, pelo apoio prestado na realização das amostragens.

Ao André e aos meus pais, pela compreensão e incentivo que sempre manifestaram ao longo deste trabalho.

A todos, o meu obrigado.

Sumário

No tratamento de águas residuais por lamas activadas, existem diferentes populações de protozoários e metazoários que se podem desenvolver durante o processo. A sua presença é fundamental para o bom desempenho da ETAR. Além de reduzirem a turvação do efluente final, estimulam o crescimento bacteriano, promovem a floculação e algumas espécies reduzem a poluição. É possível estabelecer uma estreita relação entre a predominância de determinadas espécies ou grupos de espécies, com parâmetros operacionais da ETAR, tais como os índices bióticos. Este procedimento requer a identificação e enumeração das diferentes espécies. No entanto, existem outros métodos, que apresentam relações entre a abundância de uma dada espécie ou grupo e os parâmetros da estação.

O presente trabalho tem como objectivos: avaliar o funcionamento do sistema de tratamento de lamas activadas através da observação microscópica de protozoários e metazoários, identificação e contagem das espécies relevantes; estabelecer relações entre os organismos que contribuem para o processo de depuração de águas residuais e as condições de operação, como parâmetros físico-químicos ou o desempenho da ETAR; e produzir uma ferramenta de apoio à gestão da ETAR, baseada em princípios biológicos. Pretende-se, ainda, contribuir e incentivar para a adopção de metodologias semelhantes em outros sistemas de lamas activadas em funcionamento no nosso País.

Em termos metodológicos, a colheita de amostras foi realizada semanalmente na ETAR da ZIA durante dois meses e meio. Os parâmetros operacionais e físico-químicos foram obtidos junto da ETAR. A análise biológica foi efectuada por microscopia óptica. Avaliou-se qualitativa e quantitativamente a microfauna presente no tanque de arejamento, no poço de mistura de lamas e no clarificado de ambos os decantadores, a fim de se verificar as possíveis correlações desses parâmetros com a eficiência do sistema. Aplicou-se os resultados biológicos obtidos, em quatro modelos propostos para a avaliação do processo de tratamento, baseada em análises biológicas.

Em termos qualitativos e na maior parte das observações, a lama apresentou boa qualidade. A ETAR da ZIA foi colonizada por tecamebas, principalmente *Arcella sp.* e *Euglypha alveolata*, em todo, o estudo e em todos os pontos analisados. No tanque de arejamento foram sempre observados ciliados nadadores livres. A densidade total de organismos no tanque de arejamento variou de 2982 e 7330 organismos/mL, com valor médio de 5995 organismos/mL. Relativamente, aos parâmetros estudados, os objectivos de remoção para o CBO₅, CQO, SST e SSV foram alcançados.

Palavras-chave: ETAR, lamas activadas, eficiência, protozoários, metazoários, análise microscópica.

Abstract

In the treatment of waste waters by activated sludge, there are different populations of protozoa and metazoan that can develop during the process. Their presence is fundamental to the good performance of the waste water treatment plant. Beside of reducing the turbidity of the final effluent, they also stimulate the bacterial grow, promote the flocculation and some species eliminate the pollution. It's possible to establish a close relation between the predominance of certain species or groups of species, with the plant operational parameters such as biotic indices. This procedure requires the identification, and enumeration of the different species. However, there are other methods, which show a relation between the abundance of certain specie or group and the parameters of the plant.

This work aims to: evaluate the functioning of the activated sludge treatment system through microscopic observation of protozoa and metazoan, identification and counting of the relevant species; establish relations between the micro-organisms which enter in the purification process of waste waters and the operating conditions, such as physical-chemical parameters or the waste water treatment plant performance; and create a support tool to the management of the waste water treatment plant, based in biological principles. It's intended, moreover, contribute and give an incentive to the adoption of methodologies similar in others activated sludge systems that are functioning in our country.

In methodological terms, the harvest of samples was made in ZIA waste water treatment plant, and ran for two and a half months, weekly. The operating and physical-chemical parameters were obtained at the waste water treatment plant. The microbiological analyse was made using an optical microscope. The micro fauna present in the aeration tank was evaluated qualitatively and quantitatively, in the mixture of sludge well and in the clarified of both decanters, in order to check up the possible correlations of these parameters with the efficiency of the system. Applied the microbiological results obtained, in four models proposed for the evaluation of the treatment process, based on biological analyses.

In qualitative terms, and in most of the observations, the sludge showed good quality. The ZIA waste water treatment plant was colonized by testate amoebas, mainly, by the *Arcella sp.* and by the *Euglypha alveolata* during the study, and in all the points analyzed. In the aeration tank, there were always observed free ciliates. The total density of organisms in the aeration tank ranged of 2982 to 7330 organisms/mL, with an average value of 5995 organisms/mL. Relatively to the studied parameters, the aims of removal to CBO₅, CQO, SST and SSV, were achieved.

Key-words: wastewater treatment plant, activated sludge, efficiency, protozoa, metazoan, microscopic analysis.

Simbologia e notações

CBO₅: Carência Bioquímica de Oxigénio, mg O₂/L

CQO: Carência Química de Oxigénio, mg O₂/L

d: diâmetro do floco

Ds 1: Decantador secundário 1

Ds 2: Decantador secundário 2

ETAR: Estação de Tratamento de Águas Residuais

F/M: Factor de carga mássica, kg CBO₅/kg MVS.dia

fv: Factor de carga volúmica, kg CBO₅/m³.dia

SBI: Índice Biológico de Lamas

SST: Sólidos Suspensos Totais, mg/L

SSV: Sólidos Suspensos Voláteis, mg/L

SVI: Índice de volume de lamas, mL/g

TA: Tanque de arejamento

t_{RH}: tempo de retenção hidráulico no tanque de arejamento, hora

θ_c: Idade das lamas, dia

ÍNDICE DE MATÉRIAS

1. Introdução.....	1
1.1. Aspectos Gerais.....	1
1.2. Relevância.....	3
1.3. Objectivos	9
1.4. Metodologia e Organização da Dissertação	9
2. Sistemas de Tratamento de Águas Residuais.....	11
2.1. Sistemas de Tratamento por Lamas Activadas	11
2.2. Observação Microscópica da Lama	30
2.3. Microfauna em sistemas de Tratamento por Lamas Activadas	37
2.4. Indicadores de Eficiência de Tratamento	48
3. Material e Métodos	55
3.1. ETAR da Zona Industrial da AutoEuropa	55
3.2. Material e Métodos	65
3.3. Tratamento de Dados	72
4. Resultados e Discussão	73
4.1. Parâmetros físico-químicos.....	73
4.2. Parâmetros biológicos	88
4.4. Correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos.....	110
5. Conclusões e perspectivas de trabalho futuro.....	117
6. Referências Bibliográficas	121
7. Anexos	125
Anexo I – Resultados dos parâmetros físico-químicos.....	127
Anexo II – Resultados dos parâmetros biológicos	132

ÍNDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1 - Remoção da matéria orgânica pelo processo de tratamento por lamas activadas</i>	3
<i>Figura 2 – Esquema de funcionamento dos SBR</i>	13
<i>Figura 3 – Esquema de tratamento de águas residuais por lamas activadas</i>	14
<i>Figura 4 – Diagrama linear de uma ETAR</i>	29
<i>Figura 5 - Floco com forma irregular</i>	32
<i>Figura 6 - Floco arredondado</i>	32
<i>Figura 7 - Floco compacto</i>	32
<i>Figura 8 - Floco aberto</i>	32
<i>Figura 9 – Evolução dos grupos de microrganismos em função da idade das lamas</i>	39
<i>Figura 10 - Ciliados nadadores “livres”</i>	41
<i>Figura 11 – Ciliados predadores de flocos</i>	42
<i>Figura 12 – Ciliados fixos</i>	42
<i>Figura 13 – Classe Suctoria</i>	43
<i>Figura 14 – Ameba</i>	44
<i>Figura 15 - Tecamebas</i>	45
<i>Figura 16 – Rotífero (Rotaria sp.)</i>	46
<i>Figura 17 – Nemátode</i>	47
<i>Figura 18 – Anelídeo</i>	47
<i>Figura 19 – Tardígrado</i>	48
<i>Figura 20 - Relação entre a carga orgânica das lamas, idade das lamas, e presença de espécies predominantes em lamas activadas</i>	50
<i>Figura 21 – Sistema Multimunicipal de Saneamento de Águas Residuais da Península de Setúbal</i>	55
<i>Figura 22 – População servida.</i>	56
<i>Figura 23 – Localização da ETAR da Zona Industrial da Autoeuropa.</i>	57
<i>Figura 24 - Diagrama linear da ETAR da ZIA e respectivos pontos de colheita.</i>	61
<i>Figura 25 – Funcionamento da decantação</i>	63
<i>Figura 26 - Obra de entrada – step-screen</i>	64
<i>Figura 27 - A meio do tanque de arejamento</i>	64
<i>Figura 28 - Decantador secundário 1</i>	65
<i>Figura 29 - Decantador secundário 2</i>	65
<i>Figura 30 - Câmara de contagem HYDRO-BIOS KIEL</i>	69
<i>Figura 31 - Microscópio Leica, modelo DMIL</i>	69
<i>Figura 32 - Sistema de aquisição de imagens</i>	70
<i>Figura 33 – Evolução da CBO₅ nos vários pontos de colheita e ao longo do estudo.</i>	74
<i>Figura 34 – Evolução da CBO₅ no tanque de arejamento ao longo do estudo.</i>	74

Figura 35 – Valores médios e nível de confiança de 95 % para a CBO5 nos pontos 1, 2, 3, 4, 6, 7 e 11. _____	76
Figura 36 – Evolução da CQO nos vários pontos de colheita e ao longo do estudo. _____	77
Figura 37 – Evolução da CQO no tanque de arejamento ao longo do estudo. _____	78
Figura 38 - Valores médios e nível de confiança de 95 % para a CQO nos pontos 1, 2, 3, 4, 6, 7 e 11. _____	79
Figura 39 – Evolução dos SST nos vários pontos de colheita e ao longo do estudo. _____	81
Figura 40 – Evolução dos SST no tanque de arejamento ao longo do estudo. _____	82
Figura 41 - Valores médios e nível de confiança de 95 % para os SST nos pontos: 1,2,3,4, 6, 7 e 11. _____	83
Figura 42 – Evolução dos SSV nos vários pontos de colheita e ao longo do estudo. _____	84
Figura 43 – Evolução dos SSV no tanque de arejamento ao longo do estudo. _____	85
Figura 44 - Valores médios e nível de confiança de 95 % para os SSV nos pontos: 1, 2, 3, 4, 6, 7 e 11. _____	86
Figura 45 - Gráfico de dispersão dos valores de SST e CQO _____	87
Figura 46 - Gráfico de dispersão dos valores de SSV e CQO _____	88
Figura 47 – Flocos biológicos observados no tanque de arejamento nos dias 24 de Setembro (A) e 5 de Novembro (B). _____	90
Figura 48 – <i>Euglena</i> sp. _____	94
Figura 49 – <i>Navícula</i> sp. _____	94
Figura 50 – <i>Trachelophyllum</i> sp. _____	94
Figura 51 – <i>Didinium nasutum</i> _____	94
Figura 52 – <i>Coleps nolandi</i> _____	95
Figura 53 – Ciliado _____	95
Figura 54 - <i>Tokophrya infusionum</i> _____	95
Figura 55 – <i>Staurophrya elegans</i> _____	95
Figura 56 - <i>Arcella</i> sp. _____	96
Figura 57 - <i>Euglypha</i> sp. _____	96
Figura 58 – <i>Colurella uncinata</i> _____	96
Figura 59 – <i>Lecane Luna</i> _____	96
Figura 60 - Nemátode _____	97
Figura 61 - Nemátode _____	97
Figura 62 - Anelídeo _____	97
Figura 63 - Tardígrado _____	97
(ampliação 3 _____	97
Figura 65 - Presença de metazoários no tanque de arejamento ao longo do tempo _____	99
Figura 66 - Valores médios e nível de confiança de 95 % da densidade populacional de <i>Euglena</i> sp. observada no tanque de arejamento e nos decantadores. _____	105
Figura 67 - Valores médios e nível de confiança de 95 % da densidade populacional de <i>Aspidisca</i> sp. observada no tanque de arejamento e nos decantadores. _____	105

<i>Figura 68 - Valores médios e nível de confiança de 95 % da densidade populacional de Arcella discoides observada no tanque de arejamento e nos decantadores.</i>	106
<i>Figura 69 - Valores médios e nível de confiança de 95 % da densidade populacional de Arcella hemisphaerica observada no tanque de arejamento e nos decantadores.</i>	107
<i>Figura 70 - Valores médios e nível de confiança de 95 % da densidade populacional de Euglypha alveolata observada no tanque de arejamento e nos decantadores.</i>	107
<i>Figura 71 - Valores médios e nível de confiança de 95 % da densidade populacional de Lecane luna observada no tanque de arejamento e nos decantadores.</i>	108
<i>Figura 72 - Valores médios e nível de confiança de 95 % da densidade populacional do tardígrado observada no tanque de arejamento e nos decantadores.</i>	109
<i>Figura 73 - Valores médios e nível de confiança da densidade populacional de Aeolosoma sp. observada no tanque de arejamento.</i>	109
<i>Figura 74 - Correlação entre o CBO₅ e Lecane luna.</i>	112
<i>Figura 75 - Correlação entre o CBO₅ e Aspidisca sp.</i>	113
<i>Figura 76 - Correlação entre CBO₅ e Tardígrado</i>	113
<i>Figura 77 - Correlação entre CQO e Arcella discoides.</i>	114
<i>Figura 78 - Correlação entre CQO e Euglypha alveolata.</i>	114
<i>Figura 79 - Correlação entre SST e Arcella discoides.</i>	115
<i>Figura 80 - Correlação entre SST e Euglypha alveolata.</i>	115
<i>Figura 81 - Correlação entre SSV e Arcella discoides.</i>	116
<i>Figura 82 - Correlação entre SSV e Arcella hemisphaerica.</i>	116

ÍNDICE DE TABELAS

<i>Tabela 1 – Principais componentes dos sistemas de tratamento por lamas activadas.</i>	12
<i>Tabela 2 – Classificação utilizada para agrupar os organismos da microfauna descrita para os sistemas de tratamento por lamas activadas.</i>	37
<i>Tabela 3 – Classificação das ETAR por lamas activadas, segundo o modelo de De Marco et al. (1991)</i>	51
<i>Tabela 4 – Organismos indicadores das condições de depuração de águas residuais, segundo Figueiredo et al. (1997)</i>	51
<i>Tabela 5 – Desempenho de ETAR indicadas por grupos dominantes da microfauna (Madoni, 1994)</i>	52
<i>Tabela 6 – Determinação do SBI com base nos grupos dominantes, densidade e número de unidades taxonómicas da microfauna (Madoni, 1994)</i>	53
<i>Tabela 7 – Conversão do SBI em classes de qualidade e respectivas características do sistema de tratamento (Madoni, 1994)</i>	54
<i>Tabela 8 – Dados de base da ETAR</i>	58
<i>Tabela 9 – Requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas</i>	59
<i>Tabela 10 – Parâmetros de dimensionamento da ETAR da ZIA</i>	59
<i>Tabela 11 – Características de dimensionamento do tanque de contacto</i>	62
<i>Tabela 12 – Características de dimensionamento do reaktor biológico</i>	62
<i>Tabela 13 – Pontos de amostragem na ETAR</i>	65
<i>Tabela 14 – Métodos para a determinação dos parâmetros físico-químicos</i>	67
<i>Tabela 15 - Parâmetros físico-químicos e biológicos analisados em vários pontos do sistema (n.d. . não determinado).</i>	68
<i>Tabela 16- Características da câmara de contagem</i>	69
<i>Tabela 17 - Concentrações médias e intervalos de confiança de 95 % dos parâmetros analisados na ETAR da ZIA.</i>	73
<i>Tabela 18 – Eficiência de remoção da CBO₅</i>	75
<i>Tabela 20 – Eficiência de remoção dos SST</i>	83
<i>Tabela 21 – Eficiência de remoção dos SSV</i>	85
<i>Tabela 22 – Correlação entre parâmetros físico-químicos</i>	86
<i>Tabela 23 – Valor de p e de F para a correlação entre parâmetros físico-químicos</i>	87
<i>Tabela 24 – Protozoários e metazoários identificados neste estudo</i>	90
<i>Tabela 25 – Densidade total de Protozoários no tanque de arejamento</i>	100
<i>Tabela 26 – Desempenho da ETAR indicada pelos grupos dominantes da microfauna, segundo Madoni (1994).</i>	101
<i>Tabela 27 – Valores de carga orgânica (kg CBO₅/m³.dia)</i>	101
<i>Tabela 28 – Relação entre os microrganismos observados no sistema de tratamento e as características do processo, segundo Figueiredo et al. (1997) e Bento et al. (2002).</i>	103

<i>Tabela 29 – Aplicação do SBI</i>	104
<i>Tabela 30 - Resultados referentes à correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos.</i>	110
<i>Tabela 31 – Valor de p e F para as rectas de regressão entre parâmetros.</i>	111
<i>Tabela A.1 – Resultados dos parâmetros físico-químicos relativos a 10 de Setembro obtidos na ETAR da ZIA</i>	128
<i>Tabela A.2 - Resultados dos parâmetros físico-químicos relativos a 17 de Setembro</i>	128
<i>Tabela A.3 - Resultados dos parâmetros físico-químicos relativos a 24 de Setembro</i>	129
<i>Tabela A.4 - Resultados dos parâmetros físico-químicos relativos a 8 de Outubro</i>	129
<i>Tabela A.5 - Resultados dos parâmetros físico-químicos relativos a 15 de Outubro</i>	130
<i>Tabela A.6 - Resultados dos parâmetros físico-químicos relativos a 22 de Outubro</i>	130
<i>Tabela A.7 - Resultados dos parâmetros físico-químicos relativos a 29 de Outubro</i>	131
<i>Tabela A.8 - Resultados dos parâmetros físico-químicos relativos a 5 de Novembro</i>	131
<i>Tabela B.1 – Densidade populacional (nº ind./mL) dos taxa identificados para a entrada do Tanque de Arejamento ao longo das amostragens (P3)</i>	133
<i>Tabela B.2 – Densidade populacional (nº ind./mL) dos taxa identificados para o meio do Tanque de Arejamento ao longo das amostragens (P4)</i>	134
<i>Tabela B.3 – Densidade populacional (nº ind./mL) dos taxa identificados para a saída do Tanque de Arejamento ao longo das amostragens (P5)</i>	135
<i>Tabela B.4 – Densidade populacional (nº ind./mL) dos taxa identificados para a saída do efluente clarificado do decantador 1 ao longo das amostragens (P6)</i>	136
<i>Tabela B.5 – Densidade populacional (nº ind./mL) dos taxa identificados para a saída do efluente clarificado do decantador 1 ao longo das amostragens (P7)</i>	137
<i>Tabela B.6 – Resultados dos parâmetros biológicos do poço de lamas (P10) ao longo do estudo</i>	138

1. Introdução

1.1. Aspectos Gerais

As agressões ao meio ambiente resultantes do crescimento demográfico e industrial, conduziram, a uma tomada de consciência social que se reflecte numa legislação ambiental cada vez mais exigente.

A legislação comunitária no domínio da água, relativa ao tratamento de águas residuais urbanas definiu como objectivo “a protecção do ambiente dos efeitos nefastos das descargas das águas residuais urbanas e das águas residuais de determinados sectores industriais, através da fixação de critérios para o processo de recolha, tratamento e descarga das mesmas.”

A identificação de zonas sensíveis, zonas menos sensíveis, a construção de sistemas de colectores e de estações de tratamento de águas residuais urbanas, e submeter a autorizações específicas a descarga de águas residuais industriais biodegradáveis nos sistemas de colectores e nas estações de tratamento de águas residuais urbanas, são as principais obrigações técnicas.

A legislação nacional no domínio da água, relativa ao tratamento de águas residuais urbanas (Decreto-Lei n.º 152/97) definiu como objectivo “a protecção das águas superficiais dos efeitos das descargas de águas residuais urbanas, que se integra no objectivo mais vasto da protecção do ambiente.” Exige-se assim um esforço político, técnico e financeiro elevado, devendo cada município procurar a solução mais adequada com a perspectiva de eficácia da aplicação de recursos e de protecção ambiental.

A devolução das águas residuais urbanas ao meio ambiente, deverá prever, na maior parte dos casos, o seu tratamento, seguido da descarga adequada no meio receptor (rio, lago ou mar, através de um emissário submarino). Quando se designa descarga adequada refere-se a água que é devolvida ao meio receptor e que tem de possuir determinadas características de qualidade, devendo os seus parâmetros respeitar os valores de concentração limite. Para que tal aconteça é necessário combinar sistemas e tecnologias que permitam adequar as águas residuais à qualidade requerida para descarga no meio receptor.

Os sistemas de tratamento de águas residuais urbanas podem ser de vários tipos: biodiscos, filtros biológicos, lagunagem, leitos percoladores e lamas activadas.

O sistema por lamas activadas é um dos mais usados, e baseia-se na oxidação da matéria orgânica, por bactérias aeróbias, controlada pelo excesso de oxigénio em tanques de arejamento, que é direccionada posteriormente para os decantadores secundários. A água residual decantada pode ser recirculada para o tanque de arejamento, como forma de reactivação da população bacteriana neste tanque.

A entrada de lamas recirculadas é efectuada à entrada do tanque de arejamento, onde a população bacteriana que se encontra na fase auto-oxidação, se mistura ao efluente bruto, contribuindo, assim, para aumentar a eficiência do processo.

Os seres vivos existentes no tanque de arejamento, estabelecem entre si, relações simbióticas, das quais se destacam, a competição, a predação e até o canibalismo. A componente biótica é representada pelos organismos decompositores (bactérias e fungos que obtêm a energia directamente da matéria orgânica dissolvida) e pelos consumidores (flagelados heterotróficos, protozoários ciliados, e pequenos metazoários que se alimentam de bactérias e outros organismos).

O aumento do número de decompositores, especialmente de bactérias heterotróficas, depende da quantidade de substâncias orgânicas dissolvidas no tanque de arejamento. No caso dos consumidores, o seu aumento depende da disponibilidade de presas. As bactérias dispersas são o alimento para os flagelados heterotróficos e para os ciliados bacteriófagos, que, por sua vez, se tornam presas dos protozoários e metazoários carnívoros.

O sucesso dos sistemas de tratamento por lamas activadas deve-se em grande parte à rápida e completa separação entre a fase líquida e a biomassa celular (designada de lama), surgindo sob a forma de flocos, no decantador secundário.

Os sistemas de lamas activadas são dimensionados, assumindo que a separação das lamas biológicas da fase líquida é uma operação altamente eficiente obtendo-se, por conseguinte um efluente secundário de qualidade. Tal objectivo não poderá ser alcançado sem um controlo frequente da biomassa do reactor biológico e dos parâmetros com ela relacionados.

Na figura 1 ilustra-se um sistema de tratamento de águas residuais por lamas activadas.

Uma das ferramentas mais utilizadas para avaliar o funcionamento de um reactor biológico é através do controlo microscópico da sua fase líquida, mediante o qual é possível diagnosticar as patologias habituais da biomassa do reactor, assim como identificar atempadamente possíveis alterações do seu desempenho.

Assim, considerou-se que o tema de dissertação de Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente poderia ser desenvolvido na ETAR da Zona Industrial da AutoEuropa, uma vez que se encontrava em fase de operação/beneficiação.

Este estudo, que se iniciou em Março de 2007 pretende ser uma contribuição para a avaliação da sua eficiência, dando primordial relevância à componente biológica.

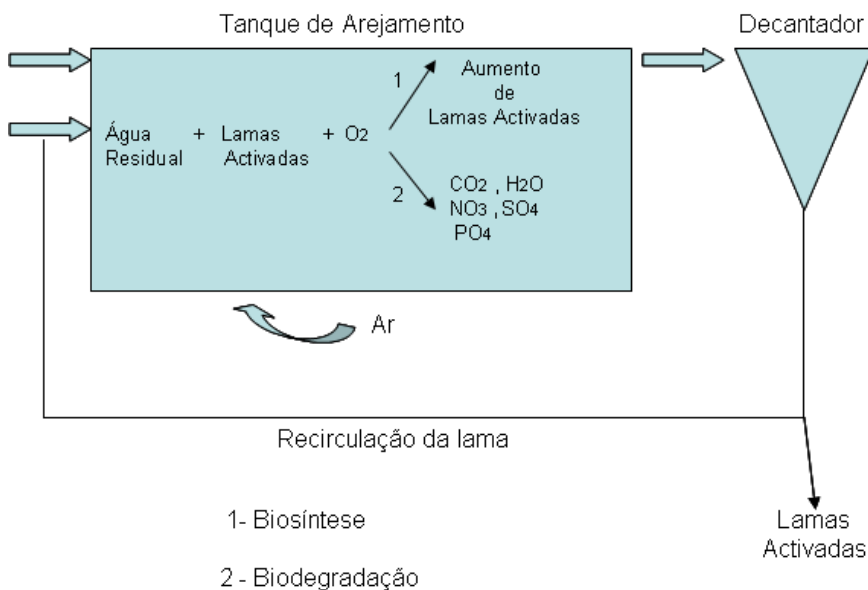


Figura 1 - Remoção da matéria orgânica pelo processo de tratamento por lamas activadas (adaptado de Curds e Hawkes, 1983)

1.2. Relevância

O tratamento de águas residuais por lamas activadas representa um dos mais importantes processos biológicos utilizados em todo o mundo, apesar da enorme quantidade de variáveis não controladas que estão em jogo (Nicolau *et al.*, 2006).

No tratamento de águas residuais por lamas activadas, existem diferentes populações de protozoários e metazoários que se podem desenvolver durante o processo de tratamento (Ginoris *et al.*, 2007). A sua presença é fundamental para o bom desempenho do sistema de tratamento. Estes organismos, além de contribuírem para a redução da turvação do efluente final, estimulam o crescimento bacteriano, promovem a floculação e algumas espécies contribuem para a eliminação de matéria orgânica (Gerardi *et al.*, 1995; Curds *et al.*, 1968).

As análises microscópicas em sistemas de tratamento não são muito comuns em Portugal. Contudo, nos últimos anos foram realizados alguns estudos, com o objectivo de perceber, não só as relações que se estabelecem entre os organismos presentes, e as condições do processo como, também, desenvolver a padronização de métodos para a utilização dessas análises.

O potencial da microfauna como indicador do desempenho e eficiência do tratamento por lamas activadas foi demonstrado, pela primeira vez, por Arden e Lockett em 1928 e, posteriormente, por Curds (1970), que desenvolveu uma avaliação do sistema de lamas activadas baseado no estudo da microfauna em 56 ETAR em Inglaterra.

Al-Shahwani (1991) usou uma técnica de regressão múltipla para obter informação antecipada acerca da qualidade do efluente e desempenho da estação de tratamento, baseada na estrutura da comunidade de microrganismos presente na lama biológica.

De Marco *et al.* (1991) classificaram as estações de tratamento de águas residuais por lamas activadas, baseando-se na densidade total dos protozoários presentes no tanque de arejamento, em 3 categorias:

- Sistemas ineficientes, aqueles com aproximadamente 10 organismos. mL⁻¹;
- Sistemas pouco eficientes, aqueles com densidades de 10 – 10³ organismos. mL⁻¹;
- Sistemas eficientes, aqueles com mais ou 10³ organismos. mL⁻¹.

Madoni (1994), desenvolveu, após um estudo de 20 anos, o índice biótico de lamas, baseado na diversidade e densidade da microfauna, onde correlacionou condições operacionais com os protozoários observados nos tanques de arejamento de 44 ETAR por lamas activadas, definindo grupos positivos e negativos relacionados com a eficiência do sistema de tratamento. Assim, agrupou os ciliados predadores de flocos, os ciliados fixos, e as tecamebas como positivos e os pequenos flagelados, os ciliados nadadores livres, *Vorticella microstoma* e *Opercularia spp*, como negativos.

A determinação do índice biótico de lamas baseia-se nas relações entre os grupos positivos e os grupos negativos, considerando-se a densidade e o número de unidades taxonómicas presentes no reactor. A concentração de pequenos flagelados constitui um parâmetro de grande interferência no cálculo do índice.

Salvadó *et al.* (1995) estudaram a capacidade dos protozoários ciliados para serem indicadores da qualidade do efluente final, em estações de tratamento de águas residuais por lamas activadas. O objectivo do estudo desenvolvido por estes autores, foi o de determinar a relação entre a densidade populacional de ciliados, e a qualidade do efluente final. Neste estudo foram recolhidas 231 amostras, em 3 ETAR, durante 3 anos. Analisaram sete parâmetros físico-químicos e foram contabilizados, por meio de um microscópio óptico, os protozoários (em particular, os ciliados) e pequenos metazoários. A qualidade do efluente final foi determinada a partir da concentração de CBO₅ e dos sólidos em suspensão. Para o registo das análises, as espécies foram classificadas em termos de abundância.

Concluíram que, quanto maior a densidade populacional de ciliados, melhor a capacidade das espécies para funcionar como indicador de qualidade. Verificaram que os coeficientes de correlação entre os ciliados e a qualidade do efluente, depende dos valores dos parâmetros físico-químicos. Em todos os casos observados, as espécies menos comuns foram: a *Acineta tuberosa*, a *Euplotes* e a *Zoothamnium*. Verificaram que estas espécies foram indicadoras de uma elevada qualidade do

efluente final. As espécies que alcançaram maiores densidades, e que estiveram sempre presentes, foram: a *Uronema nigricans*, a *Vorticella microstoma* e a *Opercularia coarctata*. Estas espécies indicaram baixa qualidade do efluente.

Figueiredo *et al.* (1997) apresentaram uma avaliação qualitativa, com base na relação entre organismos indicadores das condições de depuração de águas residuais, e as características do processo de tratamento.

Quando observaram uma predominância: de ciliados pedunculados, de ciliados livres, e da *Arcella sp.*, o processo de tratamento caracterizou-se por uma boa depuração. Para uma predominância de flagelados e amebas, o processo de tratamento caracterizou-se por uma lama jovem, com características de baixa idade de lamas. Quando observaram predominância de flagelados, o processo de tratamento caracterizou-se pela deficiência de arejamento, má depuração e sobrecarga orgânica.

A predominância de *Aspidisca costata* esteve relacionada com processos de nitrificação, a predominância de *Trachelophyllum sp.* com elevada idade de lamas, e a *Vorticella microstoma* e ciliados livres em baixa concentração, com um efluente de má qualidade. O excesso de oxigénio dissolvido foi relacionado com anelídeos do género *Aelosoma* e o intumescimento da lama foi relacionado com a predominância de filamentos.

Cybis *et al.* (1997) investigaram os protozoários e metazoários relacionados com o processo de nitrificação em SBR ("Sequential Batch Reactor"). No trabalho que desenvolveram, descreveram a microfauna presente na lama. Durante o estudo, foi também, observada, uma sucessão de microrganismos que iam aparecendo ou permanecendo, à medida que uma maior ou menor eficiência era obtida. Entre os protozoários observados, destacaram-se os do género: *Epistylis*, *Aspidisca*, *Vorticella*, juntamente com metazoários do grupo dos rotíferos. Verificaram que a predominância dos grupos anteriormente descritos estava directamente relacionada com uma maior eficiência do processo de nitrificação.

Barbosa *et al.* (2001) avaliaram qualitativamente e quantitativamente a microfauna presente nos tanques de arejamento, com o objectivo de se verificar as possíveis correlações entre os parâmetros e a eficiência do sistema. Os resultados obtidos evidenciaram que a análise qualitativa é suficiente para um diagnóstico rápido sobre as condições do processo.

A ETAR em estudo, foi colonizada por tecamebas, principalmente pela *Arcella sp.* e pela *Euglypha sp.* em 100% do período. Estiveram ainda presentes, ciliados predadores de flocos, como a *Aspidisca sp.* em 95%. A densidade total de organismos variou de 530 a 4450 organismos/mL, com valor médio de 1880 organismos/mL. Para maiores densidades de microfauna, ocorreram maiores remoções de

CBO₅, N-NH₄ e *Escherichia coli*. Concluíram que a análise microscópica constituiu um instrumento rápido para verificação das características biológicas do tratamento.

Amaral *et al.* (2001), estudaram o comportamento de uma ETAR, através da análise de imagem. Propuseram um procedimento para o reconhecimento semi-automático das espécies de protozoários por análise de imagem. O programa utilizado - ProtoRec v.2 - foi em seguida utilizado para analisar a evolução da microfauna durante os períodos de transição (paragem e arranque da estação). Os resultados obtidos foram satisfatórios, em relação ao reconhecimento das espécies, através da utilização do programa. O acompanhamento da ETAR permitiu verificar a degradação e envelhecimento da lama, bem como o aparecimento de protozoários relacionados com essas características.

Bento *et al.* (2002) compararam os modelos aplicados ao diagnóstico do tratamento de águas residuais por lamas activadas, baseados em parâmetros biológicos. Caracterizaram a microfauna presente nos reactores biológicos da ETAR, analisaram os parâmetros físico-químicos do afluente e efluente, e aplicaram os resultados obtidos em quatro modelos propostos para a avaliação do processo de tratamento baseada na análise biológica.

Empregaram o Índice Biótico da Lama (SBI) proposto por Madoni (1994), a densidade total da microfauna proposta por De Marco *et al.* (1991), a relação Ciliados Predadores de Flocos /Ciliados Fixos, sugerida por Bedgoni *et al.* (1991) e a avaliação baseada nas espécies ou grupos dominantes no sistema, descrita por Jewnkins *et al.* (1993) e Figueiredo *et al.* (1997).

Os resultados obtidos para o SBI e a densidade total da microfauna apresentaram-se ineficientes como instrumentos de diagnóstico, pois não foram concordantes com os parâmetros físico-químicos. A razão entre a densidade de CPF/CF resultou em informações coerentes com a qualidade do efluente em termos de CBO₅. As análises qualitativas baseadas nos estudos de Jenkins *et al.* (1993) e Figueiredo *et al.* (1997) apresentaram-se suficientes para uma caracterização imediata das condições depurativas do processo.

As remoções médias de 97% para CBO₅, 80% para CQO e 96% para N-NH₄, foram associadas à presença constante das tecamebas: *Arcella*, *Euglypha*, e dos ciliados predadores de flocos: *Aspidisca*. A ocorrência dessas mesmas espécies indicou também, um elevado grau de estabilidade biológica do sistema, elevada idade de lamas, e condições de oxigenação favoráveis à nitrificação.

A presença de micrometazoários e de tecamebas foram associadas a um elevado tempo de retenção celular. A nitrificação e desnitrificação não puderam ser associada aos parâmetros biológicos. Com a variação observada no diagnóstico do tratamento através dos modelos empregados, percebeu-se a necessidade de estudos mais aprofundados sobre o comportamento e a ecologia dos microrganismos

que actuam nestes sistemas, e a padronização dos métodos utilizados nas análises e modelos empregados na avaliação.

Chen *et al.* (2004) estudaram, através da análise da microfauna, o desempenho de cinco ETAR por lamas activadas, em Pequim. O estudo durou um ano, incluindo as duas ETAR de Gaobeidian – a maior ETAR por lamas activadas na China, com capacidade de tratar um milhão de toneladas de águas residuais, diariamente.

A *Vorticella convallaria*, a *Epistylis plicatilis*, a *Aspidisca sulcata* e a *Arcella hemisphaerica* ocorreram frequentemente em todas as ETAR, e surgiram usualmente em grande número. Os rotíferos ocorreram frequentemente, e em número moderado em todas as ETAR. As duas ETAR em Gaobeidian tiveram um elevado grau de similaridade, e a estrutura da microfauna da de Beixiaohe foi semelhante à de Fangzhuang. A presença dos rotíferos, indicou uma correlação negativa com a redução de remoção de CBO₅ e sólidos em suspensão em duas ETAR. O aparecimento de elevado número de indivíduos da espécie *Arcella hemisphaerica* foi associado a uma boa decantação em duas ETAR.

Lee *et al.* (2004) estudaram a população de ciliados como bio – indicadores. O estudo foi realizado na ETAR – piloto, pertencente á Massachusetts Water Resources Authority (Autoridade para os recursos de água de Massachusetts). O objectivo foi o de investigar a relação entre determinadas espécies de protozoários e as condições de funcionamento da ETAR por lamas activadas.

Foram identificadas 25 espécies de protozoários, indicando uma enorme diversidade na ETAR - piloto, sendo seleccionadas 22 espécies para análise estatística. Os ciliados fixos, como a *Vorticella*, *Carchesium*, *Opercularia*, e *Epistylis* constituíram mais de 50% da comunidade de protozoários, e a *Vorticella microstoma* registou a maior população, no decorrer do estudo. A *Vorticella campanula* correlacionou-se com baixas concentrações de CBO₅ no efluente no efluente final, e a *Carchesium* e *Opercularia microdiscus* indicaram carência de oxigénio dissolvido no tanque de arejamento.

Lee *et al.* (2004) verificaram correlações significativas entre os protozoários carnívoros (*Linonous lamella* e *Amphiptus*) e o SVI, sugerindo que estas espécies poderiam ser indicadoras de más condições de decantação da lama.

Bento *et al.* (2005) caracterizaram a microfauna de uma ETAR por lamas activadas. A microfauna foi caracterizada, correlacionada com parâmetros físico-químicos e, utilizada em modelos existentes de avaliação de sistemas. Os protozoários predominantes foram as tecamebas e os ciliados predadores de flocos, indicando a estabilidade do sistema. Os métodos existentes, baseados no IBL, na densidade total da microfauna e na relação entre ciliados predadores de flocos e ciliados fixos, mostraram-se eficientes para o diagnóstico das condições depurativas do sistema. A análise

qualitativa do lama, englobando o tamanho, quantidade de filamentos, compactação e a identificação das espécies dominantes, foi suficiente para uma caracterização imediata das condições depurativas do sistema de tratamento.

Zhou *et al.* (2006) investigaram a microfauna da ETAR por lamas activadas, na China, e efectuaram a sua monitorização. A microfauna presente no tanque de arejamento da ETAR de Baoding, foi analisada semanalmente, de Julho de 2002 a Julho de 2003. A composição das populações da microfauna, foi comparada com a qualidade do efluente, registada nos mesmos dias. Foram identificados em 50 amostragens, 94 espécies de ciliados, 40 espécies de amebas e 13 espécies de flagelados de grandes dimensões. Também foram registados metazoários, incluindo: rotíferos, nemátodes, gastrotrichs e oligochaeta. Contudo, a *Aspidisca cicada* foi a espécie mais abundante, e esteve presente em 98% das amostras. Concluiu-se que a *Vorticella convallaria* e a *Arcella hemisphaerica* estavam relacionadas com bons desempenhos da ETAR. Quando se verificou um elevado número de indivíduos da espécie *Litonotus obtusus*, obtiveram-se condições de decantação da lama pobres. Estes resultados estão em concordância com um estudo realizado anteriormente numa ETAR em Pequim.

Amaral *et al.* (2007) aplicaram técnicas de análise de imagem e de estatística multivariável no reconhecimento de protozoários e metazoários típicos de sistemas por lamas activadas. A distribuição de protozoários e metazoários, bem como a sua abundância, têm sido apontadas como a indicadores da qualidade do tratamento, fornecendo um instrumento útil para avaliar o desempenho das ETAR.

Este trabalho teve como objectivo o desenvolvimento, em ambiente Matlab, de um procedimento de análise digital de imagens combinado com as técnicas multivariáveis de Redes Neurais, Análise Discriminante e Árvores de Decisão, para efectuar o reconhecimento dos principais grupos de protozoários e pequenos metazoários, típicos dos sistemas de tratamento por lamas activadas.

O procedimento mostrou-se adequado para distinguir classes de protozoários e metazoários incluídos no estudo. Os desempenhos globais de reconhecimento foram considerados de razoáveis a bons, para todos as espécies avaliadas, com excepção dos organismos pedunculados.

Em relação ao reconhecimento dos organismos indicadores das condições operacionais das ETAR, os resultados obtidos foram razoáveis para efectuar o seu diagnóstico. De entre as técnicas de análise estatística multivariável aplicadas, as Redes Neurais e a Análise Discriminante alcançaram níveis de Desempenho Global de Reconhecimento comparáveis, enquanto as Árvores de Decisão, mostraram-se menos apropriadas para os objectivos do estudo. Os resultados obtidos provaram que a técnica de análise digital de imagens, combinada com as técnicas estatísticas de análise

multivariável, constitui uma ferramenta promissora para avaliar e monitorizar populações de protozoários e metazoários em ETAR por lamas activadas.

1.3. Objectivos

O principal objectivo do trabalho é estudar a eficiência da ETAR da Zona Industrial da AutoEuropa, por análise biológica. Completamente, constituem objectivos deste trabalho:

- ✓ Avaliar o funcionamento do sistema de tratamento de lamas activadas através da observação microscópica da microfauna (protozoários e pequenos metazoários), identificação e contagem das espécies relevantes.
- ✓ Estabelecer relações consistentes entre os microrganismos que contribuem para o processo de depuração de águas residuais e as condições de operação, como parâmetros físico-químicos ou o desempenho da ETAR.
- ✓ Produção de uma ferramenta de apoio à gestão da ETAR, baseada em princípios microbiológicos.

Pretende-se, ainda, contribuir e incentivar para a adopção de metodologias semelhantes em outros sistemas de lamas activadas em funcionamento no nosso País.

1.4. Metodologia e Organização da Dissertação

A metodologia de trabalho assentou na recolha de informação bibliográfica ao longo de todo o estudo, na colheita de amostras na ETAR da ZIA, na análise biológica, no tratamento de resultados e por fim, na escrita da dissertação.

Para a concretização dos objectivos propostos, o trabalho encontra-se dividido em seis capítulos. No primeiro capítulo é abordada a importância e relevância da análise biológica no processo de tratamento de águas residuais por lamas activadas. São ainda expostos os principais objectivos da dissertação, bem como a metodologia utilizada para a concretização destes objectivos e a estrutura da dissertação.

No segundo capítulo é abordada a importância dos sistemas de tratamento de águas residuais, nomeadamente os sistemas por lamas activadas. É referida a importância da qualidade do floco biológico nos sistemas de tratamento de águas residuais e apresentados e descritos sumariamente os microrganismos que constituem a microfauna das lamas activadas. São, ainda, apresentados os

modelos utilizados no estudo comparativo: modelo de De Marco *et al.* (1991), de Madoni (1994), de Figueiredo *et al.* (1997) e Bento *et al.* (2002).

O terceiro capítulo consiste numa caracterização geral da ETAR da Zona Industrial da AutoEuropa, abordando os aspectos relacionados com a população servida, com a sua localização, os objectivos de qualidade do efluente tratado, o diagrama linear e processo de tratamento de águas residuais. Neste capítulo é, ainda, referida a lista de materiais utilizados, o processo de amostragem e monitorização, os pontos de amostragem, e o procedimento das análises qualitativas e quantitativas.

O quarto capítulo consiste na análise e discussão dos resultados obtidos na ETAR da ZIA, relativamente aos parâmetros físico-químicos e biológicos. Neste capítulo, efectuou-se a análise de cada um dos parâmetros físico-químicos e biológicos, as correlações entre eles, e as eficiências de remoção. Aplicou-se o SBI e os modelos de estudo comparativo.

No quinto e último capítulo é apresentada a síntese e conclusões sobre a eficiência da ETAR através da análise biológica. Neste capítulo são ainda indicadas as principais limitações do estudo e recomendações úteis para técnicos interessados em desenvolver e implementar um estudo semelhante.

2. Sistemas de Tratamento de Águas Residuais

A contaminação das águas superficiais e subterrâneas por descargas de efluentes domésticos não é justificável, não só por questões de ética ambiental, mas também pela diversidade de tecnologias disponíveis para o tratamento destas águas.

Uma Estação de Tratamento de Águas Residuais é o destino mais adequado à promoção da preservação dos recursos hídricos, tendo como objectivo, o tratamento final das águas residuais produzidas pelas populações, permitindo uma possível reutilização destas, através de um processo faseado.

A escolha de um sistema de tratamento é determinada por vários factores, como por exemplo, as características quantitativas e qualitativas das águas residuais, a localização do sistema, e os objectivos de qualidade que se pretendem.

O tratamento de águas residuais é na maioria dos casos efectuado em quatro fases: tratamento preliminar, primário, secundário e terciário, sendo este último, fundamental para situações, onde o meio receptor se considera sensível.

O tratamento preliminar consiste na primeira fase, e compreende a obra de entrada, que poderá ser constituída por exemplo por: duas grades, um desarenador, um desengordurador e um canal Parshall.

O tratamento secundário tem à sua disposição várias tecnologias que funcionam sobre os mesmos princípios, destacando-se os sistemas aeróbios intensivos, quer por biomassa (microrganismos) suspensa (lamas activadas), quer por biomassa fixa (leitões percoladores e biodiscos ou discos biológicos), e os sistemas aquáticos por biomassa suspensa – lagunagem.

2.1. Sistemas de Tratamento por Lamas Activadas

O tratamento de águas residuais por lamas activadas é o processo biológico mais usado hoje em dia, tratando não só, águas residuais domésticas, como também as industriais. A sua concepção (século XIX) e o seu desenvolvimento foram efectuados por Arden & Locke, numa unidade de grande escala na Davyhulme Treatment Works, em Manchester.

O processo básico foi largamente adoptado e posteriormente desenvolvido, dando-lhe uma única flexibilidade de operação (Alleman e Prakasam, 1983). A base deste processo assenta no arejamento das águas residuais, durante um determinado período de tempo, reduzindo o seu conteúdo em matéria orgânica, e formando ao mesmo tempo uma lama floculenta.

A análise microscópica da lama formada, revelou ser constituída por uma população heterogénea de microrganismos, a qual sofre continuamente alterações, em resposta a variações da composição da água afluente à ETAR e das condições ambientais. Este processo depende de uma população microbiana densa, que é misturada a uma água residual apresentando condições aeróbias.

A purificação da água residual ocorre numa sequência de passos à medida que a biomassa microbiana é misturada com a água residual no tanque de arejamento. Na primeira fase de purificação da água, a matéria particulada e coloidal é rapidamente absorvida ou aglomerada ao floco microbiano.

O processo de tratamento de águas residuais por lamas activadas consiste em duas fases, o arejamento e a decantação de lamas. Os componentes principais que constituem o processo estão sumarizados na tabela 1.

Na primeira fase, a água residual é adicionada ao tanque de arejamento contendo a população microbiana misturada e é adicionado ar por agitação de superfície ou via difusores usando ar comprimido.

Tabela 1 – Principais componentes dos sistemas de tratamento por lamas activadas.

Reactor: pode ser um tanque ou dique. O critério principal de um rector é que os seus componentes possam ser misturados e arejados adequadamente. O rector é vulgarmente, conhecido por tanque de arejamento.

Lama activada: biomassa microbiana no rector, a qual é constituída principalmente por bactérias e outros organismos. A lama é uma suspensão floclulenta destes organismos com matéria orgânica morta e é, usualmente, referida como o licor misto. A concentração normal de licor misto expresso como sólidos em suspensão (MLSS) varia entre 2000 e 5000 mg.L⁻¹.

Arejamento/mistura: o arejamento e mistura da lama activada e a afluência de águas residuais são essenciais. Geralmente usa-se arejamento de superfície ou ar difuso.

Decantação: na decantação ou clarificação final da lama activada ocorre a separação da matéria particulada, constituída principalmente por biomassa microbiana, do efluente tratado.

Lama recirculada: a lama activada decantada no decantador final é recirculada para o rector para manter a população microbiana à concentração requerida, e aumentar a eficiência do tratamento.

O arejamento dos sistemas de tratamento por lamas activadas tem dupla função: fornecer oxigénio aos microrganismos no rector, para a respiração aeróbia, e manter os flocos microbianos em agitação, o que assegura um contacto máximo entre a superfície do floco e a água residual. Esta acção contínua de mistura é importante não apenas para assegurar a absorção de nutrientes pelos microrganismos, mas também para que se atinja um gradiente de concentração de oxigénio máximo para aumentar a transferência de massa e para ajudar a dispersar os produtos finais metabólicos e, conseqüentemente, acelerar o desenvolvimento microbiano.

Arden e Lockett (1923) desenvolveram originalmente um processo em descontínuo (batch) conhecido como o método de enchimento e remoção, com arejamento e decantação que tem lugar no mesmo tanque. Na figura 2 ilustra-se as várias fases do processo de tratamento de águas residuais em descontínuo (SBR).

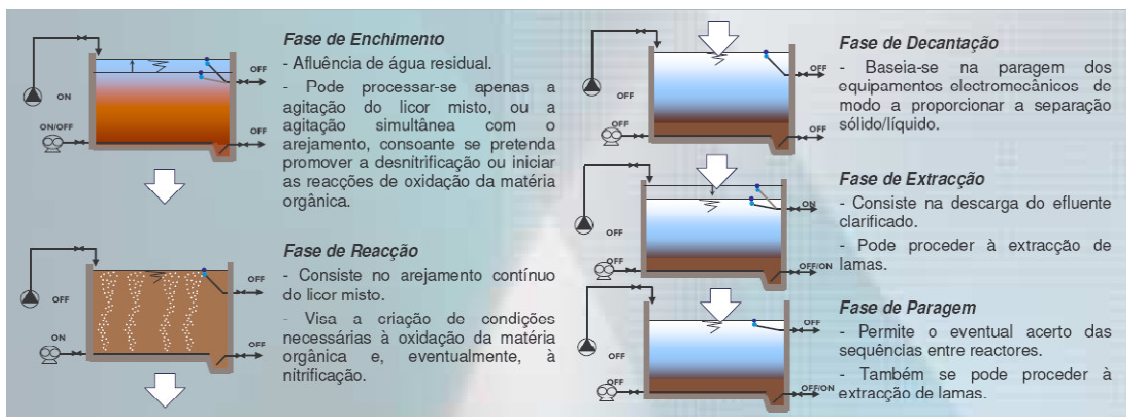


Figura 2 – Esquema de funcionamento dos SBR
(adaptado de Águas de Portugal, 2002).

Os reactores biológicos com funcionamento em regime sequencial descontínuo e com arejamento intermitente ao longo do tempo (SBR – “Sequential Batch Reactor”), apresentam a particularidade de promoverem todas as fases do tratamento biológico (arejamento e decantação) no mesmo tanque e, simultaneamente, permitirem a criação de condições aeróbias e anóxicas que favorecem a eliminação de azoto através de processos de nitrificação e desnitrificação (Vesilind, 2003).

Muito embora este tipo de tecnologia tenha estado na base do aparecimento do próprio processo de lamas activadas, a sua difusão a nível mundial só se começou a verificar nos últimos anos, nomeadamente, devido às suas vantagens processuais: sistema bastante compacto, com reduzida ocupação de espaço; redução dos custos de construção, devido à inexistência de alguns órgãos (por exemplo: decantador secundário) e de exploração (devido nomeadamente à inexistência de recirculação de lamas), relativamente ao processo de lamas activadas; maior desempenho, em particular no que respeita ao comportamento face a variações das condições de afluência (caudais de ponta, cargas orgânicas); elevada flexibilidade processual, devido à possibilidade de remoção de nutrientes através de manipulação operacional (em certas situações, a remoção de azoto pode ser conseguida unicamente através de reprogramação do “software” de controlo do processo, não sendo necessário instalar novos equipamentos ou construir novos órgãos).

Este tipo de tecnologia tem sido largamente aplicado numa grande variedade de efluentes, nomeadamente em águas residuais domésticas, sendo usualmente utilizados em áreas com reduzida disponibilidade de espaço e baixos caudais (Metcalf e Eddy, 2003).

Subsequentemente, foi desenvolvido um sistema contínuo sem existir decantação no tanque de arejamento. À medida que a água residual decantada entra no tanque de arejamento, ela desloca o licor misto (a mistura de água residual com a biomassa microbiana) para um tanque de decantação. Aqui a biomassa floculada decanta rapidamente fora da suspensão para formar uma camada de lama com o efluente clarificado, que é teoricamente isenta de sólidos, descarregado como efluente final. Na figura 3 ilustra-se um sistema de tratamento de águas residuais por lamas activadas.

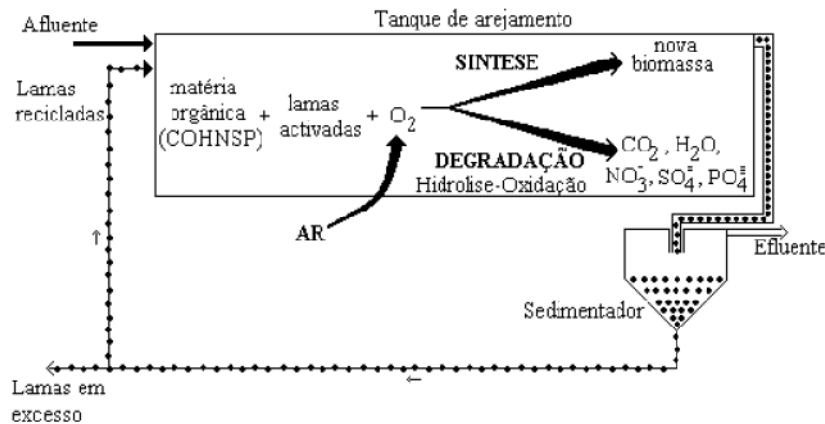


Figura 3 – Esquema de tratamento de águas residuais por lamas activadas (Gray, 1990).

No processo convencional de lamas activadas é produzido 0,5 a 0,8 kg de peso seco de lama por cada kg de CBO₅ removido (Gray, 2004). A lama é semi-líquida contendo entre 0,5 e 2,0 % de sólidos secos, e portanto é facilmente bombeada. À medida que o conteúdo sólido aumenta, a viscosidade rapidamente se torna maior, contudo, a lama activada é difícil de consolidar para valores superiores a 4% de sólidos secos.

A maior parte da lama activada é recirculada para o tanque de arejamento funcionando como um inoculador de microrganismos, assegurando desta forma uma população microbiana adequada para oxidar a água residual, durante o tempo de retenção que se regista para o tanque de arejamento. O excesso de lama precisa de um tratamento posterior que se designa por tratamento da fase sólida.

Na figura 4 ilustra-se, a título de exemplo, a linha de tratamento da fase líquida e da fase sólida de uma ETAR. Verifica-se que a fase líquida é composta por gradagem, desarenador/desengordurador, decantador primário e tratamento biológico por lamas activadas de média carga, com nitrificação e desnitrificação.

É efectuada a reutilização do efluente tratado, para circuitos de lavagem de equipamentos e rega dos espaços verdes, após a filtração. A linha da fase sólida é constituída por digestão anaeróbia aquecida e desidratação em filtro banda. Efectua-se a valorização agrícola das lamas.

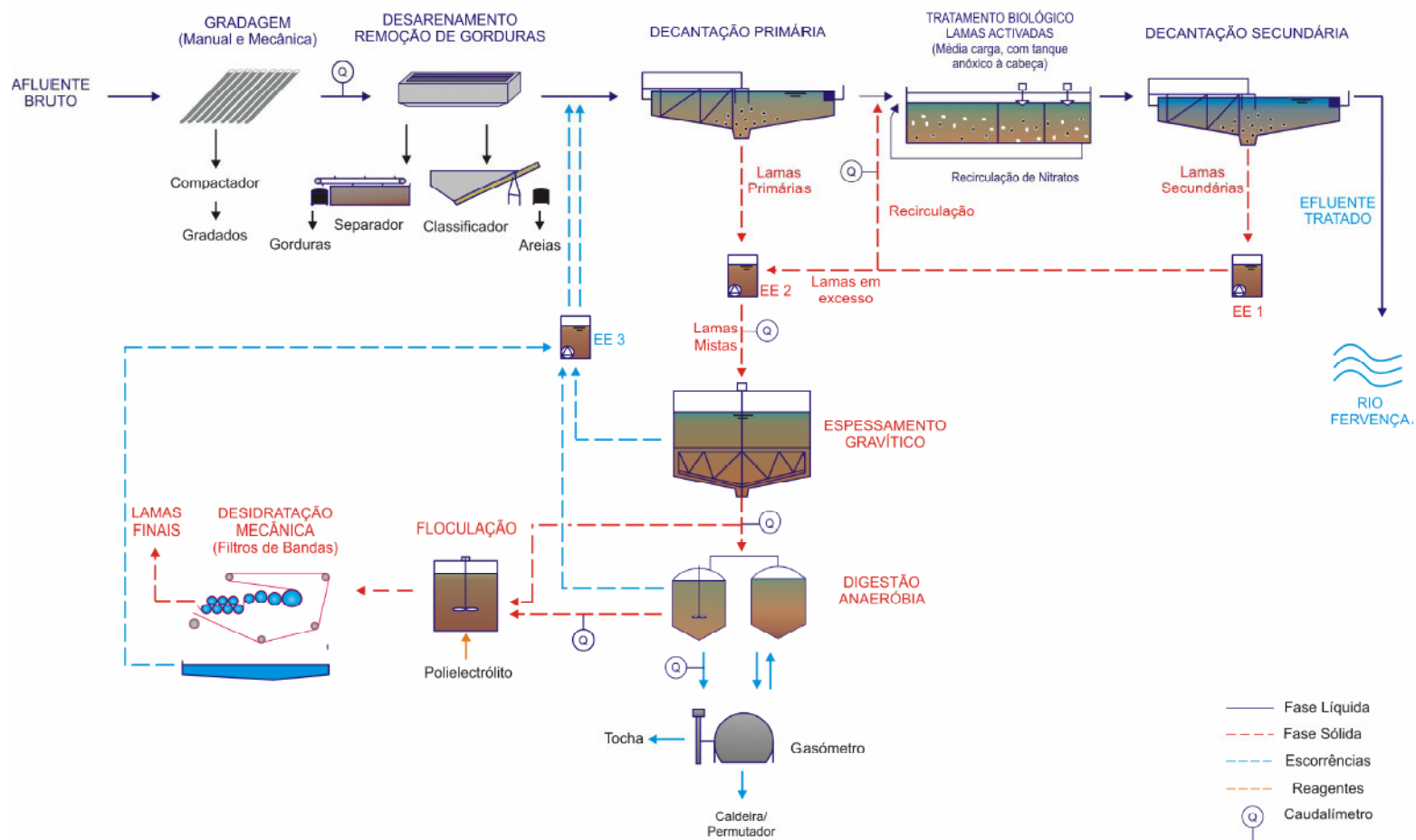


Figura 4 – Diagrama linear de uma ETAR (Câmara Municipal de Bragança).

A função mais importante do processo de lamas activadas é a natureza floculenta da biomassa microbiana. Os flocos têm de ser eficientes na absorção da fracção orgânica de água residual, mas também têm de se separar efectiva e rapidamente do efluente tratado no decantador secundário.

Qualquer mudança no processo de operação do reactor pode conduzir a mudanças na natureza dos flocos, que pode adversamente afectar o processo global de tratamento, mais notoriamente numa decantação, deficiente, resultando em efluentes com turvação e perda de biomassa microbiana significativos.

Idealmente, o processo de tratamento por lamas activadas deveria ser operado perto de condições limitadas de matéria orgânica de forma a favorecer a autooxidação e, conseqüentemente, reduzir ao máximo a quantidade da biomassa produzida. No decurso desta fase, a taxa respiratória desce para um mínimo que é suficiente apenas para manutenção celular.

Em condições normais de operação, o crescimento da população microbiana e a acumulação de sólidos não biodegradáveis resulta num aumento da quantidade de lama activada produzida.

O mecanismo de remoção, assimilação, ou mineralização, pode ser seleccionado usando condições de operação específicas. Por exemplo, a remoção mais rápida de nutrientes é alcançada removendo matéria orgânica apenas por assimilação, onde esta é precipitada na forma de biomassa. Tal processo produz um excesso de lama, o que requer um aumento dos custos de operação, particularmente nos processos de separação e deposição final de lamas.

Por outro lado, a oxidação (mineralização) completa da matéria orgânica proveniente da água residual é muito mais lenta e requer longos períodos de arejamento. No entanto, é produzida muito menos lama, e a poupança nos custos de manuseamento e arejamento é muito maior (Winkler, 1981).

2.2. Observação Microscópica da Lama

A observação microscópica das lamas fornece informação sobre as suas propriedades. Esta informação é relevante para a avaliação qualitativa da lama, podendo ainda contribuir para o diagnóstico da ETAR, quer se encontre a funcionar adequadamente ou não.

Ao analisar-se as características das lamas numa ETAR por lamas activadas verificar-se-á, sempre uma variação considerável. A caracterização global da biomassa pode e deve ser realizada, mas será necessário estabelecer se as características morfológicas das lamas são razoáveis de acordo com as do tipo de floco da ETAR. As lamas deverão ser caracterizadas de acordo com a sua forma, estrutura e dimensões.

No que diz respeito ao registo das observações das lamas, esta efectua-se qualitativamente em boa, razoável/moderada ou má, e numa perspectiva de controlo, é necessário fazer-se a comparação entre os resultados obtidos e as análises anteriores, permitindo avaliar a sua tendência.

Para estabelecer a conclusão final sobre o funcionamento do sistema de tratamento deve-se integrar a qualidade da lama, com as observações da morfologia do floco e a população predominante no sistema, entre outras.

Floco Biológico

A unidade básica operacional da lama activada é o floco. Ao observar-se ao microscópio a lama activada, verifica-se que é formada por agregados de microrganismos e matéria orgânica morta e inorgânica, conhecidos como flocos, os quais variam em forma, estrutura, e tamanho.

A forma dos flocos de lamas activadas pode variar entre mais ou menos redonda a irregular (figura 5). A velocidade de sedimentação dos flocos é reduzida se estes possuírem forma irregular. Na realidade, os flocos de forma redonda quase nunca ocorrem. O que existe, são flocos mais ou menos redondos, que possuem melhor qualidade de sedimentação, comparativamente com aqueles que possuem forma irregular.

Nas ETAR por lamas activadas ocorrem muitas vezes flocos arredondados (figura 6). Quando a carga de lama é relativamente elevada ($> 0,3$ kg CBO₅/kg MLSS.dia) e o arejamento é efectuado por ar difuso, os flocos adquirem por vezes, forma irregular.

Quando se descreve a estrutura dos flocos pode-se distinguir dois extremos: flocos compactos (figura 7), caracterizados por apresentarem cor castanha; e flocos abertos (figura 8). Os flocos compactos são mais rapidamente sedimentáveis, e por isso, de melhor qualidade, comparativamente com os flocos de estrutura aberta.



Figura 5 - Floco com forma irregular (150x)
(Eikelboom, 2000)

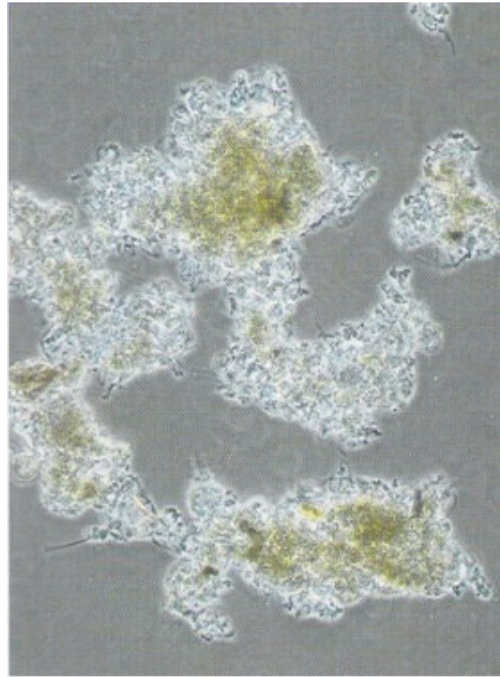


Figura 6 - Floco arredondado (150x)
(Eikelboom, 2000)

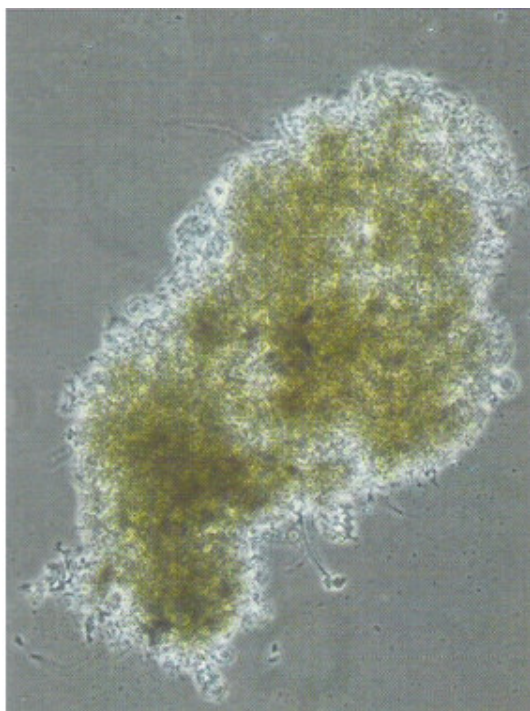


Figura 7 - Floco compacto (150x)
(Eikelboom, 2000)

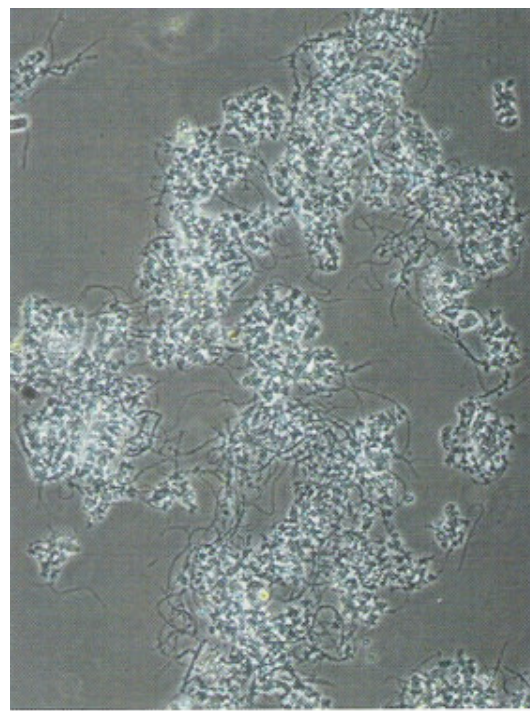


Figura 8 - Floco aberto (150x)
(Eikelboom, 2000)

Relativamente às dimensões do floco, podem distinguir-se 3 classes: pequenos flocos, com diâmetro inferior a 25 μm ; flocos de tamanho médio, em que o diâmetro pode variar de 25 μm a 250 μm ; e flocos de grandes dimensões, quando o diâmetro é superior a 250 μm .

Os flocos compactos sedimentam mais rapidamente, quanto maior for o seu tamanho. Os flocos de pequenas dimensões estão quase sempre presentes em lamas activadas. Se a percentagem de flocos pequenos não é muito elevada, são facilmente removidos da água no clarificador final. Quando a percentagem de flocos de pequenas dimensões é elevada (> 25%), estes podem ir junto com o clarificado, podendo resultar num efluente com baixa qualidade.

O sistema de arejamento utilizado na ETAR tem uma influência significativa no tamanho do floco biológico. Quando são usados arejadores de superfície, o tamanho dos flocos pode variar de 25 μm a 250 μm . No entanto, quando se utiliza arejamento por ar difuso, os flocos são de maiores dimensões (intervalo: 25 μm – 1000 μm ; mais frequente > 500 μm).

É importante uma boa formação do floco, para uma operação bem sucedida do processo de tratamento, de forma a que a matéria suspensa, coloidal e iónica presente na água residual possa ser removida por absorção e aglomeração, e, subsequentemente, para uma rápida e eficiente separação da lama do efluente tratado. Quando se verifica uma rápida aglomeração de matéria suspensa e coloidal aos flocos, observa-se uma diminuição brusca na CBO_5 da água residual (Guellil *et al.* 2001).

A matéria volátil contida nos flocos é geralmente elevada, variando entre 60 e 90%, dependendo da natureza do resíduo e da quantidade de matéria suspensa fina e coloidal inerte. A percentagem de matéria orgânica depende, também, da carga orgânica de lama (quanto mais elevada, maior será a percentagem de matéria orgânica contida no floco). Se a decantação primária não existir no sistema de tratamento, os flocos formados no tanque de arejamento irão conter uma maior quantidade de material inorgânico e, consequentemente, uma diminuição da fracção orgânica, podendo atingir valores da ordem dos 40%, valores muito inferiores aos 70-75% observados nas ETAR que incorporam a decantação primária no seu processo de tratamento.

A capacidade de absorção dos microrganismos que compõem o floco depende da disponibilidade de superfícies celulares. Quando os locais de absorção são ocupados, os microrganismos que compõem o floco tem uma capacidade pouco reduzida para absorver material, até estes metabolizarem os que já absorveram. A quebra e assimilação do material aglomerado efectua-se de uma forma mais lenta (estabilização). Se o tempo de retenção hidráulico da água residual no tanque de arejamento for muito reduzido, irá haver uma progressiva diminuição na remoção do CBO_5 , como haverá tempo insuficiente para o material absorvido estabilizar.

No decantador secundário apenas os flocos bem formados se separam facilmente da suspensão, sendo os flocos de menores dimensões (microrganismos e sólidos dispersos), descarregados conjuntamente com o efluente final.

A eficiência de remoção nos tanques de arejamento é, significativamente, mais baixa para partículas mais pequenas, especialmente aquelas que possuem dimensões inferiores a 5 μm de diâmetro (Parker, 1983).

O processo depende de contínuas re-inoculações com lama decantada recirculada, para que o sistema apenas seleccione organismos responsáveis pela formação dos flocos, que rapidamente sedimentem no decantador.

Li e Ganczarczyk (1987) determinaram a velocidade de decantação e a dimensão dos flocos de lamas activadas, verificando que a velocidade de decantação de um floco é função linear do diâmetro da secção maior do floco. Por sua vez, a porosidade dos flocos aumenta em função da sua dimensão. No entanto, após exceder os 200 μm , a porosidade do floco não aumenta muito.

Os flocos individuais são unidades bioquímicas complexas, sendo cada floco, constituído por um conjunto de milhões de bactérias heterotróficas unidas a materiais orgânicos e inorgânicos inertes. Parker *et al.* (1971) sugeriram que as partículas mais pequenas eram microrganismos individuais ou pequenos agregados não floculados.

No início dos estudos sobre floculação, pensou-se que a formação do floco biológico era devido à bactéria *Zoogloea ramigera*, mas muitas outras bactérias e protozoários são agora conhecidos por estarem associados à sua formação.

As bactérias, os protozoários, os metazoários, e os detritos encontram-se envolvidos à superfície do floco formando uma matriz, que é constituída por compostos orgânicos, tais como polissacarídeos, aminopolissacarídeos e proteínas (Sato e Ose, 1980).

Os lípidos, também, podem estar presentes com pequenas quantidades de ácidos nucleicos e outros biopolímeros, mas a natureza exacta destes polímeros de floculação vai depender da espécie de bactérias ou protozoários que os produzem (Dignac *et al.*, 1998; Flemming e Wingender, 2001).

Cada polímero irá ter propriedades de superfície e cargas que influenciarão não só as características de decantação mas, também, as propriedades de ligação da água ao floco. O polímero não confere apenas aos componentes do floco coesão, mas permite também que as partículas suspensas se agreguem ao floco por adsorção.

Os catiões e aniões, incluindo os fosfatos e uma grande quantidade de poluentes e compostos tóxicos, são conhecidos por serem absorvidos por esses polímeros (Beech e Cheung, 1995; Loaec *et al.*, 1997; Cloete e Oosthuizen, 2001).

Assim, o tipo de polímero possui um papel importante na operação do processo de tratamento por lamas activadas (Harris e Mitchell, 1973, Forster, 1976; Unz e Farrah, 1976; Tago e Aiba, 1977; Flemming e Wingender, 2001).

Os polímeros extracelulares ou, como também são conhecidos, substâncias poliméricas extracelulares (SPE), não são reservas do alimento, como o poli- β -hidroxibutrate, e não são facilmente decompostas. A matriz dos SPE é um sistema dinâmico que permite que as células nos flocos funcionem como os organismos multicelulares.

Decho (2000) sugeriu que a absorção de metais pesados por polímeros é uma estratégia para proteger as bactérias de efeitos tóxicos. As cargas de superfície das células microbianas e a formação de pontes por catiões polivalentes também contribuem para a floculação (Deinema e Zevenhuizen, 1971; Steiner *et al.*, 1976).

Os catiões, como o cálcio e o magnésio, têm um efeito significativo no volume das lamas activadas, melhorando a decantação (Higgins e Novak 1997a,b). A troca de iões ocorre entre os flocos e os catiões na água residual.

No licor misto, os iões bivalentes são repostos com iões monovalentes conduzindo a ligações poliméricas mais fracas que contribuem para a formação de lamas com reduzida qualidade (Novak *et al.*, 1998). Isto verifica-se com a adição de iões sódio, que causa uma significativa deterioração da característica da lama (Higgins e Novak, 1997).

Zita e Hermanson (1994) sugeriram que a presença de catiões reduz a distância entre bactérias carregadas negativamente promovendo a floculação. No entanto, é mais provável que os catiões estejam relacionados com a floculação através de pontes iónicas (Kakii *et al.*, 1985; Eriksson e Alm, 1991).

Os flocos jovens contêm bactérias heterotróficas activas, de crescimento e multiplicação bastante elevadas, enquanto os flocos mais antigos possuem um pequeno número de células activas, sendo compostos principalmente por células mortas rodeadas por uma camada de bactérias viáveis.

Os flocos mais antigos têm uma taxa reduzida de metabolismo, mas como são fisicamente maiores, decantam mais rapidamente que os flocos jovens, que estão, usualmente, associados a uma baixa decantação.

O conceito do envelhecimento de lamas é importante em termos globais de eficiência. Os flocos são submetidos a uma colonização secundária por outros microrganismos tais como os protozoários, rotíferos e nemátodes. Os protozoários ciliados são considerados muito importantes por se alimentarem de bactérias dispersas, reduzindo assim, a turvação do efluente final.

A estrutura dos flocos é revista por Li e Ganczarczyk (1990), enquanto o equilíbrio dinâmico entre o crescimento e a divisão do floco é examinado por Chaignon *et al.* (2002).

A morfologia do floco varia em sistemas de tratamento por lamas activadas a funcionar em alta ou em baixa carga. Nas ETAR de baixa carga, os flocos são compactos com um núcleo central escuro ou inclusões constituídas primariamente por material inorgânico, como o hidróxido de ferro, fosfato de cálcio, e hidróxido de alumínio, juntamente com material orgânico não biodegradável.

As regiões exteriores mais claras e menos densas destes flocos são constituídas por microrganismos activos, porque esses flocos são mais antigos e possuem períodos repetidos de crescimento activo e subsequente falta de alimento, resultando num floco compacto com os materiais mais antigos não degradados no seu interior.

Nas ETAR por lamas activadas em alta carga, os flocos possuem um crescimento em forma de dedos, nos quais as bactérias individuais são embebidas numa matriz transparente. É assumido que o crescimento é rápido com a idade dos flocos relativamente curta.

Sumariamente, pode-se referir que de uma maneira geral, uma boa floculação está associada a sistemas de tratamento em baixa carga, enquanto uma floculação pobre está associada a sistemas de tratamento em alta carga. No entanto, uma variação considerável nos flocos causa dificuldades operacionais tais como “bulking”, desfloculação, “pinpoint floc”, “foaming”, e ascensão de lama.

As descargas tóxicas, o desequilíbrio nutricional ou as mudanças na ecologia microbiana derivadas do processo de tratamento podem alterar a superfície química dos flocos, que por sua vez irão influenciar as características de decantação das lamas activadas e, subsequentemente, a qualidade do efluente final.

2.3. Microfauna em sistemas de Tratamento por Lamas Activadas

Os protozoários e os metazoários fazem parte da microfauna das águas residuais, e estão quase sempre presentes no processo de tratamento por lamas activadas. Algumas espécies estão presas ou ligadas aos flocos, enquanto outras se encontram livres na água residual. Estes organismos são muito maiores que as bactérias, e as suas dimensões variam entre 10 µm e 10 mm, possuindo uma forma característica, e facilmente visíveis ao microscópio óptico.

Os componentes da microfauna (protozoários e micrometazoários) têm uma função importante na manutenção de uma comunidade bacteriana equilibrada, na remoção de *Escherichia coli*, na redução da CBO₅ e na floculação.

Por serem extremamente sensíveis às alterações no processo de tratamento, a composição específica da microfauna altera-se, em resposta às mudanças nas cargas orgânicas, condições físico-químicas e ambientais do sistema de tratamento.

Deste modo, a composição da microfauna nos sistemas de tratamento por lamas activadas revela tendências do processo, quanto à eficiência da remoção da CBO₅ e dos sólidos em suspensão; às condições de decantação; ao nível de arejamento; à presença de compostos tóxicos, tais como metais pesados e azoto amoniacal; além de poder indicar a ocorrência de sobrecargas orgânicas e de nitrificação (Gerardi, 1986; Hoffmann e Platzer, 2000; Bento, 2005).

Madoni (1994), Bento (2002), e Figueiredo *et al.* (1997) agrupam a microfauna presente nos processos de tratamento por lamas activadas conforme se especifica na tabela 2.

Tabela 2 – Classificação utilizada para agrupar os organismos da microfauna descrita para os sistemas de tratamento por lamas activadas.

Grupo	Classificação	Descrição
Ciliados	Ciliados predadores de flocos - crawling	Célula achatada dorsoventralmente e cílios modificados e agrupados na parte do corpo que fica em contacto com o substrato. Predadores de bactérias.
	Ciliados nadadores livres - free-swimming	Cílios distribuídos regularmente por toda a célula e deslocam – se livremente entre os flocos. Predadores.
	Ciliados fixos - attached	Unidos ao substrato por um pedúnculo, sendo algumas espécies, coloniais. Os cílios encontram-se na região anterior do corpo, próximo à cavidade oral.
Amebas	Tecamebas	Revestimento externo constituído por proteínas, sílica, calcário, ferro, etc.
	Amebas nuas	Sem forma definida, corpo mole.

Flagelados	Zooflagelados	Organismos não pigmentados com um a vários flagelos. Ingerem matéria sólida ou substâncias orgânicas e inorgânicas dissolvidas.
Metazoários	Rotíferos, nemátodes, anelídeos, tardígrados	Organismos pluricelulares pertencentes a vários filos. Possuem uma taxa de crescimento lenta, sendo a maioria composta por predadores de bactérias e protozoários.

Seguidamente e, de forma a perceber melhor a função da microfauna nos sistemas de tratamento de águas residuais efectua-se uma descrição das características dos protozoários e metazoários, bem como das suas relações tróficas nos sistemas de tratamento por lamas activadas.

2.3.1. Protozoários

Os protozoários são organismos unicelulares. Estão presentes praticamente em todos os sistemas de tratamento por lamas activadas, desde que a carga orgânica não seja extremamente elevada. A sua abundância é sempre muito menor do que a das bactérias, em termos de densidade populacional (Gray, 2004).

As densidades populacionais podem atingir valores de 50 000 mL⁻¹, o que representa 5 a 12% do peso seco do licor misto (Hopwood e Downing, 1965; Pike e Curds, 1971). Este valor de abundância em termos de biomassa, pode ser similar ao total de biomassa bacteriana no licor (HMSO, 1971) e os protozoários podem até representar, em termos de biomassa, um valor bastante significativo relativamente à biomassa total.

Num estudo realizado em 56 estações de tratamento de águas residuais por lamas activadas no Reino Unido, Curds e Cockburn (1970a) verificaram que as espécies mais comuns observadas naquelas ETAR eram a *Vorticella microstoma* (75%), *Aspidisca costata* (69%), *Trachelophyllum pusillum* (64%), *V. convallaria* (58%), *Opercularia coarctata* (54%), e *V. alba* (38%).

As bactérias são os principais organismos responsáveis pela remoção de matéria orgânica, mas os protozoários possuem uma função importante no processo de purificação da água residual. Ao se alimentarem de bactérias, regulam a sua densidade, evitando que a população bacteriana se auto-limite e, simultaneamente, clarificam o efluente. Como algumas espécies têm a capacidade de se alimentarem de matéria orgânica morta (Curds e Vandyke, 1966), contribuem não só para a clarificação do efluente como também na melhoria da qualidade do efluente final.

Curds *et al.* (1968), compararam a qualidade química do efluente final em ETAR - piloto representativa de sistemas de tratamento por lamas activadas. Quando operadas sem protozoários, o

efluente final era turvo com valores elevados de CBO₅ e sólidos em suspensão. Contudo, quando foi adicionada uma população de protozoários a três das ETAR - piloto, deixando as outras três como ETAR de controlo, portanto, sem protozoários, registou-se uma redução significativa na turvação, CBO₅, e concentração de sólidos em suspensão.

Curds e Fey (1969) demonstraram que os protozoários, também, se alimentam de bactérias patogénicas. Para tal, usaram *Escherichia coli*. e obtiveram diferentes resultados com a presença e ausência de protozoários. Obtiveram uma remoção de 95%, quando os protozoários estavam presentes, e 50% de remoção na sua ausência.

Nas estações de tratamento de águas residuais por lamas activadas a sucessão de organismos segue quase sempre o mesmo modelo, ou seja, inicialmente predominam os flagelados, e à medida que o licor misto amadurece, seguem-se os ciliados que se deslocam livremente na massa de água, os ciliados predadores de flocos, e os ciliados fixos (Agersborg e Hatfield, 1929; Horosawa, 1950; McKinney e Gram, 1956; Curds, 1966).

A figura 9 ilustra a evolução dos microrganismos em função da idade das lamas. Como se pode observar, nos primeiros dias estão presentes muitas bactérias livres ($\geq 10^8$ células/mL) e os componentes que foram transportados com a água residual afluyente ainda não estão totalmente processados pela biomassa bacteriana. É criado um excesso de alimento para os flagelados e amebas, que se desenvolvem em massa. Depois de alguns dias surgem os ciliados livres, reduzindo-se consideravelmente o número de flagelados e amebas.

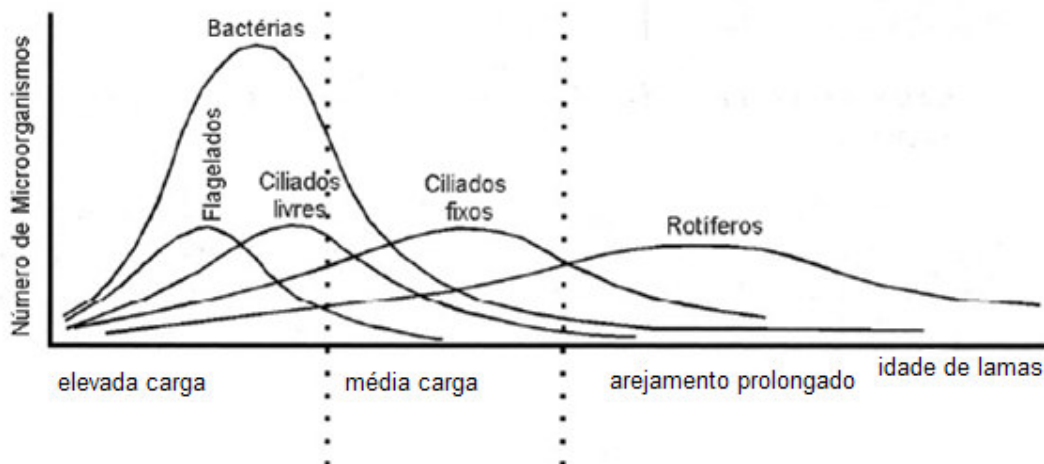


Figura 9 – Evolução dos grupos de microrganismos em função da idade das lamas (Canler et al., 1999, citado por Motta et al., 2001).

À medida que o licor misto amadurece e a população de protozoários se desenvolve, a qualidade do efluente melhora gradualmente, devido à transição dos tipos de população existentes. No tanque de

arejamento, a uma população de bactérias dispersas sucede-se uma população de bactérias formadoras de floco.

Os ciliados predadores de flocos e, principalmente, os ciliados fixos retornam ao tanque de arejamento, através da recirculação das lamas, enquanto os ciliados livres e os flagelados podem sair com o efluente final (Motta *et al*, 2005).

Pode dizer-se que uma estação de tratamento de águas residuais que produz um efluente final de má qualidade é constituído, principalmente, por flagelados, registando-se uma abundância reduzida de ciliados. Contrariamente, se o efluente final é de qualidade razoável contém, principalmente, ciliados, surgindo também alguns flagelados e amebas.

Segundo (Eikelboom, 2000) os protozoários são classificados em quatro grupos: ciliados, flagelados, amebas e tecamebas, seguindo-se a descrição sumária das suas características.

Protozoários Ciliados

Curds (1975) listou 228 espécies de protozoários observadas em estações de tratamento de águas residuais por lamas activadas, com 70% dos protozoários a pertencerem à classe dos ciliados. Segundo este autor, os ciliados mais comuns em lamas activadas são: *Chiodonella spp.*, *Colpoda spp.*, *Colpidium spp.*, *Aspidisca spp.*, *Carchesium spp.* e *Vorticella spp.* As estações de tratamento que produzem efluentes nitrificados de excelente qualidade apresentam uma predominância de *Carchesium spp.*, *Vorticella spp.*, *Aspidisca spp.*, *Loxophyllum spp.*, e *Chaenea spp.*

Os ciliados caracterizam-se por possuírem cílios na superfície das suas células. Para alguns ciliados a superfície da célula é completamente coberta com cílios, ao contrário do que acontece com algumas espécies, que apresentam cílios em apenas algumas zonas da célula.

Existem ainda outros organismos em que os cílios estão presentes apenas durante uma certa fase da sua vida. Para muitas espécies de ciliados, os cílios encontram-se à volta da abertura bucal, o que permite a água fluir na sua vizinhança, aspirando a comida em direcção à abertura. As partículas nutritivas são retiradas da água por filtração. Os cílios têm ainda, no caso de várias espécies, função de locomoção. A identificação dos ciliados ao nível da espécie requer algum grau de especialidade taxonómico, mas, a maioria das subclasses, Holotrichia, Spriotrichia e Peritrichia, são facilmente discerníveis, o que também se aplica para as classes Suctoria e Sarcodina.

Os protozoários ciliados presentes nos sistemas de tratamento por lamas activadas podem ser categorizados de acordo com os seus hábitos.

Há três categorias discerníveis no licor misto: ciliados fixos que se encontram fixos aos flocos individuais (*Vorticella spp.*, *Opercularia spp.*, *Epistylis spp.*); ciliados predadores de flocos, que se

movem sobre a superfície do floco (*Aspidisca spp.*, *Euplotes spp.*); e os ciliados “nadadores” livres, que vivem na fase líquida do licor misto, e não estão directamente associados aos flocos (*Paramecium spp.*, *Colpidium spp.*, *Litonotus spp.*).

A figura 10 ilustra dois ciliados nadadores “livres” pertencentes à subclasse Holotrichia: *Paramecium caudatum* e *Coleps sp.*. Ambas apresentam cílios ao longo do seu corpo responsáveis pela locomoção e captura de alimentos. Consomem essencialmente bactérias dispersas na água. *Paramecium caudatum* (A) possui dimensões que podem variar entre 180 a 300 μm .

A superfície da célula apresenta-se coberta por cílios, o núcleo é grande e bem visível, e o vacúolo contráctil apresenta a forma de uma estrela. Esta espécie observa-se principalmente em lamas com níveis de carga que variam de 0,1 a 0,3 kg CBO₅/kg MLSS.dia.

Coleps sp. (B) tem a particularidade de possuir na sua estrutura, placas de carbonato de cálcio. É um organismo carnívoro.

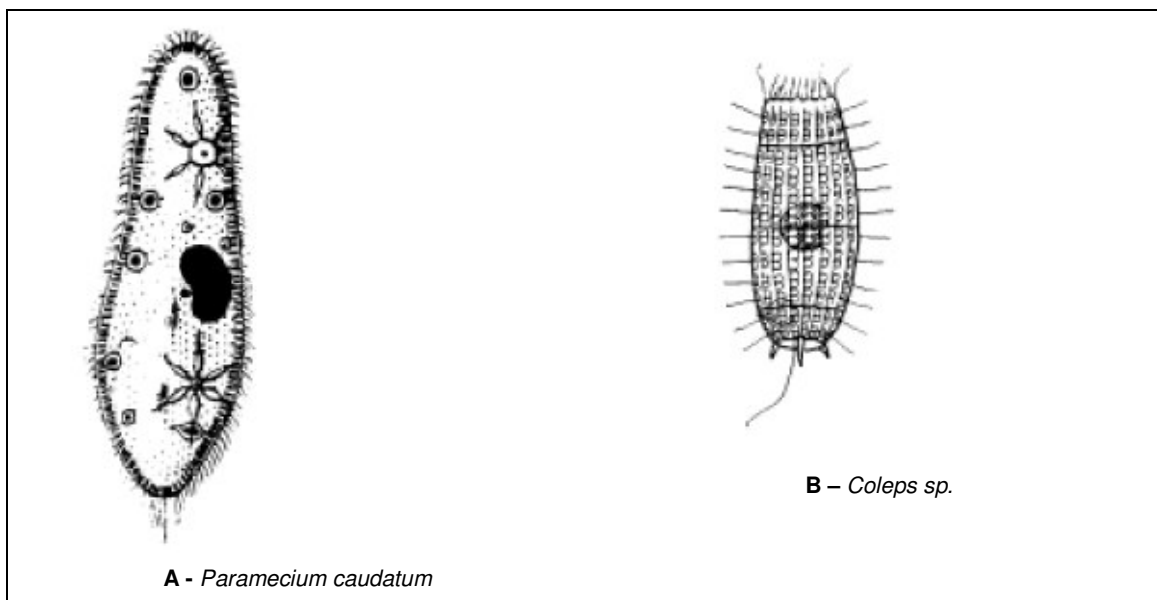


Figura 10 - Ciliados nadadores “livres”

A figura 11 ilustra dois ciliados predadores de flocos pertencentes à subclasse Spirotrichia, onde se pode observar *Aspidisca sp.* (A) e *Euplotes sp.* (B). *Aspidisca sp.* caracteriza-se por rastejar sobre os flocos a uma velocidade elevada, possui uma forma arredondada quando é observada de cima, mas é oval, quando é vista de lado. Apresenta estrias nas costas e cílios, que se encontram presentes como cirros (pequenos feixes de cílios que se assemelham a pés). Existem 7 cirros no lado frontal e 5 ou mais nas costas da célula.

As dimensões das diferentes espécies do género *Aspidisca* podem variar de 30 µm a 50 µm. Os géneros *Aspidisca* e *Euplotes* são muito semelhantes, mas este género apresenta dimensões superiores, que variam de 30 µm a 100 µm.

Relativamente aos ciliados fixos, pertencentes à subclasse Peritrichia, a figura 12 ilustra os géneros *Opercularia* (A) e *Epistylis* (B). O género *Opercularia* possui células em forma de sino, com um diâmetro de aproximadamente 140 µm. Ocorre principalmente a elevados níveis de carga de lama (0,2 a 0,3 kg CBO₅/kgMLSS. dia). Por sua vez, o género *Epistylis* possui células em forma de “vaso”, e o seu diâmetro pode variar de 70 µm a 100 µm. O pedúnculo é usualmente ramificado. Estes géneros ocorrem em ETAR por lamas activadas com níveis de carga de lama a variar de 0,1 a 0,2 kg CBO₅/kgMLSS. dia.

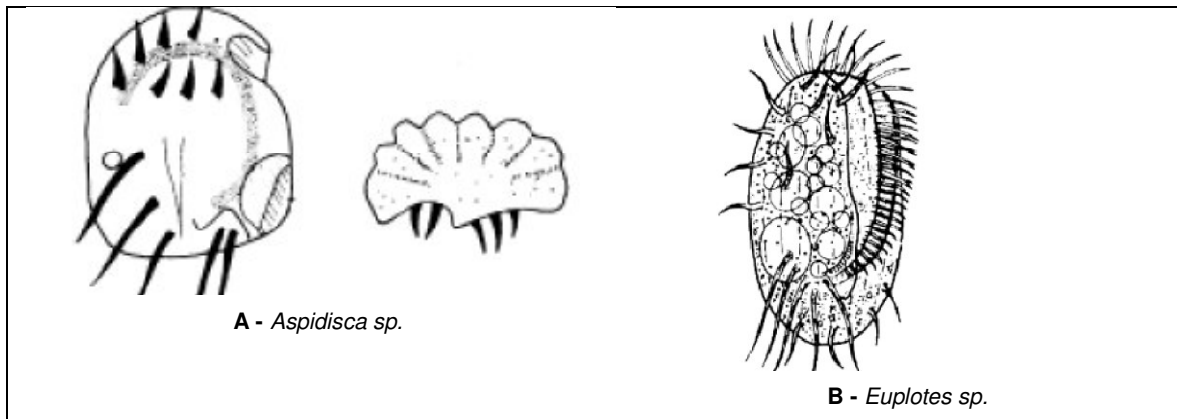


Figura 11 – Ciliados predadores de flocos

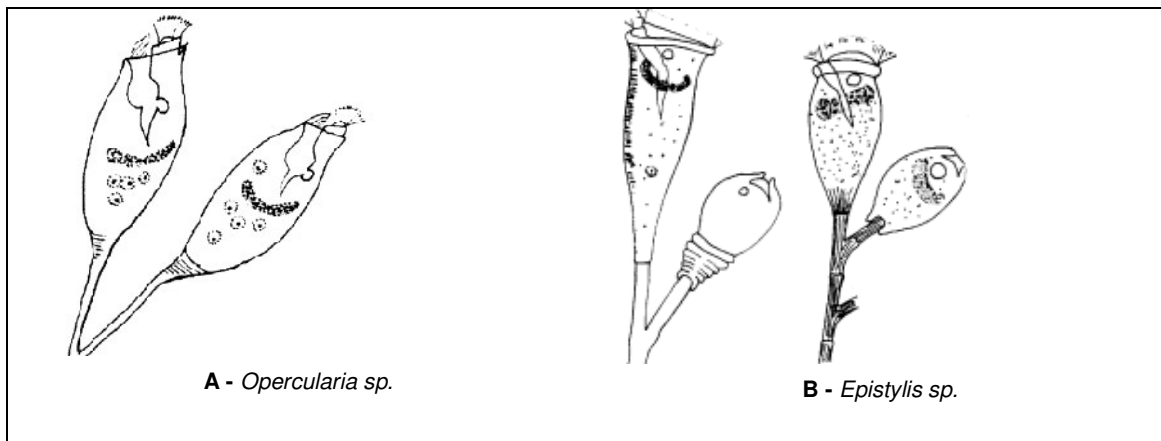


Figura 12 – Ciliados fixos

Classe Suctoria

As espécies da classe suctoria (figura 13) caracterizam –se por não possuírem cílios na fase adulta. Os cílios desaparecem quando a célula forma um pedúnculo, com o qual o organismo se consegue ligar ao floco da lama activada.

Os organismos pertencentes à classe suctoria são carnívoros que se alimentam de outros protozoários e de pequenos metazoários. Relativamente à *Tokophrya sp.*(A), pode observar-se que a forma do seu corpo é piriforme, com dois tufos de tentáculos suctoriais. O núcleo é grande e esférico. *Acineta tuberosa* (B) pertence a esta classe, e caracteriza-se por possuir forma cônica, e tentáculos, que se agrupam em fascículos situados em ambos os lados do corpo.

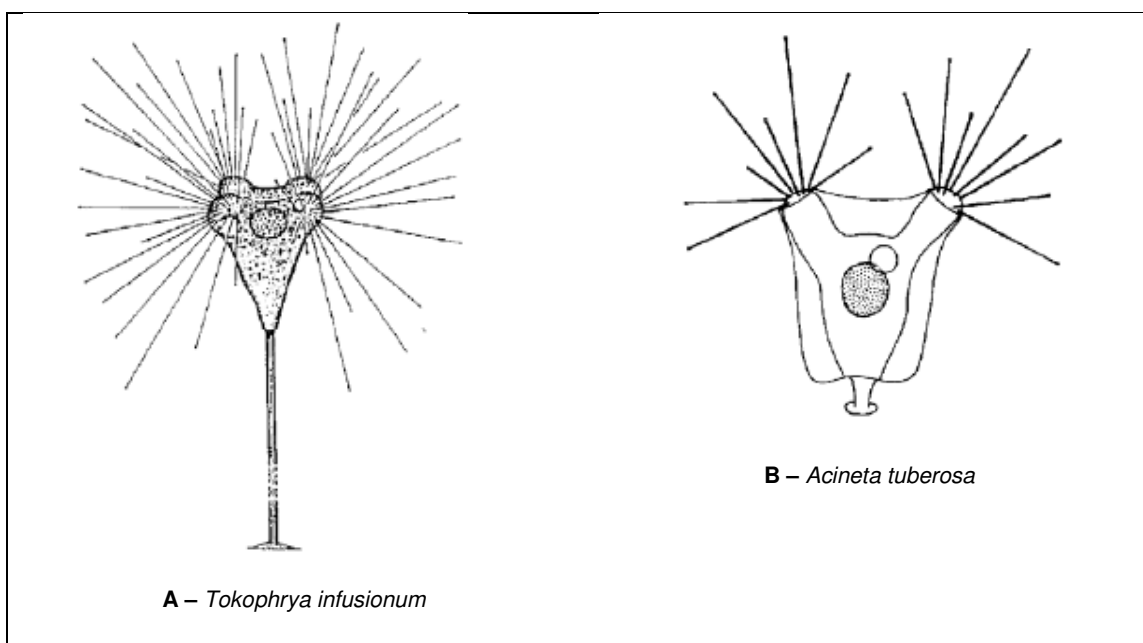


Figura 13 – Classe Suctoria

Classe Sarcodina

Amebas

As amebas podem ser dominantes numericamente, mas de forma ocasional (Schofield, 1971; Sydenham, 1971). Em termos gerais, as amebas estão associadas a sistemas de tratamento com elevadas cargas orgânicas. A forma das amebas (figura 14) pode ser bastante variável, e muitas vezes indeterminada.

Estes organismos são caracterizados por formarem pseudópodes, que são extensões temporárias do conteúdo celular. Alimentam-se de bactérias, diatomáceas, algas, rotíferos e outros protozoários. O alimento é capturado por fagocitose a partir da emissão de pseudópodes que o circundam.

Tecamebas

A célula é rodeada por um género de concha, onde existe uma abertura através da qual o pseudópode pode sair. Estes pseudópodes são raramente visíveis ao microscópio óptico. A forma da célula depende da espécie em questão. As espécies desta classe, geralmente são observadas em sistemas de tratamento com cargas orgânicas baixas.

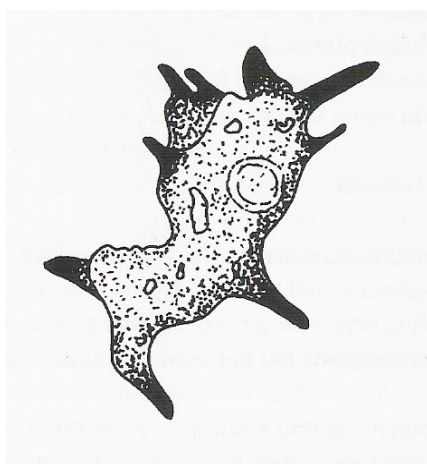


Figura 14 – Ameba

Poole (1984) relacionou a presença de tecamebas com o desempenho do sistema de tratamento, e associou estes organismos a baixos valores de CBO_5 no efluente final.

Relativamente à *Euglypha sp.* que se encontra ilustrada na figura 15 (A), a estrutura da concha é semelhante a um favo de mel.

Arcella sp. (B) é a espécie mais comum em ETAR por lamas activadas, e encontram-se principalmente em condições de nitrificação. Possui uma concha que, quando vista de cima, é redonda, e vista de lado, parece a parte de cima de um cogumelo. A concha é perfeitamente observável ao microscópio óptico, geralmente são transparentes, mas em lamas activadas, adquirem uma cor amarela-acastanhada, devido à precipitação de componentes de ferro nas suas superfícies.

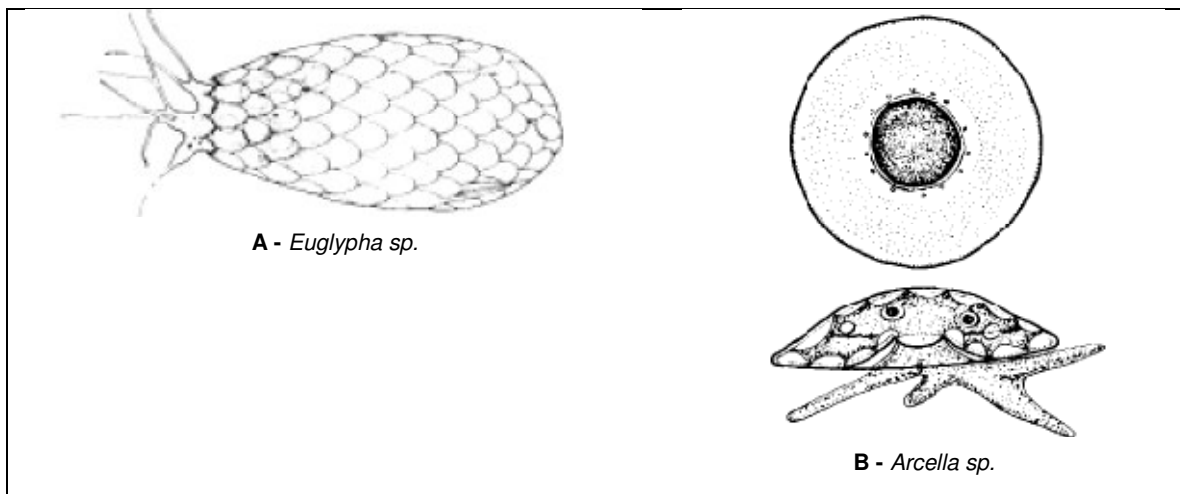


Figura 15 - Tecamebas

Protozoários Flagelados

Os flagelados, são os protozoários mais comuns nos leitos percoladores, ocorrendo em reduzida abundância nos sistemas de tratamento por lamas activadas, e encontram-se, normalmente, associados a sistemas com elevadas cargas orgânicas.

Os flagelados possuem esta designação devido ao facto de apresentarem um ou mais flagelos (geralmente não mais do que 8). Os flagelos são mais longos do que os cílios e devido ao seu rápido movimento são muitas vezes pouco visíveis. O flagelo ajuda na movimentação dos organismos. Algumas espécies têm uma abertura bucal com a qual conseguem consumir partículas nutritivas, tais como as células bacterianas. Outras espécies absorvem nutrientes dissolvidos pelas suas paredes celulares.

2.3.2. Metazoários

Em contraste com as bactérias e protozoários, os metazoários são organismos multicelulares sendo, portanto, organismos de maiores dimensões. A sua dimensão é da ordem de 100 μm , podendo algumas espécies atingir valores até 2 cm.

A maior parte dos metazoários alimentam-se de células bacterianas livres ou de partículas de floco muito pequenas. Existem ainda espécies que consomem flocos de lama inteiros.

Tirando casos excepcionais, os metazoários têm um papel secundário nas estações de tratamento por lamas activadas. São observados geralmente em sistemas de tratamento com concentrações inferiores a 0,15 kg CBO₅/ kg MLSS.dia.

Os grupos de metazoários que se podem observar em sistemas de tratamento por lamas activadas são os rotíferos, os nemátodes, os anelídeos e os tardígrados.

Rotíferos

Os rotíferos são organismos multicelulares relativamente grandes, móveis e alongados (figura 16). O comprimento do seu corpo pode variar de 100 a 500 μm . Na cabeça do organismo encontra-se uma grande quantidade de cílios. Estes cílios podem criar uma corrente de água na direcção da abertura bucal, a qual ajuda à entrada de alimento.

Possuem um conjunto de mandíbulas à volta da boca, com as quais conseguem quebrar partículas filtradas da água. Partículas superiores a 10 μm não conseguem entrar na boca, por isso os rotíferos consomem principalmente células de bactérias livres e pequenas partículas do floco.

A cauda é ramificada e possui uma forma característica, sendo importante para o movimento do organismo. A forma como se movem é semelhante à das lesmas.

Os rotíferos são normalmente observados em lamas activadas de baixa carga. A dimensão da população é, quase sempre, muito reduzida em sistemas de tratamento de águas residuais domésticas. Os rotíferos estão presentes, em grande abundância em sistemas de tratamento da indústria agro-pecuária.

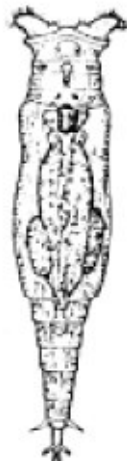


Figura 16 – Rotífero (*Rotaria sp.*)

Nemátodes

Os nemátodes possuem corpo alongado, cilíndricos e flexível (figura 17). As extremidades destes organismos multicelulares são mais finas do que a sua secção central. As suas dimensões podem

variar de 0,5 a 3 mm e alimentam-se, principalmente, de células bacterianas livres e partículas de flocos muito pequenas. Consomem partículas de comida por contracção do esófago.

Devido ao facto de não possuírem mandíbulas e da abertura bucal ser pequena, não conseguem consumir flocos inteiros. Estes animais excepcionalmente móveis, são algumas vezes difíceis de manter focados durante a observação microscópica. Muitas vezes rastejam para os flocos e podem demorar um pouco a reaparecer.

Os nemátodes são regularmente observados em lamas activadas de baixa carga, mas nunca apresentam densidades elevadas.



Figura 17 – Nemátode

Anelídeos

Os anelídeos (figura 18) são os organismos de maiores dimensões observados nos sistemas de tratamento por lamas activadas. Possuem um diâmetro de aproximadamente 0,1 mm e comprimento de 10 mm. A sua presença pode ser muito significativa.

Os anelídeos são capazes de consumir flocos inteiros de lama ou partículas de flocos. Um aumento significativo de anelídeos (10^3 anelídeos/L) está, normalmente, relacionado com uma redução na produção de lamas.



Figura 18 – Anelídeo

Tardígrados

Os tardígrados (figura 19) são organismos multicelulares com uma forma muito particular. Um tardígrado, também conhecido por urso de água, possui pseudópodes com pequenas mandíbulas, com as quais rasteja para cima dos flocos. O seu tamanho pode variar de 200 a 1 200 μm .

Os tardígrados são observados, ocasionalmente, em sistemas de tratamento com cargas orgânicas de lama inferiores a 0,1 kg $\text{CBO}_5/\text{kg MLSS} \cdot \text{dia}$.



Figura 19 – Tardígrado

2.4. Indicadores de Eficiência de Tratamento

Quando uma estação de tratamento de águas residuais por lamas activadas entra em funcionamento, a água residual entra no tanque de arejamento e activa-se o sistema de arejamento. Os flocos de lama ascendem espontaneamente à superfície do tanque, sendo removidos posteriormente, no decantador secundário.

A lama depositada no fundo do decantador secundário é recirculada para o tanque de arejamento. Assim, à água residual que aflui à ETAR adiciona-se a que é recirculada, sem retirar a lama do sistema, atingindo-se a concentração de biomassa desejada para o funcionamento do sistema de tratamento num período de poucas semanas, sendo, portanto, cultivada no próprio sistema.

Durante a fase de arranque, a carga orgânica das lamas é constantemente reduzida, e o desempenho do sistema aumenta simultaneamente, ocorrendo ao longo do tempo uma alteração das comunidades até atingir a comunidade clímax, num processo que se designa por sucessão ecológica. À medida que a eficiência de tratamento de águas residuais aumenta surgem outros organismos. Na figura 20 relaciona-se a carga orgânica e a idade das lamas com a presença de espécies predominantes (Madoni, 1994).

Durante a observação microscópica das lamas, deve ser verificado se as espécies presentes são características para a carga orgânica aplicada à ETAR. Se a carga de lama não for muito elevada, principalmente, os ciliados, tecamebas e ocasionalmente alguns metazoários deverão estar

presentes. A ausência ou a redução de oxigênio dissolvido no sistema de tratamento de águas residuais por lamas activadas de baixa carga resulta num declínio da taxa de remoção de CBO_5 e causa assim, uma mudança nos flagelados e amebas na comunidade. Se os protozoários e metazoários desaparecerem subitamente, então é provável que substâncias tóxicas estejam presentes na água residual.

A associação de certas espécies com as condições da lama e qualidade do efluente contribuiu para a utilização dos protozoários como indicadores da qualidade do efluente proveniente de estações de tratamento por lamas activadas. Alguns investigadores usaram os protozoários ou a sua biodiversidade para indicar mudanças no funcionamento de ETAR por lamas activadas (Esteban *et al.* 1990; Al-Shahwani e Horan 1991; Salvado e Gracia, 1993), incluindo o desenvolvimento de vários índices.

O relacionamento bactérias-protozoários tem sido modelado por vários investigadores (Curds 1971b; Curds 1973a,b; Canali *et al.* 1973), mas apesar desses modelos serem considerados ecologicamente interessantes, não têm sido utilizados no dimensionamento de ETAR ou na sua operação. Isto indica que o processo de lamas activadas é considerado, ainda, como um processo, essencialmente, bacteriano.

Têm sido propostos vários modelos para a verificação das condições operacionais e a avaliação da eficiência dos sistemas de tratamento por lamas activadas, baseados nas características biológicas da lama, destacando-se o modelo criado por Madoni (1994) após um estudo de 20 anos em 44 ETAR, o de De Marco *et al.* (1991), Figueiredo *et al.* (1997) e Bento *et al.* (2000).

O modelo de De Marco *et al.* (1991) classifica as estações de tratamento por lamas activadas em três categorias, baseadas na densidade total dos protozoários presentes no tanque de arejamento. A tabela 3 apresenta as três categorias.

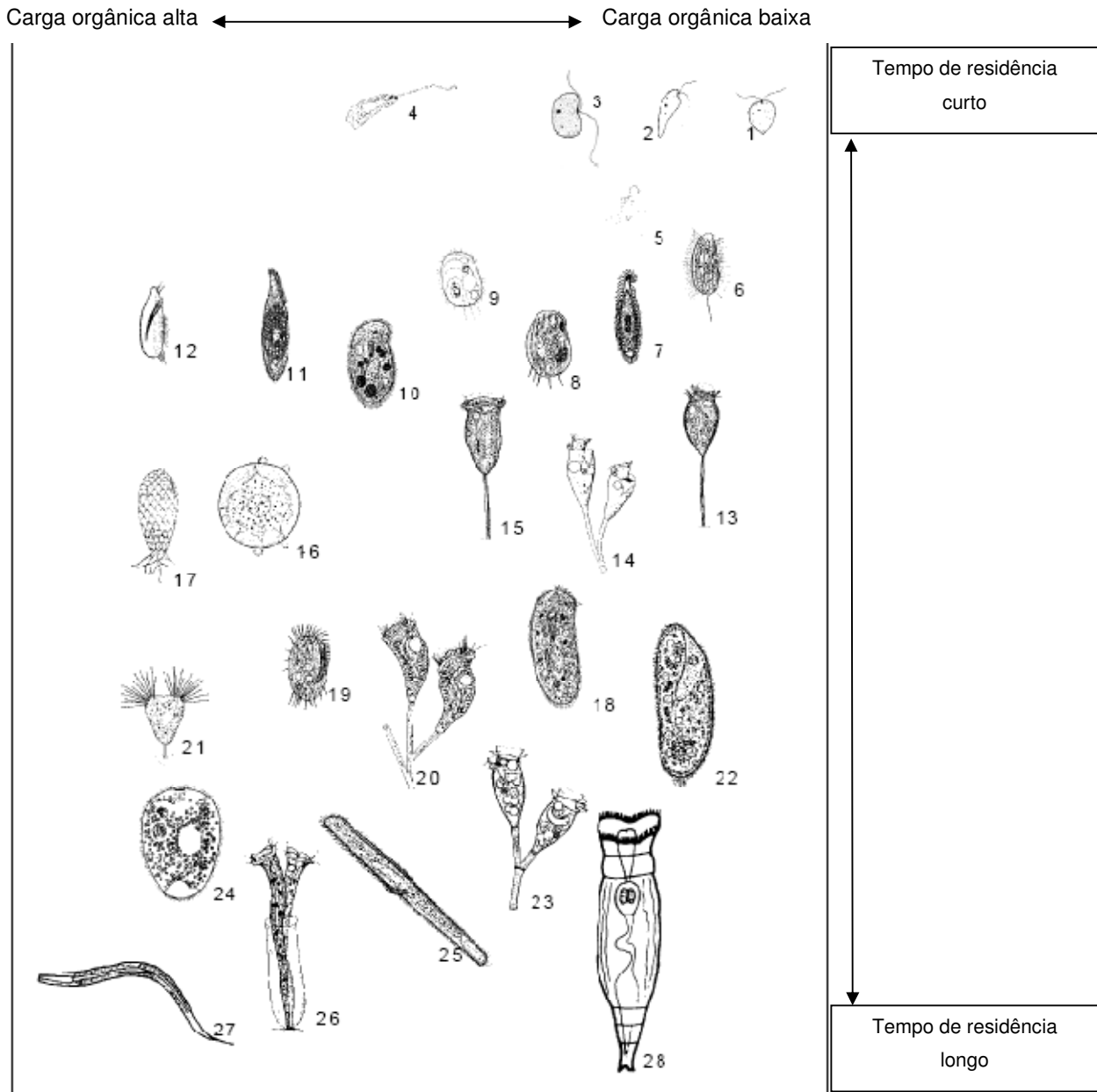


Figura 20 - Relação entre a carga orgânica das lamas, idade das lamas, e presença de espécies predominantes em lamas activadas (Madoni, 1994). 1-3 Pequenos flagelados; 4 Flagelados de grandes dimensões; 5 Ameba nua; 6 *Uronema nigricans*; 7 *Acinera uncinata*; 8 *Aspidisca*; 9 *Cinetochilum margaritaceum*; 10 *Chilodonella*; 11 *Litonotus*; 12 *Trochilia minuta*; 13 *Vorticella microstoma*; 14 *Opercularia*; 15 *Vorticella convallaria*; 16 *Arcella sp.*; 17 *Euglypha*; 18 *Trithigmostoma*; 19 *Euplotes*; 20 *Carchesium*; 21 Suctoria; 22 *Paramecium*; 23 *Epistylis*; 24 *Prorodon*; 25 *Spirostomum*; 26 *Vaginicola*; 27 Nematode; 28 Rotífero.

Tabela 3 – Classificação das ETAR por lamas activadas, segundo o modelo de De Marco *et al.* (1991)

Classificação	Densidade e (nº de organismos/mL)
Sistemas ineficientes	Aproximadamente 10
Sistemas pouco eficientes	10 a 10 ³
Sistemas eficientes	> 10 ³

O modelo de Figueiredo *et al.* (1997) é uma avaliação qualitativa do sistema de tratamento de águas residuais por lamas activadas.

De acordo com estes autores um bom desempenho do sistema está directamente relacionado com as espécies dominantes no processo de tratamento, conforme as relações descritas na tabela 4.

Tabela 4 – Organismos indicadores das condições de depuração de águas residuais, segundo Figueiredo *et al.* (1997)

Microrganismos	Características do processo
Predominância de flagelados e amebas	Lama jovem, característica de início de operação ou baixa idade de lama.
Predominância de flagelados	Deficiência de arejamento, má depuração e sobrecarga orgânica.
Predominância de ciliados pedunculados e livres	Boas condições de depuração
Predominância de <i>Arcella sp.</i>	Boa depuração
Predominância de <i>Aspidisca costata</i>	Nitrificação
Predominância de <i>Trachelophyllum sp.</i>	Elevada idade de lamas
Predominância de <i>Vorticella microstoma</i> e uma baixa concentração de ciliados livres	Efluente de má qualidade
Predominância de anelídeos do género <i>Acolosoma</i>	Excesso de oxigénio dissolvido
Predominância de filamentos	Intumescimento da lama

Madoni (1994) também relacionou o desempenho de ETAR com grupos dominantes da microfauna presente no tanque de arejamento, conforme as relações descritas na tabela 5.

Tabela 5 – Desempenho de ETAR indicadas por grupos dominantes da microfauna (Madoni, 1994)

Grupo dominante	Desempenho da ETAR	Possíveis causas
Pequenos flagelados	Fraco	Deficiência de arejamento, choques orgânicos e presença de sub – produtos da fermentação.
Pequenos ciliados nadadores livres	Médio	Deficiência de arejamento, reduzido tempo de retenção hidráulico.
Grandes ciliados nadadores livres	Médio	Choques orgânicos devido a sobrecarga e deficiência de arejamento.
Ciliados predadores de flocos	Boa	–
Ciliados fixos e ciliados predadores de flocos	Boa	–
Ciliados fixos	Decrescendo o desempenho	Fenómeno de transição.
Pequenas amebas e flagelados	Muito fraco	Alta carga de compostos de difícil degradação.
Tecamebas	Boa	–

Madoni desenvolveu uma matriz de correlação para a obtenção do Índice Biótico da Lama (“Sludge Biotic Index” – SBI), que se baseia na abundância e diversidade específica da comunidade de protozoários no tanque de arejamento por lamas activadas, e nas diferentes sensibilidades reveladas por alguns grupos da microfauna aos factores físico-químicos prevalentes no sistema.

A avaliação é efectuada através de valores numéricos (entre 0 e 10), o que permite comparar a qualidade biológica das lamas no tanque de arejamento ao longo do tempo e, conseqüentemente, as condições operacionais da ETAR em causa (tabela 6).

Os valores do SBI correspondem a uma das quatro classes definidas para a classificação das características da lama e da qualidade do efluente. A conversão do SBI em quatro classes de qualidade e as respectivas características do sistema estão referidas na tabela 7.

Tabela 6 – Determinação do SBI com base nos grupos dominantes, densidade e número de unidades taxonómicas da microfauna (Madoni, 1994)

Grupo dominante e densidade total de microfauna		Nº total de unidades taxonómicas que constituem a microfauna e Nº de pequenos flagelados (F)							
Grupos dominantes	Densidade (ind/mL)	>10		8-10		5-7		<5	
		F<10	10<F<100	F<10	10<F<100	F<10	10<F<100	F<10	10<F<100
Ciliados predadores de flocos + Ciliados fixos* e/ou tecamebas	> 10 ³	10	8	9	7	8	6	7	5
	< 10 ³	9	7	8	6	7	5	6	4
Ciliados fixos* > 80%	> 10 ³	9	7	8	6	7	5	6	4
	< 10 ³	8	6	7	5	6	4	5	3
<i>Opercularia spp.</i>	> 10 ³	7	5	6	4	5	3	4	2
	< 10 ³	6	4	5	3	4	2	3	1
<i>Vorticella microstoma</i>	> 10 ³	6	4	5	3	4	2	3	1
	< 10 ³	5	3	4	2	3	1	2	0
Ciliados nadadores livres	> 10 ³	5	3	4	2	3	1	2	0
	< 10 ³	4	2	3	1	2	0	1	0
Pequenos flagelados nadadores (> 100)	> 10 ³		4		3		2		1
	< 10 ³		3		2		1		0

*Excepto para a *Opercularia spp.* e *Vorticella microstoma*

Tabela 7 – Conversão do SBI em classes de qualidade e respectivas características do sistema de tratamento (Madoni, 1994)

Valor do SBI	Classe	Características
8 – 10	I	Sistema muito bem colonizado com excelente actividade biológica e óptima performance.
6 - 7	II	Lama estável e sistema bem colonizado, actividade biológica em declínio e boa performance.
4 - 5	III	Insuficiente depuração biológica no tanque de arejamento e média performance.
0 - 3	IV	Fraca depuração biológica no tanque de arejamento e baixa performance.

3. Material e Métodos

3.1. ETAR da Zona Industrial da AutoEuropa

A ETAR em estudo é, actualmente, explorada pela SIMARSUL, que foi constituída em Novembro de 2003, pelo Grupo Águas de Portugal e pelos municípios de Alcochete, Barreiro, Moita, Montijo, Palmela, Seixal, Sesimbra e Setúbal.

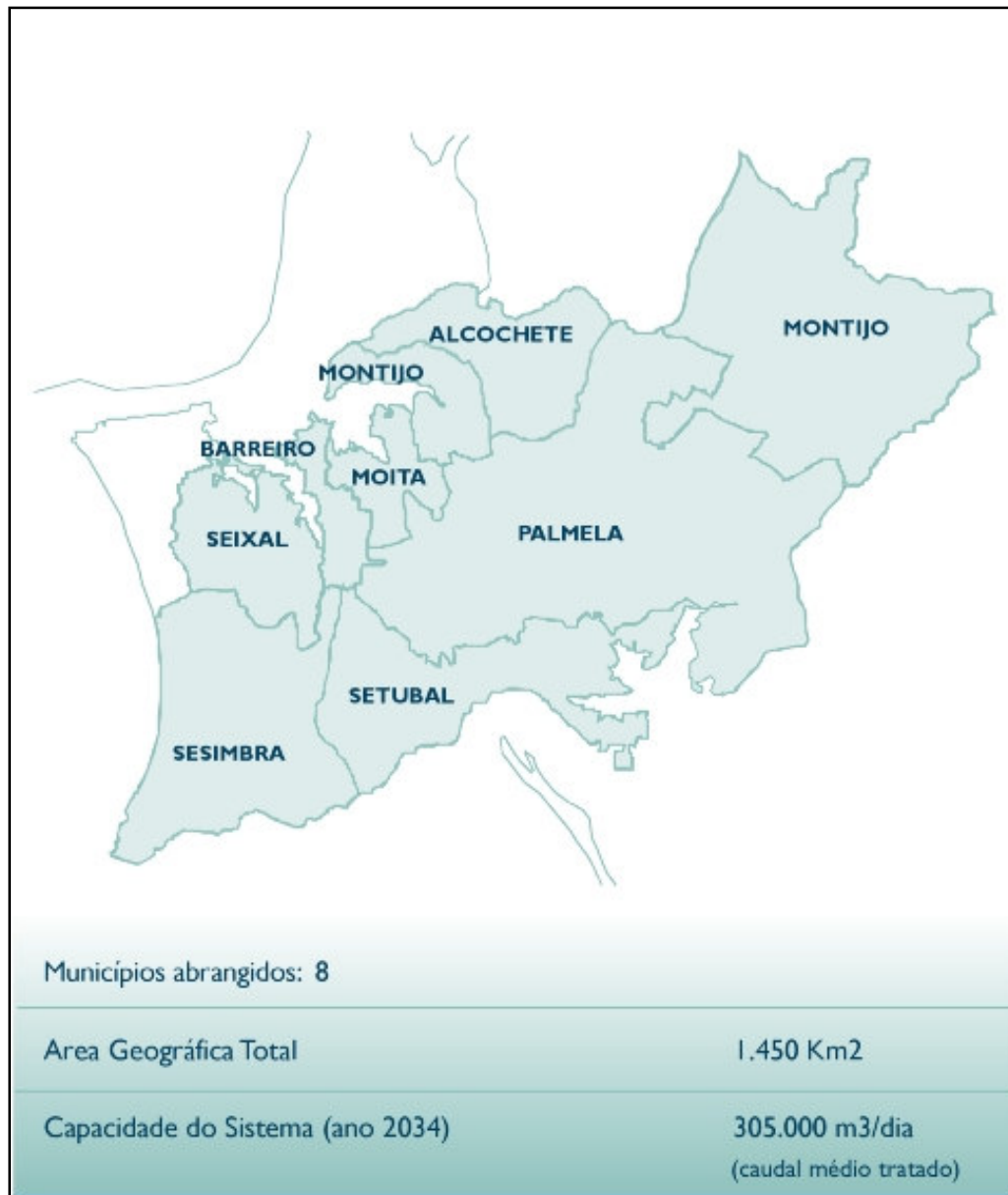


Figura 21 – Sistema Multimunicipal de Saneamento de Águas Residuais da Península de Setúbal (SIMARSUL, 2008)

A SIMARSUL é concessionária do Sistema Multimunicipal de Saneamento de Águas Residuais da Península de Setúbal, por um período de 30 anos e representa uma parceria que beneficia das sinergias das experiências e gestão local dos municípios e da capacidade e experiência acumuladas do maior grupo português no sector do Ambiente.

Este sistema representa uma solução integrada para o ambiente da península de Setúbal, garantindo uma gestão profissionalizada e integrada num projecto regional, assim como, soluções técnicas adequadas com tarifas socialmente aceitáveis, capacidade, know-how e domínio tecnológico reconhecidos.

Em 2005 encontravam-se ligados ao Sistema cerca de 200 mil habitantes equivalentes, prevendo-se, para 2009, que estejam servidos cerca de 900 mil habitantes equivalentes dos oito Municípios. No final da concessão (2034), este valor ascenderá a 1,3 milhões de habitantes equivalentes (SIMARSUL, 2008). Na figura 22 pode observar-se a população servida actualmente e no ano horizonte.

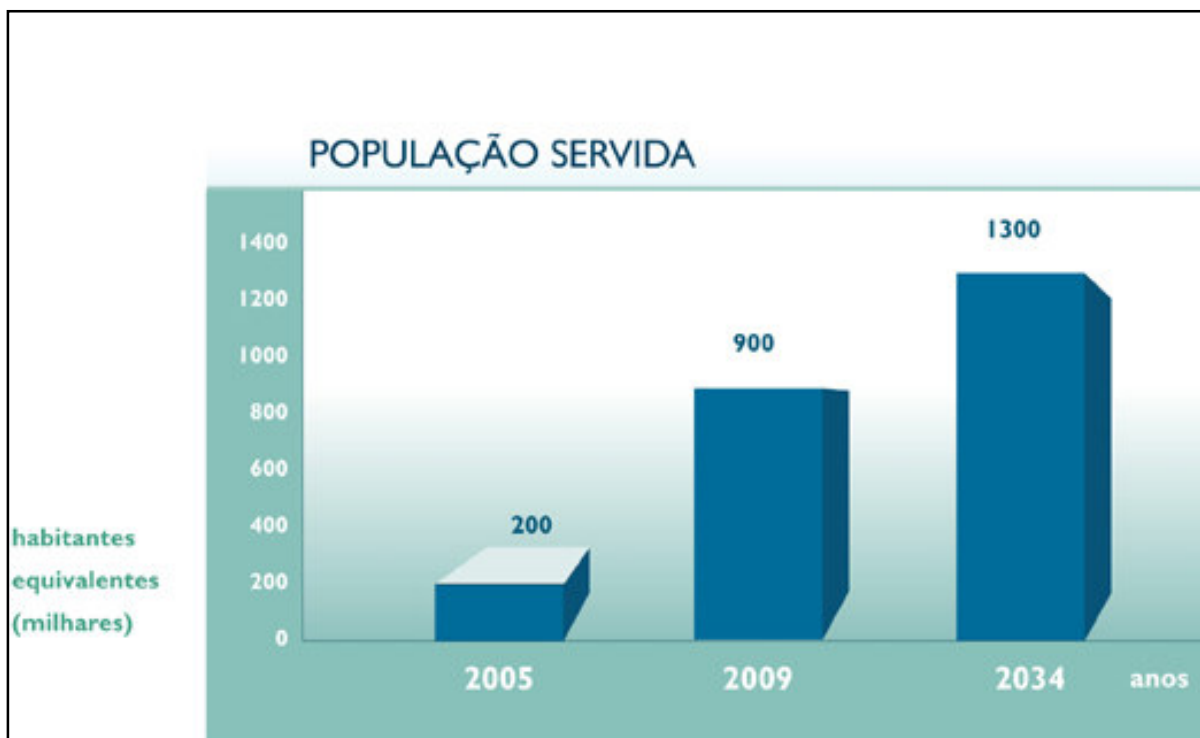


Figura 22 – População servida (SIMARSUL, 2008).

3.1.1. Localização

A ETAR da Zona Industrial da AutoEuropa situa-se no concelho de Palmela, na freguesia da Quinta do Anjo. Os municípios servidos pela ETAR são: Barreiro, Moita e Palmela.

A ETAR pertence ao subsistema de saneamento da Zona Industrial da AutoEuropa (figura 23), encontrando-se na altura do estudo, em fase de operação/beneficiação.

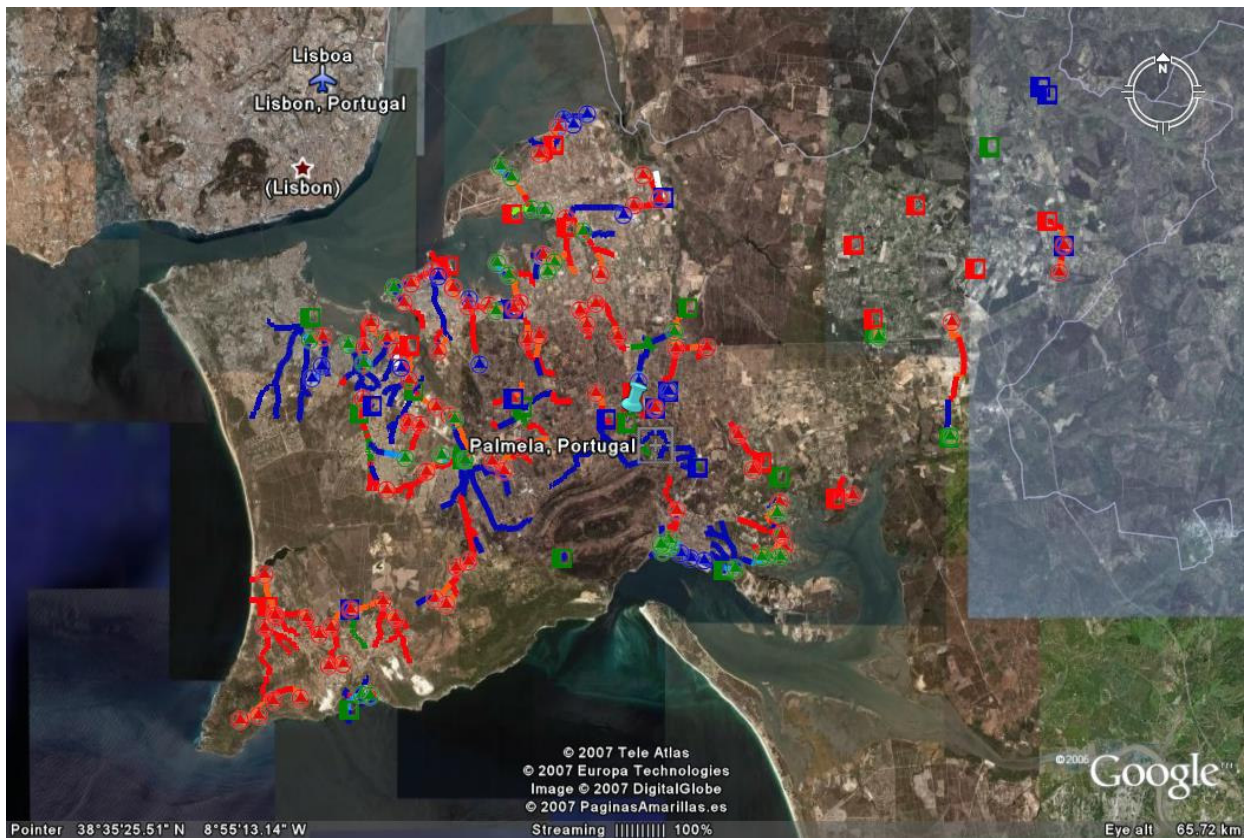


Figura 23 – Localização da ETAR da Zona Industrial da Autoeuropa.

A criação deste sistema multimunicipal diminuiu as carências sentidas ao nível da recolha e tratamento das águas residuais, cuja cobertura se situava em 2004, na ordem dos 80%, sendo tratados apenas 25% dos efluentes recolhidos. Com a sua entrada em funcionamento, o sistema trata actualmente, 90% dos efluentes recolhidos.

O sistema efectua a recolha “em alta”, o tratamento das águas residuais domésticas, dos caudais de infiltração e águas pluviais, e de uma parte significativa dos efluentes industriais produzidos na Península de Setúbal, assegurando a sua devolução ao meio natural em condições ambientalmente seguras.

O efluente proveniente das instalações sanitárias da Volkswagen Autoeuropa é totalmente tratado na ETAR da ZIA, os efluentes industriais desta empresa são integralmente tratados na ETARI físico-química da fábrica. Após o tratamento na ETARI da Volkswagen Autoeuropa, os efluentes industriais são enviados para a ETAR da ZIA (para novo tratamento, desta vez biológico). O efluente é conduzido por um colector desde a ETARI da fábrica até à ETAR Municipal, não havendo contacto entre o efluente industrial e o meio natural.

A qualidade dos efluentes é controlada diariamente pelos operadores da ETARI, e quinzenalmente por um laboratório externo. Os resultados são enviados semestralmente à Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR).

O tratamento das águas residuais industriais revela-se de grande importância na existência dum bom estado de qualidade (bacteriológico, físico-químico e ecológico) das águas circulantes do meio hídrico, dado o enorme potencial poluente dos seus efluentes que representam a quase totalidade de toda a carga poluente produzida anualmente na bacia, de incidência biológica, além, da potencialidade de rejeição, em certos casos, de substâncias perigosas (Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Sado, 2000)

3.1.2. Dados de base

Os dados de base da ETAR apresentados são os que incluem o projecto posto a concurso. Na tabela 8 referem-se os valores de caudais, CBO₅, SST e CQO no ano de arranque e horizonte

Tabela 8 – Dados de base da ETAR

Condições de afluência	Ano de arranque	Ano horizonte
Caudal médio afluente (m ³ /dia)	2600	9500
Caudal de ponta (m ³ /h)	660	880
CBO ₅ (mg O ₂ /L)	308	316
CBO ₅ (kg O ₂ /dia) – médio	800	3000
SST (mg/L)	769	474
SST (kg/dia) - médio	2000	4500
CQO (mg O ₂ /L)	1077	632
CQO (kg/dia) - médio	2800	6000

(Memória descritiva e justificativa - projecto dos equipamentos electromecânicos).

3.1.3. Objectivos de qualidade do efluente líquido tratado

Os objectivos de qualidade têm em conta o quadro normativo que regulamenta a descarga das águas residuais urbanas – Decreto-Lei nº 152/97 de 19 de Junho. Assim, definem-se de acordo com a alínea b) do Decreto – Lei nº152/97 de 19 de Junho, os objectivos de qualidade para as águas residuais tratadas à saída da ETAR apresentados na tabela 9.

Tabela 9 – Requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas

Parâmetro	Qualidade
CBO ₅	<25 mg O ₂ /L
CQO	<125 mg O ₂ /L
SST	<35 mg/L

(Decreto-Lei nº 152/97 de 19 de Junho).

O local de descarga do efluente líquido é considerado como zona menos sensível por ser improvável a eutrofização ou o empobrecimento em oxigénio, na sequência da descarga de águas residuais tratadas com tratamento convencional.

Os parâmetros de descarga exigidos para a poluição carbonácea requerem a utilização do processo de depuração biológica, que no momento em que decorreu o estudo funcionou em baixa carga.

3.1.4. Parâmetros de dimensionamento da ETAR

Os factores de carga mássica e volúmica, a idade de lamas e o tempo de retenção hidráulico (no tanque de arejamento) para o ano de arranque - que corresponde às condições de funcionamento da ETAR no período em que decorreu o estudo, são os apresentados na tabela 10.

Tabela 10 – Parâmetros de dimensionamento da ETAR da ZIA

Parâmetros de dimensionamento	
F/M (kg CBO ₅ /kg MVS.dia)	0,17
f _v (kg CBO ₅ /m ³ .dia)	0,27
θ _c (dias)	6,8
t _{RH} (horas)	25,7

(Memória descritiva e justificativa - projecto dos equipamentos electromecânicos)

3.1.5. Processo de tratamento

Os esquemas globais de tratamento da fase líquida e sólida da ETAR da ZIA são os seguintes:

Fase líquida:

- Tamisagem
- Elevação inicial
- Desarenamento/Desengorduramento
- Tratamento primário em decantador Lamelar (DENSEDEG 2D) – não estando em funcionamento no período em que decorreu o estudo
- Tratamento biológico por lamas activadas
- Descarga na linha de água

Fase sólida:

- Armazenamento e homogeneização das lamas em tanque de mistura
- Espessamento das lamas primárias e biológicas em espessador gravítico
- Digestão de lamas
- Armazenamento em silo de lamas

O processo de tratamento que se efectuou na ETAR enquanto decorreu o estudo, compreende o conjunto de etapas unitárias apresentadas no diagrama linear da figura 24.

Após a eliminação de parte da matéria particulada e coloidal, a água passa pelo tratamento biológico, com o objectivo de remover a matéria orgânica dissolvida. Esta etapa de tratamento é, umas das mais importantes na cadeia de depuração de águas residuais.

Após o pré-tratamento, e antes de darem entrada no reactor biológico, os efluentes passam por uma zona intermédia, designada por Selector, situado imediatamente a montante do tanque de arejamento. À entrada do Selector, as águas afluentes juntam-se à recirculação de lamas biológicas.

O Selector ou tanque de contacto, destina-se a prevenir o aparecimento de bactérias filamentosas dos géneros *Nocardia*, *Microthrix* e *Parvicella*, funcionando como um reactor biológico de muito alta carga. Proporciona ainda a melhoria da decantabilidade das lamas. As características de dimensionamento do tanque de contacto e do reactor biológico estão apresentadas na tabela 11 e 12, respectivamente.

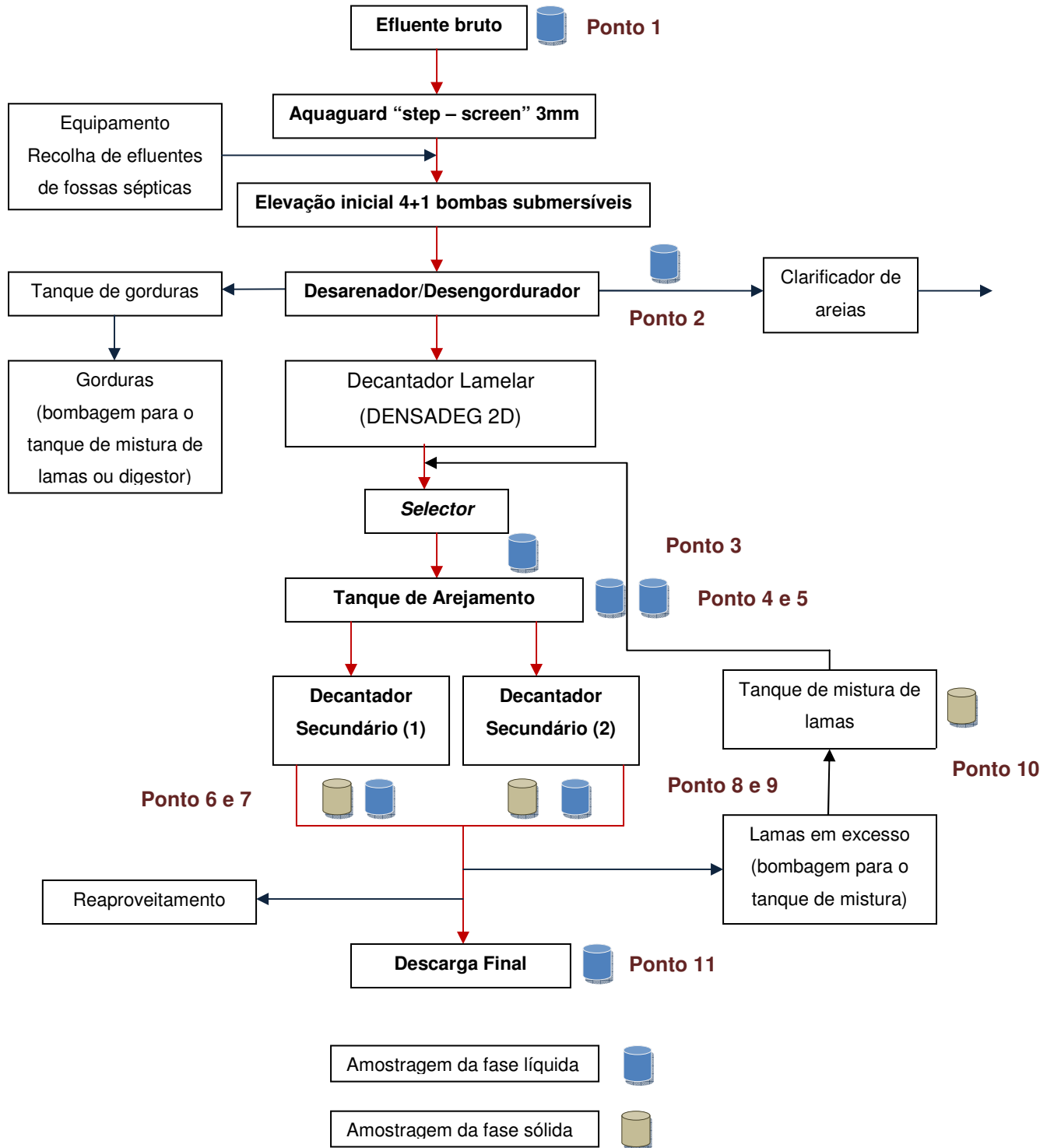


Figura 24 - Diagrama linear da ETAR da ZIA e respectivos pontos de colheita.

Tabela 11 – Características de dimensionamento do tanque de contacto

Características	
Comprimento (mm)	4300
Largura (mm)	8000
Profundidade líquida (m)	6,8
Volume (m ³)	234

Tabela 12 – Características de dimensionamento do reactor biológico

Número de linhas de tratamento	1
Comprimento (m)	56,8*
Número de canais	2
Largura (m)	8
Profundidade líquida (m)	6,8
Volume total (m ³)	3 080 (**)

* Total dos dois canais, incluindo Selector

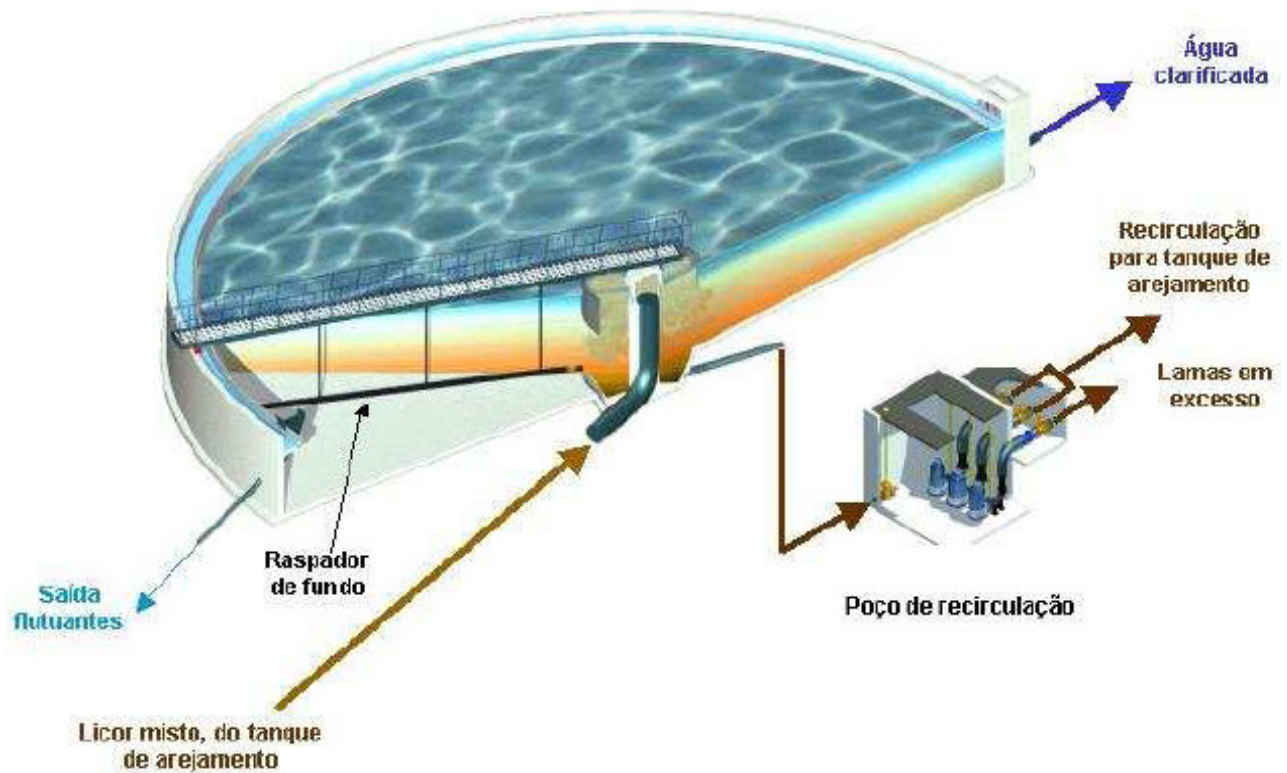
**2 Incluindo Selector

O bom funcionamento da ETAR em estudo, exige que as lamas produzidas nos reactores biológicos sejam retidas nos clarificadores. Para tal, o equilíbrio entre os fluxos mássicos que transitam nos decantadores secundários deverá ser respeitado para a obtenção de bons resultados.

O bom funcionamento da ETAR em estudo, exige que as lamas produzidas nos reactores biológicos sejam retidas nos clarificadores.

Para tal, o equilíbrio entre os fluxos mássicos que transitam nos decantadores secundários deverá ser respeitado para a obtenção de bons resultados.

No esquema da figura 25 ilustra-se o funcionamento dos decantadores da ETAR.



**Figura 25 – Funcionamento da decantação
(DEGREMONT)**

O cone central do decantador recupera as lamas sedimentadas arrastadas pelos raspadores de fundo, que equipam a ponte raspadora. As lamas recolhidas passam por uma tubagem para o poço de recirculação.

O efluente tratado, recolhido pelas caleiras horizontais que atravessam o órgão é descarregado numa caleira e daí é enviado para o meio receptor. No entanto, parte do efluente tratado é usado para água de serviço (limpezas, rega, diluição em linha de polímero e águas de lavagem de equipamentos de espessamento). Antes do efluente ser lançado no meio receptor é efectuada a sua desinfecção num sistema de lâmpadas ultravioletas.

Nas figuras 26 a 29, apresentam-se alguns dos pontos onde foram efectuadas as colheitas de amostras, neste estudo.



Figura 26 - Obra de entrada – step-screen (Ponto de amostragem 1)



Figura 27 - A meio do tanque de arejamento (Ponto de amostragem 4)



**Figura 28 - Decantador secundário 1
(Ponto de amostragem 6)**



**Figura 29 - Decantador secundário 2
(Ponto de amostragem 7)**

3.2. Material e Métodos

A dimensão da amostra, a frequência da amostragem, o ponto de colheita, e o momento da amostragem, são determinados pelos objectivos da amostragem.

No presente estudo, foram monitorizados parâmetros físico-químicos e biológicos em vários pontos do sistema de tratamento de águas residuais (tabela 13 e figura 24) de forma a poderem ser estabelecidas relações entre os microrganismos e as condições de operação.

Tabela 13 – Pontos de amostragem na ETAR

Ponto	Local de amostragem
Ponto 1	entrada da ETAR (efluente bruto)
Ponto 2	saída do desarenador
Ponto 3	entrada do tanque de arejamento
Ponto 4	a meio do tanque de arejamento
Ponto 5	saída do tanque de arejamento
Ponto 6	saída do decantador secundário 1 (clarificado)
Ponto 7	saída do decantador secundário 2 (clarificado)
Ponto 8	lamas do decantador secundário 1
Ponto 9	lamas do decantador secundário 2
Ponto 10	poço de mistura de lamas

Ponto 11	saída do efluente final
----------	-------------------------

Relativamente aos pontos de amostragem, a colheita na entrada da estação (ponto 1) é fundamental, uma vez que caracteriza o efluente bruto. Desta forma foi possível caracterizar a composição física, química e biológica e em termos médios (concentrações e cargas), a água residual da ETAR.

Os pontos 3, 4 e 5 correspondem às colheitas efectuadas, à entrada do tanque de arejamento, no meio do tanque de arejamento e à saída do tanque de arejamento, respectivamente. Através destes pontos, poderá verificar-se a evolução dos vários parâmetros ao longo do reactor biológico, e relacionar a eficiência da ETAR com os organismos que aí se observam, relacionando-se a carga orgânica e a idade das lamas com a presença de espécies predominantes. Com a análise microscópica das amostras destes pontos, poderá avaliar-se a evolução das comunidades existentes, e perceber se condizem com trabalhos realizados por outros autores.

Os pontos 6 e 7, correspondem às colheitas efectuadas na saída de cada um dos decantadores (efluente clarificado). Estes pontos são igualmente importantes para o estudo, uma vez que através deles, poderemos perceber a eficiência de ambos os decantadores. Pode-se ainda, analisar as diferenças/semelhanças, entre os valores obtidos para os diferentes parâmetros (físico-químicos e biológicos) para cada decantador, e efectuar as respectivas conclusões.

Os pontos 8, 9 e 10, são relativos à amostragem da fase sólida do processo de tratamento. A partir do poço de mistura de lamas (ponto 10) – como já foi referido anteriormente – grande parte das lamas, são recirculadas para a entrada do tanque de arejamento (ponto 3), que funciona como um inoculador de microrganismos, assegurando desta forma uma população microbiana adequada para oxidar a água residual. O que se pretende, é verificar quais são os microrganismos que estão presentes na lama recirculada.

O ponto 11, que corresponde à colheita efectuada no efluente final, permite verificar se os objectivos de qualidade do efluente líquido tratado estão a ser respeitados, e concluir se a ETAR possui ou não, um bom desempenho.

3.2.1. Amostragem

A amostra é um volume reduzido de água a ser analisado, que tem por finalidade fornecer informações sobre as suas características físico-químicas e biológicas.

A dispersão, espécies e número de microrganismos na fracção amostrada devem ser representativos do sistema de água residual de onde foi colhida, portanto foram tidos cuidados acrescidos na conservação da amostra, como já foi referido, transporte e manuseamento da amostra.

Para a realização do estudo efectuaram-se colheitas semanais no período compreendido entre 10 de Setembro e 5 de Novembro de 2007, na ETAR da ZIA, em cada um dos pontos de amostragem.

A colheita de amostras foi efectuada no período da manhã, sendo ainda de referir que a recolha no ponto 3 foi efectuada após a paragem das bombas de recirculação de lamas provenientes do poço de mistura.

3.2.2. Conservação de amostras destinadas às análises físico-químicas

As determinações da CBO₅, SST e SSV foram efectuadas de imediato no laboratório da SIMARSUL, pelo que não sofreram qualquer conservação. Relativamente à CQO, quando não foi possível efectuar a determinação de imediato, as amostras foram conservadas com ácido sulfúrico.

Na tabela 14 refere-se o modo de conservação das amostras e os métodos utilizados para cada uma das determinações.

Tabela 14 – Métodos para a determinação dos parâmetros físico-químicos

Parâmetro	Conservação da amostra	Método	Bibliografia
CBO ₅	–	Respirométrico	SMEWW, Method 5210 (APHA, 1998)
SST	–	Gravimétrico	SMEWW, Method 2540 D, 2540 E (APHA, 1998)
SSV	–	Gravimétrico	SMEWW, Method 2540 D, 2540 E (APHA, 1998)
CQO	H ₂ SO ₄ até pH ≤ 2	Colorimétrico*	SMEWW, Method 5220 D (APHA, 1998)

Legenda:

* Digestão em refluxo fechado

– Amostra sem conservação

3.2.2. Conservação das amostras destinadas às análises biológicas

As amostras recolhidas para a análise dos parâmetros biológicos foram colocadas em frascos de polietileno com capacidade de 250 mL, preservadas com solução de Lugol a 1% (Boney, 1975) e transportadas para a FCT numa mala térmica, com o objectivo de manter as características originais.

A análise biológica das amostras conservadas teve por objectivo a identificação e a contagem dos microrganismos que compõem a microfauna do sistema de tratamento. Foram também observados organismos *in vivo*, os quais foram transportados em frascos térmicos, contribuindo assim, para uma melhor identificação e visualização do seu *habitat* de forma a obter-se informação acerca do seu modo de vida, particularmente deslocação e alimentação.

A análise dos parâmetros físico-químicos foi efectuada no laboratório da SIMARSUL, sendo de elevada importância para o estudo, uma vez que permitiram efectuar a correlação entre a biologia do sistema de tratamento e os resultados finais em termos de remoção de CBO₅, CQO, SST e SSV. As análises biológicas foram realizadas nas amostras recolhidas no tanque de arejamento, nos pontos 3, 4 e 5, à saída dos dois decantadores (pontos 6 e 7) e no poço de mistura de lamas, (ponto 10). As análises físico-químicas e biológicas realizadas no estudo ao longo dos pontos de colheita estão referidas na tabela 15.

Tabela 15 - Parâmetros físico-químicos e biológicos analisados em vários pontos do sistema (n.d. . não determinado).

Parâmetros físico químicos	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11
CBO ₅ (mg O ₂ /L)	×	×	×	×	n.d.	×	×	n.d.	n.d.	n.d.	×
CQO (mg O ₂ /L)	×	×	×	×	n.d.	×	×	n.d.	n.d.	n.d.	×
SST (mg/L)	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×
SSV (mg/L)	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×
SVI (mL/g)	n.d.	n.d.	n.d.	×	×	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	×	n.d.
Parâmetros biológicos	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×

3.2.4. Análises biológicas

Antes da observação e contagem dos organismos, as amostras foram agitadas durante 10 a 15 minutos, de forma a homogeneizar o melhor possível os organismos e permitir uma contagem representativa. Um volume conhecido de amostra era colocado numa câmara de contagem da HYDRO-BIOS KIEL (figura 30), de 25 mm de diâmetro.

Na identificação e contagem dos organismos utilizou-se um microscópio de inversão Leica, modelo DMIL (figura 31), tendo acoplado um sistema de aquisição de imagens e vídeos (figura 32). Os organismos de maiores dimensões foram contados em toda a câmara de contagem na ampliação de 100 X, enquanto os

organismos de menores dimensões foram contados em transectos de 0,075 mm de lado na zona central da câmara, na ampliação de 400 X. Os resultados foram expressos em número de indivíduos por mililitro (n° de ind/mL).

Tabela 16- Características da câmara de contagem

Dimensões em <i>mm</i>	
diâmetro	25
distância entre as duas linhas do transecto	0,075

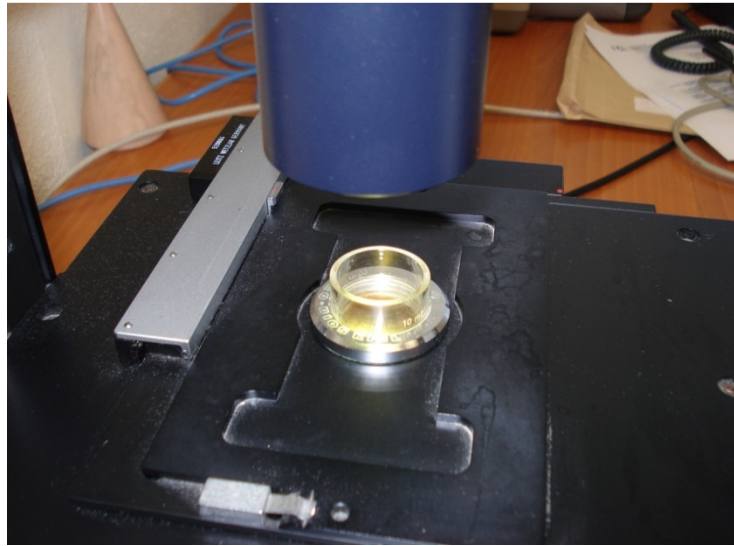


Figura 30 - Câmara de contagem HYDRO-BIOS KIEL

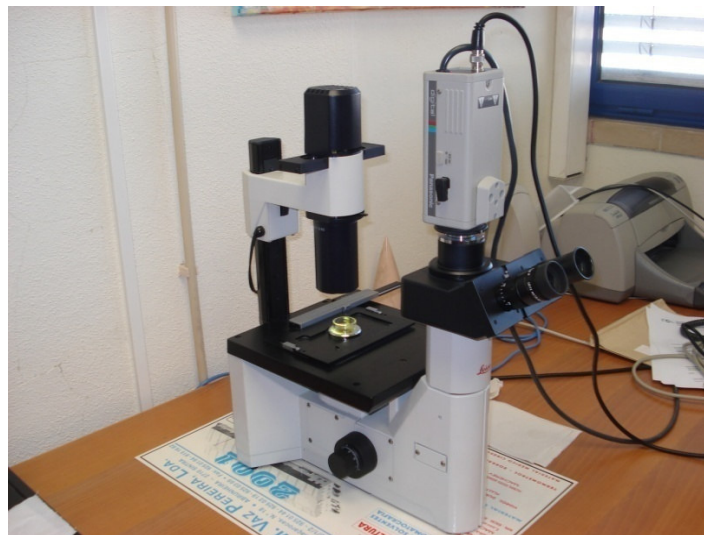


Figura 31 - Microscópio Leica, modelo DMIL

Nas amostras recolhidas nos pontos 3, 4 e 5 utilizou-se um volume de 1 mL na câmara de contagem, enquanto as amostras colhidas nos pontos 6 e 7, o volume utilizado na contagem dos organismos foi de 5 mL.



Figura 32 - Sistema de aquisição de imagens

Nas amostras recolhidas no ponto 10, utilizou-se o volume de 1 mL, mas apenas foi efectuada uma análise qualitativa atendendo a que o número de organismos era muito elevado e, conseqüentemente impossível de contar. A classificação qualitativa efectuou-se de 0 a 5, onde 0 significa a ausência dos microrganismos, e 5 significa grande abundância.

Na identificação dos seres vivos utilizaram-se chaves descritas por Jahn *et al.* (1944), Berk (1993), Patterson e Hedley (1996), Eikelboom (2000) e Streble e Krauter (2006). A classificação dos organismos foi efectuada ao nível do género, como é o caso dos Tardígrados, mas sempre que possível foi efectuada ao nível da espécie, como é o caso de *Arcella hemisphaerica*, *A. discoides* e *A. megastoma*.

As avaliações qualitativas do sistema com base nas espécies predominantes foram efectuadas tendo em vista as descrições de Madoni (1994) e Figueiredo *et al.* (1997).

3.2.4. Modelos utilizados no estudo comparativo

A avaliação qualitativa do floco biológico foi efectuada segundo a metodologia de Madoni (1994) e Eikelboom (2000) referida no capítulo anterior.

No estudo comparativo, utilizou-se os modelos de De Marco *et al.* (1991) e de Madoni (1994).

- **Modelo de De Marco *et al.* (1991)**

Após a contagem dos organismos presentes no tanque de arejamento, efectuou-se o cálculo para a densidade total de protozoários. Posteriormente, relacionou-se os resultados obtidos com uma das três categorias propostas por De Marco *et al.* para sistemas de tratamento por lamas activadas.

- **Modelo de Madoni (1994)**

Após a contagem dos organismos presentes no tanque de arejamento, procedeu-se à determinação do SBI, com base nos grupos dominantes, na densidade total da microfauna, no número total de unidades taxonómicas que constituem a microfauna e no número de pequenos flagelados.

Em primeiro lugar, verificou-se qual o grupo de microrganismos que apresentava maior número. Posteriormente, calculou-se o número total de organismos presentes. Se o número total de organismos for superior a 10^3 , então escolhe-se o valor do SBI da primeira linha, se for inferior, opta-se pelo valor de SBI da segunda linha da tabela 6.

Relativamente, às 4 categorias: > 10 , $8 - 10$, $5 - 7$ e < 5 , escolheu-se a primeira, uma vez que existem 22 unidades taxonómicas que constituem a microfauna de lamas activadas (tabela 6).

Para a escolha do F, ou seja, do número de pequenos flagelados presentes no tanque de arejamento, o valor admitido neste trabalho, foi sempre o da segunda coluna ($10 < F < 100$), uma vez que a presença de destes organismos era bastante elevada.

Foi efectuada a média dos valores de SBI obtidos no tanque de arejamento para cada amostragem.

Efectuou-se a conversão do valor obtido do SBI, conforme a tabela 6, obtendo-se a classe (I, II, III e IV) e características do sistema de tratamento ao longo do estudo.

- **Avaliação qualitativa de Figueiredo *et al.* (1997) e Madoni (1994)**

Para se efectuar a avaliação qualitativa, determinou-se para cada amostragem as espécies dominantes no processo de tratamento, e com base nas tabelas 4 e 5, relacionou-se os organismos indicadores das condições de depuração com o desempenho da ETAR.

3.3. Tratamento de Dados

Os resultados obtidos ao longo do estudo foram sujeitos a tratamento estatístico com o auxílio do programa Excel 2007, de modo a obter-se a estatística descritiva para os vários parâmetros em estudo.

Para a concentração de vários parâmetros físico-químicos e contagem de organismos, foi calculada a média para um nível de confiança de 95%. A partir do gráfico que contém esta informação poderá retirar-se a localização e dispersão dos parâmetros.

As correlações efectuadas entre os parâmetros físico-químicos, entre físico-químicos e biológicos e entre biológicos, foram verificadas pelo método de correlação de *Pearson*.

4. Resultados e Discussão

Neste capítulo, são apresentados e discutidos os resultados obtidos ao longo do estudo, relativamente aos parâmetros físico-químicos e biológicos.

4.1. Parâmetros físico-químicos

Os resultados referentes aos parâmetros físico-químicos encontram-se tabelados no anexo I. O comportamento dos parâmetros físico-químicos, a eficiência de remoção nos decantadores e no processo global e a correlação entre eles, durante o processo de tratamento, podem ser observados da figura 33 à 46, e da tabela 17 à 23.

Na tabela 17 registam-se os valores médios dos vários parâmetros analisados, para o efluente bruto e efluente final, bem como a eficiência de remoção desses parâmetros, no sistema de tratamento.

Tabela 17 - Concentrações médias e intervalos de confiança de 95 % dos parâmetros analisados na ETAR da ZIA.

Parâmetros	Efluente bruto (mg/L)	Efluente final (mg/L)	Eficiência da ETAR (%)
CBO ₅	247 ± 127	7 ± 4	98 ± 5
CQO	653 ± 322	95 ± 59	87 ± 13
SST	481 ± 325	20 ± 3	94 ± 8
SSV	392 ± 255	19 ± 2	94 ± 9

Analisando a figura 33, verifica-se que os valores mais elevados de CBO₅ para o efluente bruto e desarenador observaram-se em 15 de Outubro. O valor mais elevado deste parâmetro para a entrada do tanque de arejamento foi registado em 22 de Outubro, enquanto a meio do tanque, é mais elevado a 5 de Novembro.

Relativamente aos decantadores, os valores máximos foram registados a 10 de Setembro, decrescendo para 9 mg O₂/L de CBO₅ a 5 de Novembro, traduzindo-se numa boa eficiência de remoção de CBO₅, sendo esta de 99 %.

Na figura 34 apresentam-se os valores de CBO₅ à entrada e no meio do tanque de arejamento, verificando-se que ao longo das várias amostragens o valor de CBO₅ à entrada do tanque de arejamento (ponto 3) é superior ao ponto 4 (meio do tanque), à excepção do dia 5 de Novembro. As colheitas de

amostras foram realizadas logo após a recirculação de lamas, levando conseqüentemente, a um aumento do CBO₅ na entrada do tanque de arejamento.

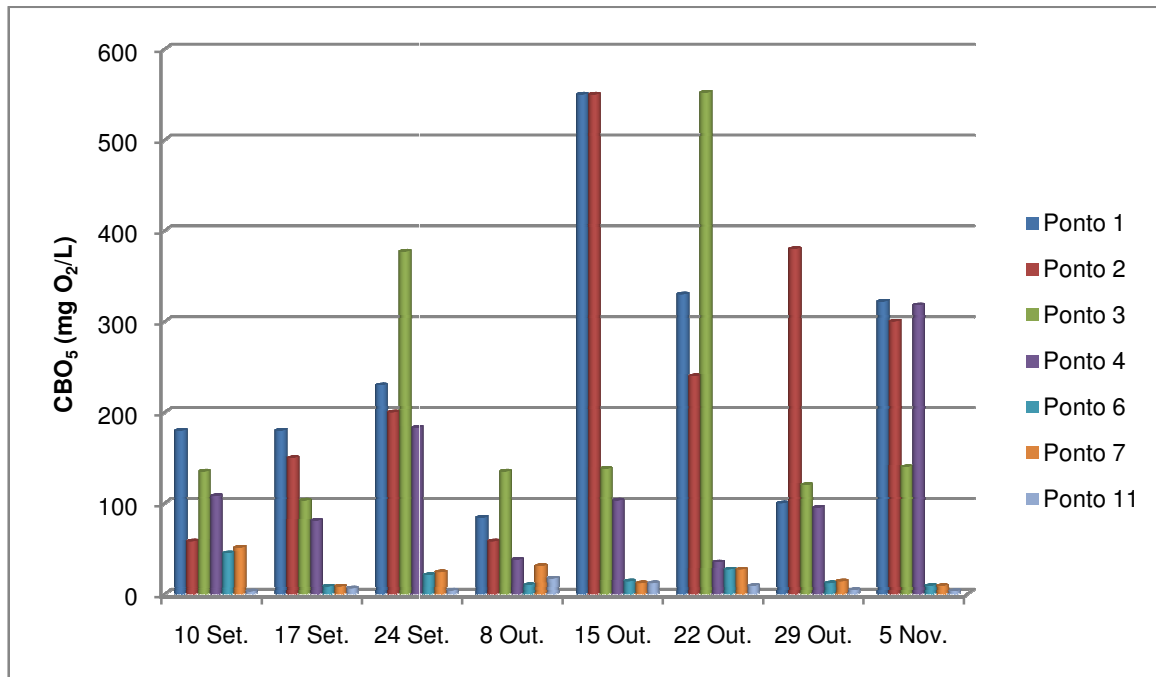


Figura 33 – Evolução da CBO₅ nos vários pontos de colheita e ao longo do estudo.

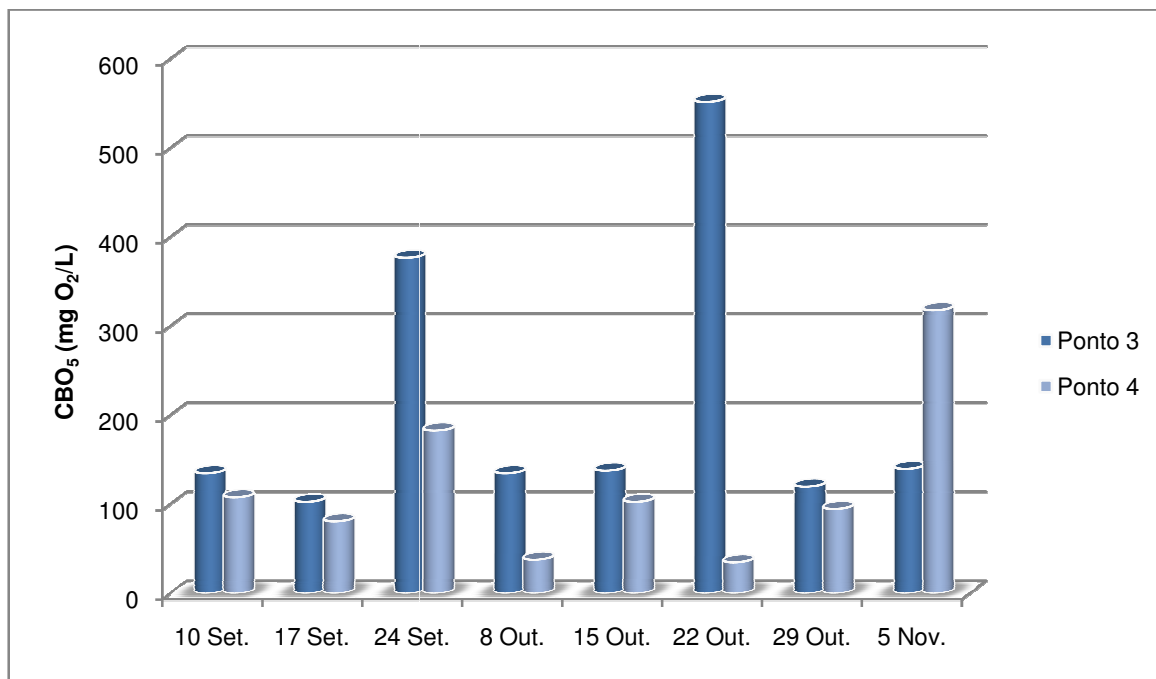


Figura 34 – Evolução da CBO₅ no tanque de arejamento ao longo do estudo.

Na tabela 18 apresentam-se as eficiências de remoção da CBO_5 ao longo do processo de tratamento no decorrer do estudo. O decantador 1 apresentou uma melhor eficiência na remoção do CBO_5 , comparativamente com o decantador 2. A maior eficiência dos decantadores observou-se a 5 de Novembro. Relativamente à eficiência de remoção de CBO_5 no processo global, o valor médio foi de 98 %, tendo variado entre 80 % e 99 %.

Tabela 18 – Eficiência de remoção da CBO_5

Data	Tanque de arejamento (%)	Decantador secundário 1 (%)	Decantador secundário 2 (%)	Processo global (%)
10-Set-07	40	58	53	98
17-Set-07	55	90	90	97
24-Set-07	20	89	87	98
08-Out-07	55	74	18	80
15-Out-07	81	86	88	98
22-Out-07	89	23	23	97
29-Out-07	5	87	85	96
05-Nov-07	1	97	97	99
Valores médios	48	87	86	98

A figura 35 apresenta os valores médios da CBO_5 , para os vários pontos de colheita do sistema de tratamento, verificando-se que o valor médio da CBO_5 decresce gradualmente ao longo do sistema de tratamento.

Verifica-se, também, que o valor de CBO_5 mais baixo corresponde ao do efluente final, o que demonstra uma redução da matéria orgânica ao longo do sistema de tratamento, sendo esta remoção mais significativa, uma vez que sofreu tratamento secundário.

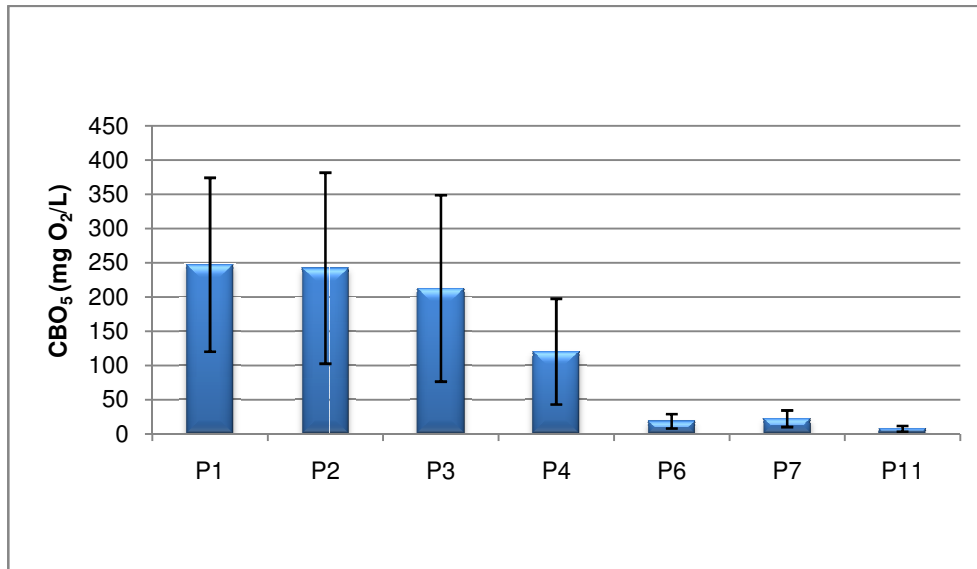


Figura 35 – Valores médios e nível de confiança de 95 % para a CBO5 nos pontos 1, 2, 3, 4, 6, 7 e 11.

Analisando a figura 36, verifica-se que os valores mais elevados de CQO são os relativos aos pontos de colheita 3 (entrada do tanque de arejamento) e 4 (a meio do tanque de arejamento), sugerindo elevada carga orgânica e que é uma consequência da recirculação de lamas.

O valor mais elevado deste parâmetro à entrada do tanque de arejamento verificou-se a 22 de Outubro, enquanto a meio do tanque de arejamento, é mais elevado a 17 de Setembro.

Relativamente aos decantadores, os valores máximos de CQO, observaram-se nas amostragens realizadas a 10 e 17 de Setembro, decrescendo ao longo do estudo, traduzindo-se numa boa eficiência de remoção de CQO. A eficiência de remoção da CQO atingiu valores de 99 % nos dias 22 e 29 de Outubro, e 5 de Novembro, para ambos os decantadores, e a 8 de Outubro para o decantador 2. O valor mais baixo de CQO observado à saída dos decantadores, registou-se a 22 de Outubro.

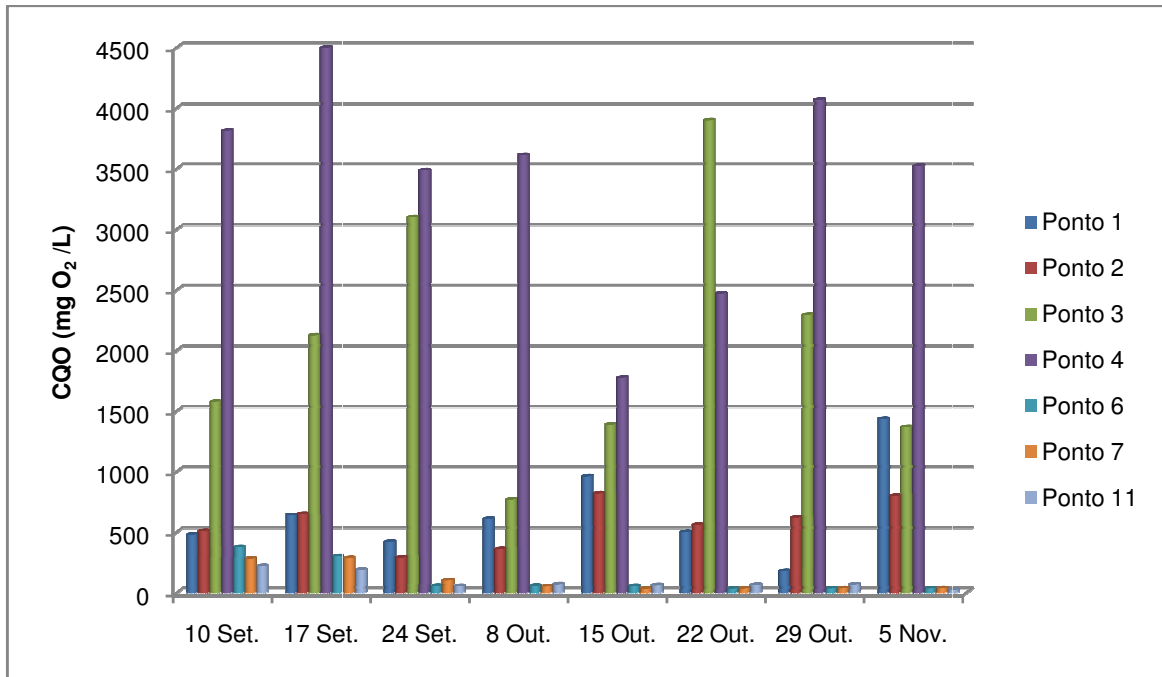


Figura 36 – Evolução da CQO nos vários pontos de colheita e ao longo do estudo.

Na figura 37 apresentam-se os valores de CQO à entrada e no meio do tanque de arejamento, ao longo do tempo de colheita, verificando-se que ao longo das várias amostragens o valor de CQO no ponto 3 é sempre inferior ao ponto 4, excepto no dia 22 de Outubro, onde a CQO é visivelmente mais elevada no ponto 3.

Poderá ter sido uma consequência da recirculação das lamas ou do caudal. O valor máximo registado para a CQO foi de 4500 mg O₂/L e verificou-se a 17 de Setembro no ponto 4.

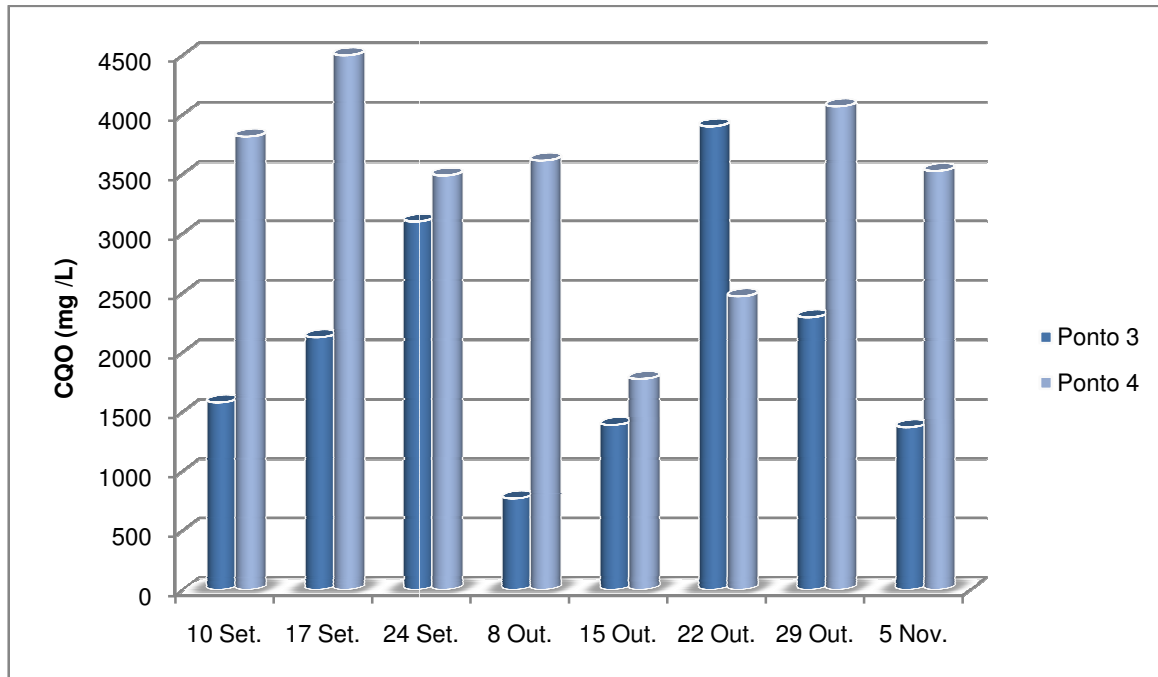


Figura 37 – Evolução da CQO no tanque de arejamento ao longo do estudo.

Na tabela 19 registam-se eficiências de remoção da CQO ao longo do processo de tratamento durante o período em que decorreu o estudo. O decantador 1 apresentou uma eficiência menor relativamente ao decantador 2, na remoção da CQO. No entanto, nas últimas amostragens, a eficiência de remoção foi idêntica.

A maior eficiência dos decantadores observou-se nas últimas amostragens, o que poderá ser uma consequência da estabilização do processo de tratamento. Relativamente à eficiência de remoção de CQO no processo global, este foi aumentando gradualmente ao longo do estudo, sendo máximo na última amostragem.

Tabela 19 – Eficiência de remoção da CQO

Data	Decantador secundário 1 (%)	Decantador secundário 2 (%)	Processo global (%)
10-Set-07	90	93	54
17-Set-07	93	94	70
24-Set-07	98	97	87
08-Out-07	98	99	89
15-Out-07	97	98	93
22-Out-07	99	99	87
29-Out-07	99	99	62
05-Nov-07	99	99	98
Valores médios	98	99	87

A figura 38 apresenta os valores médios da CQO, para os vários pontos de colheita do sistema de tratamento, verificando-se que o valor médio da CQO aumenta de forma significativa, do ponto 3 para o ponto 4, e diminui ligeiramente, do ponto 1 para o ponto 2. Verifica-se que o valor de CQO mais baixo corresponde ao do efluente final, o que demonstra uma redução da matéria orgânica ao longo do sistema de tratamento, sendo esta remoção mais significativa, possivelmente, devido ao tratamento secundário.

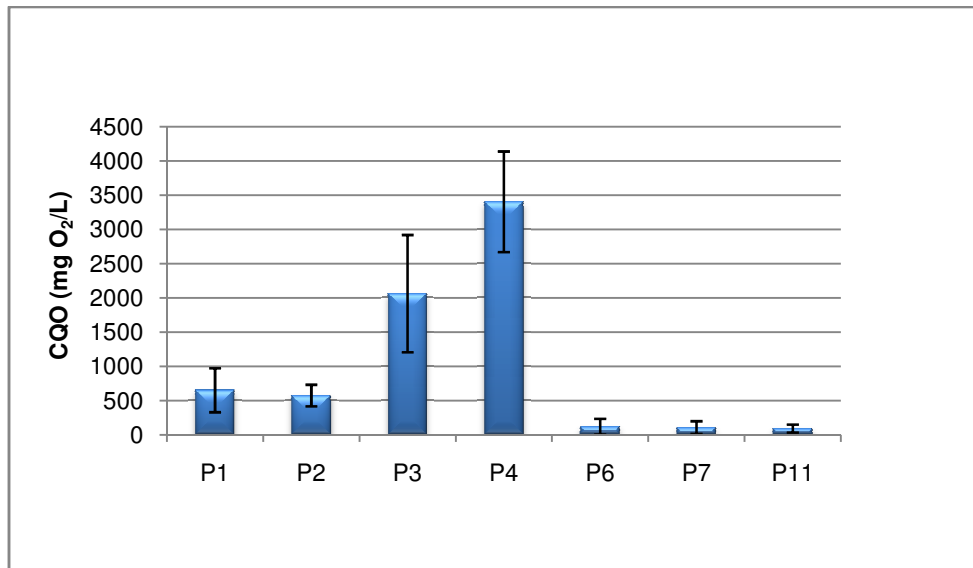


Figura 38 - Valores médios e nível de confiança de 95 % para a CQO nos pontos 1, 2, 3, 4, 6, 7 e 11.

A Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO₅) corresponde à quantidade de oxigênio consumido na degradação da matéria orgânica por processos biológicos. A Carência Química de Oxigênio (CQO) corresponde à quantidade de oxigênio consumido na degradação da matéria orgânica por processos químicos, sem a presença de microrganismos.

De forma a poder controlar os processos de tratamento de um efluente, é importante avaliar a biodegradabilidade de um efluente, relacionando a CBO_5 com a CQO. Os valores típicos de CBO_5/CQO para um efluente doméstico situam-se entre os 0,4 e 0,6.

Quando a relação CBO_5/CQO tende para “zero”, o efluente caracteriza-se por ser um efluente de difícil tratamento biológico. Quando a relação CBO_5/CQO tende para “um”, o efluente caracteriza-se por ser de fácil tratamento biológico.

Através da análise dos resultados obtidos para estes parâmetros, e usando a relação descrita anteriormente, o efluente bruto é de difícil tratamento biológico, no dia 8 de Outubro, e de fácil tratamento biológico, nos dias: 10 e 24 de Setembro, 15, 22 e 29 de Outubro.

Os parâmetros CBO_5 e CQO, tiveram ao longo do estudo, comportamentos diferentes: a concentração média da CBO_5 decresceu desde a entrada na ETAR, até a meio do tanque de arejamento, enquanto a concentração média da CQO aumentou.

Relativamente à concentração média da CBO_5 nos decantadores, esta é foi menor no decantador 1 (P6), ao contrário do que aconteceu com a concentração média da CQO.

A concentração média da CBO_5 no ponto 3 foi sempre superior à concentração média da CBO_5 no ponto 4, excepto em 5 de Novembro, enquanto a concentração média da CQO no ponto 3, foi sempre inferior à concentração média da CQO no ponto 4, excepto em 22 de Outubro.

Relativamente às eficiências de remoção da CBO_5 e da CQO no processo global, estas foram respectivamente: 98 % e 87 %, o que significa que a ETAR foi mais eficiente na remoção da CBO_5 .

Analisando a figura 39, verifica-se que os valores mais elevados de SST observam-se nos pontos 3 e 4.

A 10 de Setembro registou-se o valor mais elevado (6000 mg/L) deste parâmetro no ponto 4. Relativamente aos decantadores, os valores mínimos foram registados em 22 e 29 de Outubro.

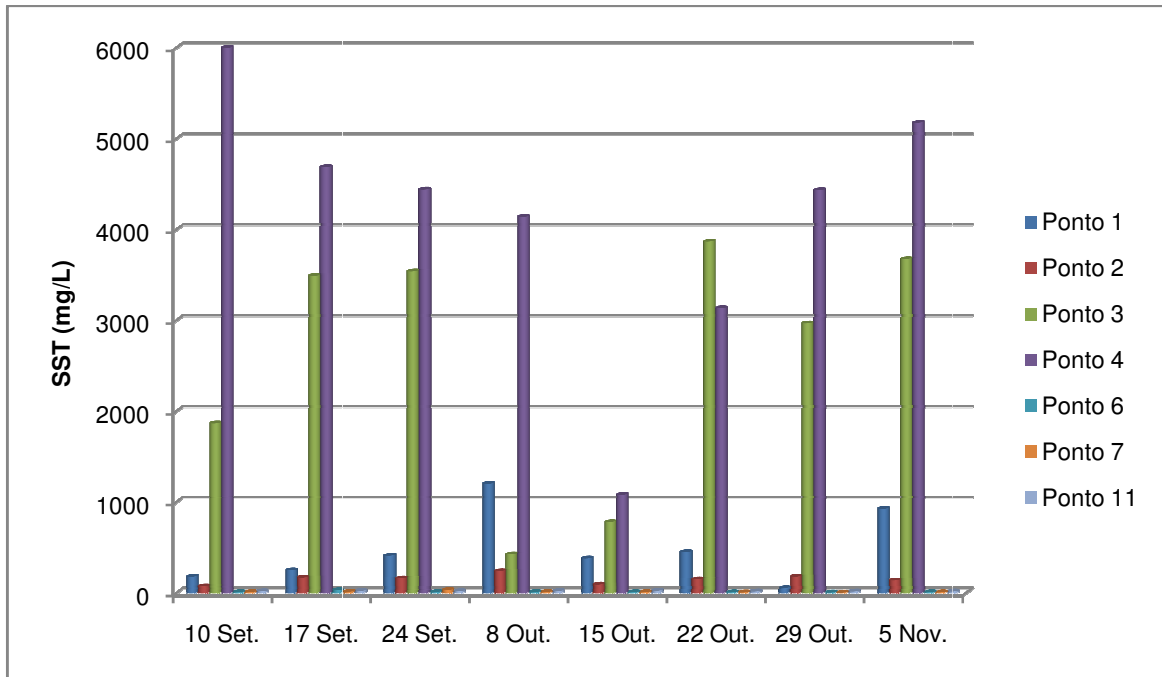


Figura 39 – Evolução dos SST nos vários pontos de colheita e ao longo do estudo.

Na figura 40 apresentam-se os valores de SST à entrada e no meio do tanque de arejamento, ao longo do tempo de colheita, verificando-se que ao longo das várias amostragens, o valor de SST no ponto 3 foi sempre inferior ao ponto 4, excepto a 22 de Outubro. No que diz respeito ao ponto 3, o valor mais elevado registou-se a 22 de Outubro, e o mais baixo, a 8 de Outubro. Relativamente ao ponto 4, o valor mais elevado registou-se a 10 de Setembro, e o mais baixo, a 15 de Outubro.

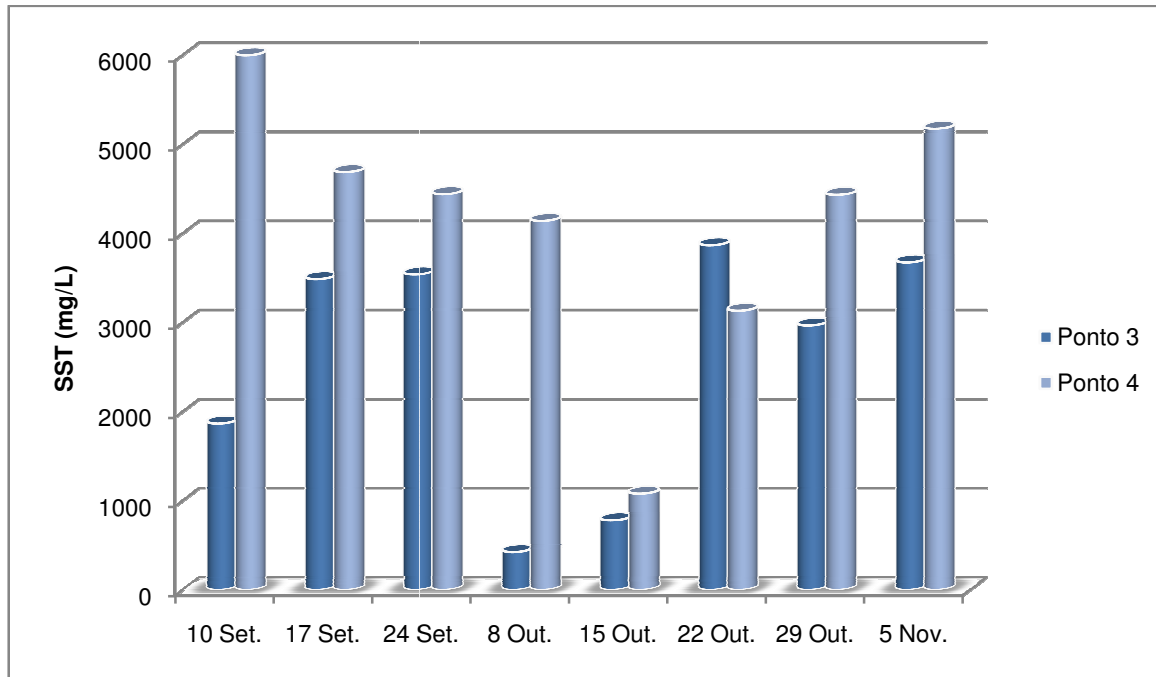


Figura 40 – Evolução dos SST no tanque de arejamento ao longo do estudo.

Na tabela 20 apresentam-se as eficiências de remoção de SST ao longo do processo de tratamento no decorrer do estudo. Verifica-se que ambos os decantadores têm uma excelente eficiência na remoção de SST, atingindo em 25 % das colheitas valores de 99 %, e em 75 % das colheitas valores de 100 %. Relativamente à eficiência de remoção de SST no processo global, o valor médio foi de 94 %, tendo variado entre 69 % e 98 %. As maiores eficiências ocorreram a 8 Outubro e 5 Novembro.

A figura 41 apresenta os valores médios da SST, para os vários pontos de colheita do sistema de tratamento, verificando-se que o valor médio da SST aumenta ao longo do sistema de tratamento, à excepção do ponto 2.

Os resultados obtidos para os SST tiveram uma evolução muito semelhante aos obtidos para a CQO, uma vez que a concentração média da CQO decresce desde a entrada na ETAR, até meio do tanque de arejamento, tal como aconteceu com a concentração média dos SST.

Tabela 20 – Eficiência de remoção dos SST

Data	Decantador Secundário 1 (%)	Decantador Secundário 2 (%)	Processo global (%)
10-Set-07	100	100	89
17-Set-07	99	100	90
24-Set-07	100	99	95
08-Out-07	100	100	98
15-Out-07	99	99	93
22-Out-07	100	100	96
29-Out-07	100	100	69
05-Nov-07	100	100	98
Valores médios	99,75	99,76	94,27

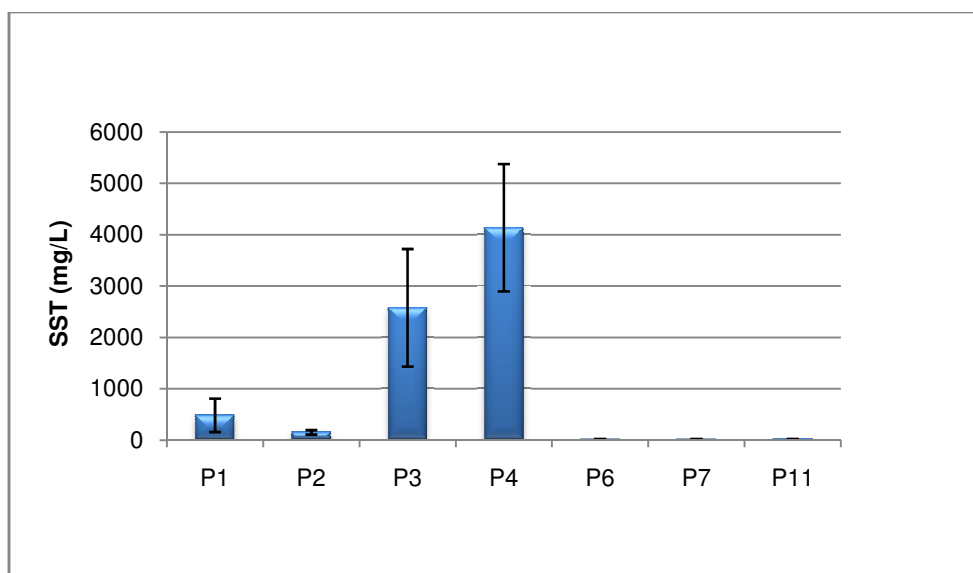


Figura 41 - Valores médios e nível de confiança de 95 % para os SST nos pontos: 1,2,3,4, 6, 7 e 11.

Os resultados obtidos para os SST tiveram uma evolução muito semelhante aos obtidos para a CQO, uma vez que a concentração média da CQO decresce desde a entrada na ETAR, até meio do tanque de arejamento, tal como aconteceu com a concentração média dos SST. Relativamente à concentração média dos SST nos decantadores, esta foi maior no decantador 2 (P7). Para o parâmetro CQO, a concentração média foi maior no decantador 1 (P6).

A concentração média dos SST no ponto 3 é sempre inferior à concentração média dos SST no ponto 4, excepto a 22 de Outubro. O mesmo se verificou relativamente à concentração média de CQO.

Relativamente às eficiências de remoção dos SST e da CQO no processo global, estas foram respectivamente: 94 % e 87 %.

Analisando a figura 42, verifica-se que os valores mais elevados de SSV são relativos aos pontos 3 e 4, tal como se verificou para os parâmetros CBO_5 , CQO e SST. O valor máximo observado, foi de 3775 mg/L, e ocorreu no ponto 4, a 5 de Novembro. Relativamente aos decantadores, os valores mínimos registaram-se a 22 e 29 de Outubro, tal como se referiu para os SST.

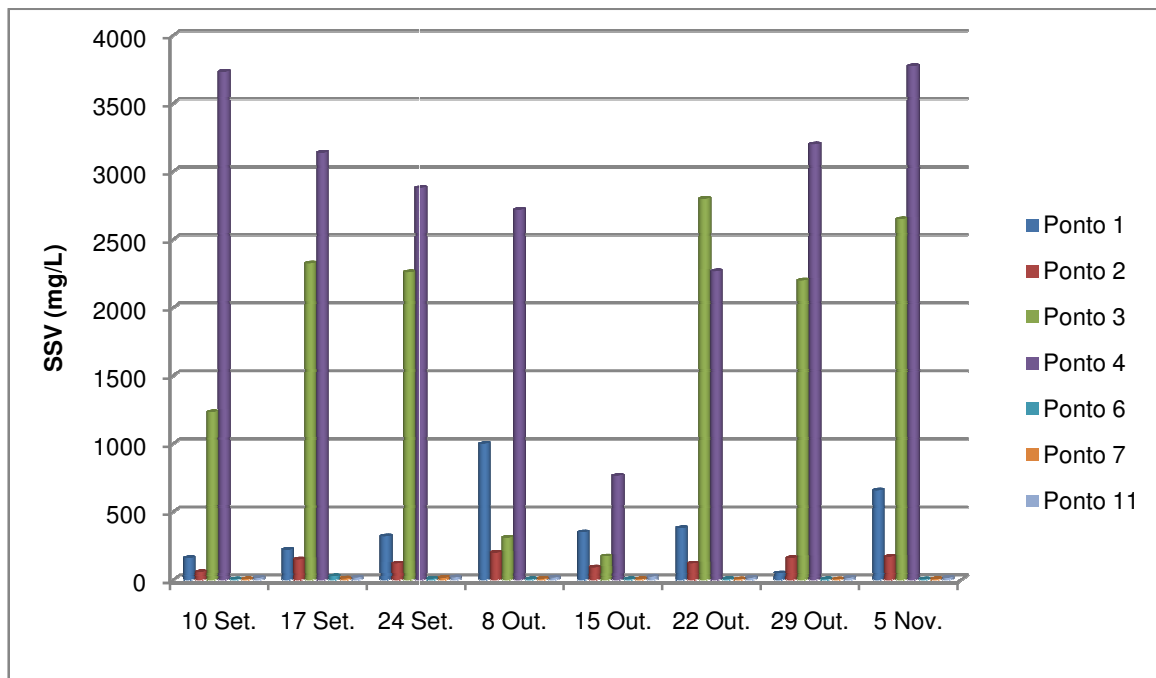


Figura 42 – Evolução dos SSV nos vários pontos de colheita e ao longo do estudo.

Na figura 43 apresentam-se os valores de SSV à entrada e no meio do tanque de arejamento, verificando-se que ao longo das várias amostragens o valor de SSV à entrada do tanque de arejamento (ponto 3) foi sempre inferior ao ponto 4 (meio do tanque), à excepção do dia 22 de Outubro, que corresponde também, ao valor máximo deste parâmetro no ponto 3. O valor de SSV para o ponto 3 registou-se a 8 de Outubro. Para o ponto 4, o valor mais elevado registou-se a 5 de Novembro, e o mais baixo, a 15 de Outubro.

Na tabela 21 apresentam-se as eficiências de remoção dos SSV ao longo do processo de tratamento no decorrer do estudo. Verifica-se que a eficiência do processo global é máxima a 8 de Outubro, e mínima a

29 de Outubro, o que acontece também com o parâmetro SST, indicando que estes estão bastante relacionados. Relativamente à eficiência dos decantadores, ambos foram bastante eficientes na remoção dos SSV, tal como aconteceu para a remoção de SST.

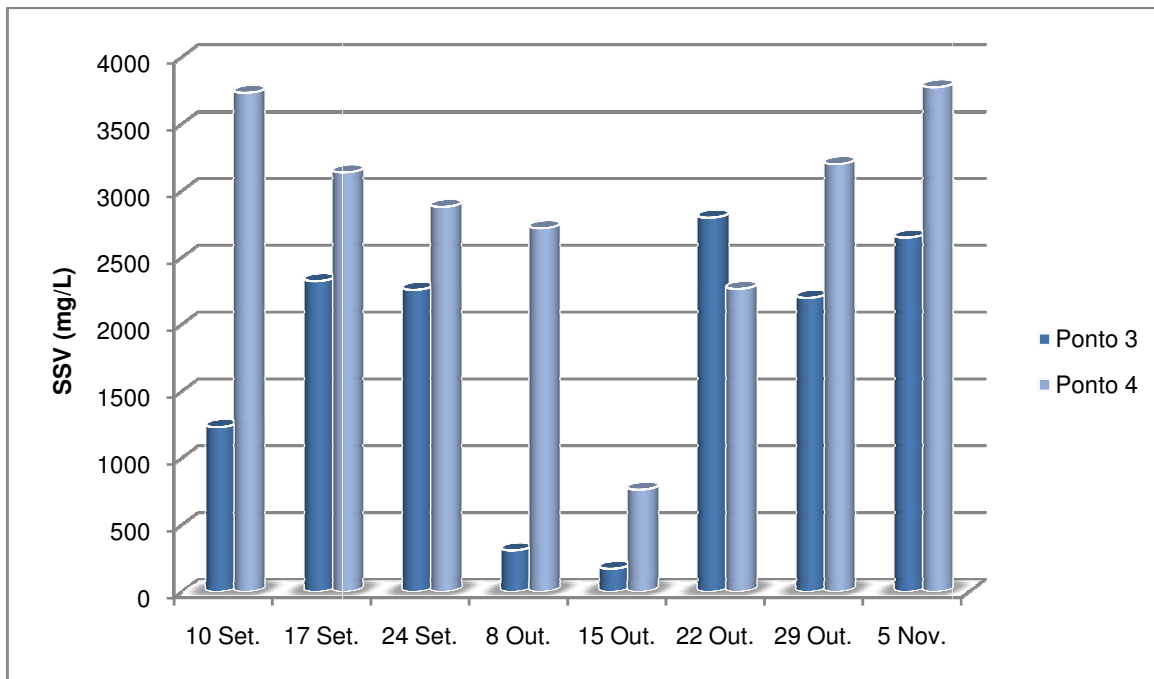


Figura 43 – Evolução dos SSV no tanque de arejamento ao longo do estudo.

Tabela 21 – Eficiência de remoção dos SSV

Data	Decantador secundário 1 (%)	Decantador secundário 2 (%)	Processo global (%)
10-Set-07	100	100	89
17-Set-07	99	100	92
24-Set-07	100	99	94
08-Out-07	100	100	98
15-Out-07	99	99	93
22-Out-07	100	100	96
29-Out-07	100	100	65
05-Nov-07	100	100	97
Valores médios	99,74	99,71	93,46

A figura 44 apresenta os valores médios da SSV, para os vários pontos de colheita do sistema de tratamento, verificando-se que o valor médio da SSV aumentou gradualmente ao longo do sistema de tratamento, até ao ponto 4 (meio do tanque de arejamento).

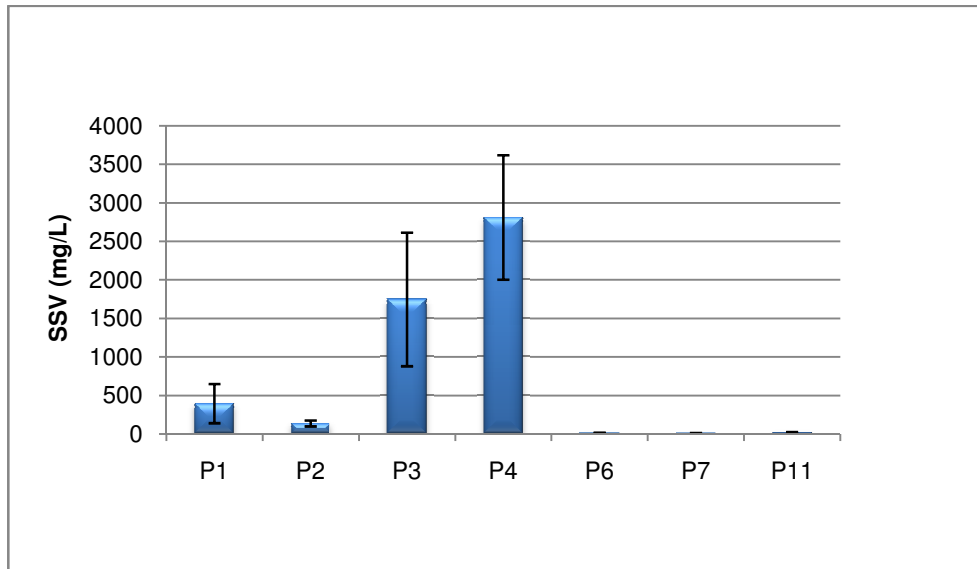


Figura 44 - Valores médios e nível de confiança de 95 % para os SSV nos pontos: 1, 2, 3, 4, 6, 7 e 11.

A análise dos resultados obtidos ao longo do estudo permite relacionar os parâmetros efectuados. Observando a tabela 22 verifica-se que a correlação entre os parâmetros SST e SSV é bastante elevada. Verifica-se, ainda, uma correlação significativa entre os parâmetros CQO e SST e, entre CQO e SSV. Na tabela 23 pode observar-se que, para as correlações mais significativas, o valor de p é muito inferior a 0,05.

Tabela 22 – Correlação entre parâmetros físico-químicos

	CBO ₅	CQO	SST	SSV
CBO ₅	1			
CQO	0,357	1		
SST	0,239	0,950	1	
SSV	0,256	0,945	0,996	1

Tabela 23 – Valor de p e de F para a correlação entre parâmetros físico-químicos

Correlação	Valores de p	Valores de F
CBO ₅ /CQO	0,007	7,89
CBO ₅ /SST	0,077	3,26
CBO ₅ /SSV	0,057	3,79
CQO/SST	5,82E-29	499,54
CQO/SSV	6,32E-28	452,82
SST/SSV	8,21E-59	6992,71

Analisando a figura 45, verifica-se uma forte correlação entre os parâmetros SST e CQO. Observa-se que os pontos relativos aos parâmetros em estudo não ficaram situados sobre a mesma recta, mas que, também não estavam aleatoriamente distribuídos. De facto, os pontos concentram-se ao longo da linha, mostrando uma tendência, havendo uma relação positiva forte entre os parâmetros. Verifica-se que a correlação entre os parâmetros SST e CQO é mais forte, para concentrações mais baixas.

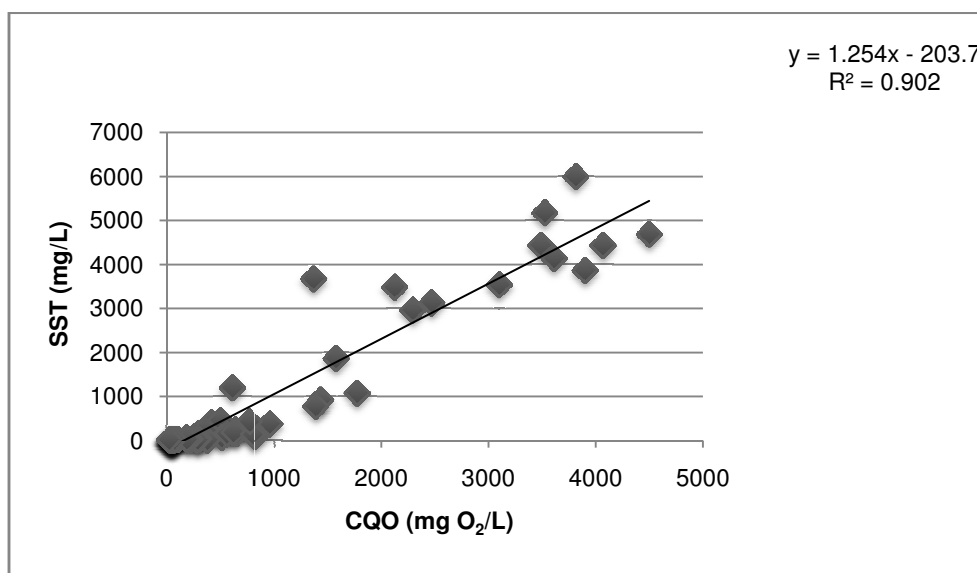


Figura 45 - Gráfico de dispersão dos valores de SST e CQO

Analisando a figura 46, verifica-se uma forte correlação entre os parâmetros SSV e CQO. Verifica-se, tal como acontece no gráfico da figura 45, que a correlação entre os parâmetros SSV e CQO é mais forte para concentrações mais baixas destes parâmetros.

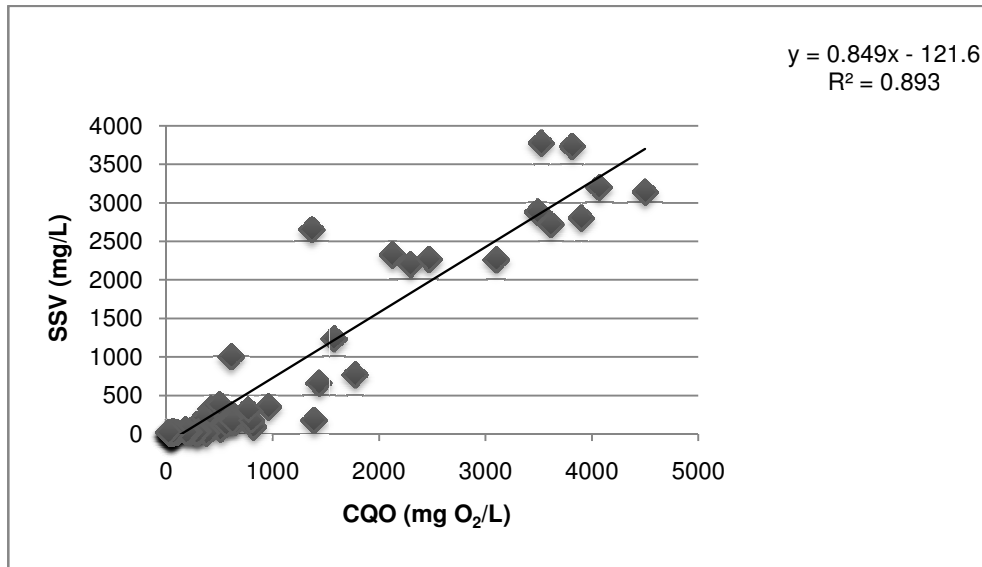


Figura 46 - Gráfico de dispersão dos valores de SSV e CQO

4.2. Parâmetros biológicos

4.2.1. Observação microscópica dos flocos biológicos

Ao longo do período estudado, as características morfológicas dos flocos biológicos no tanque de arejamento, determinadas qualitativamente, evidenciaram condições de estabilidade biológica do sistema de tratamento.

Os flocos presentes no tanque de arejamento apresentaram-se, no decorrer das amostragens, mais compactos, redondos e castanhos - escuro, ou seja, os flocos tornaram-se mais robustos com o decorrer do tempo. Este tipo de flocos, mais robustos e, conseqüentemente, mais pesados, sedimentam mais rapidamente, contribuindo para aumentar a eficiência na remoção da matéria orgânica, como se referiu anteriormente na análise dos parâmetros físico-químicos.

A presença de bactérias livres, foi mais visível no início do estudo, principalmente nas três primeiras amostragens. Raramente foram observados organismos filamentosos. Verificou-se que associadas à estrutura dos flocos, estiveram sempre presentes as tecamebas, principalmente *Euglypha sp.* e *Arcella sp.*. Estes protozoários são considerados indicadores de elevada idade de lamas, baixa relação de F/M e altas concentrações de oxigênio dissolvido, suficientes para nitrificação (Madoni, 1994; Lopes, 1996; Bento, 2002). As elevadas remoções de matéria orgânica obtidas através da CBO₅ para a ETAR da ZIA comprovam este facto.

Os resultados obtidos na ETAR da ZIA foram semelhantes aos que Bento *et al.* (2005) obtiveram em situações de elevada remoção de CBO_5 .

Assim, através da análise microscópica das lamas verificou-se que na maior parte das observações, em termos qualitativos, a lama apresentou boa qualidade.

A figura 47 representa a observação do floco biológico à entrada do tanque de arejamento (ponto 3) no dia 24 de Setembro (A), e no dia 5 de Novembro (B).

Como se referia anteriormente pode-se observar que os flocos no dia 5 de Novembro são mais robustos, compactos, de cor escura, e de maiores dimensões que os flocos biológicos presentes no dia 24 de Setembro.

Se observarmos o gráfico relativo ao comportamento da CBO_5 , no dia 24 de Setembro e 5 de Novembro, existe uma diferença nos valores deste parâmetro relativamente ao efluente clarificado de ambos os decantadores (1 e 2).

Na amostragem efectuada no dia 24 de Setembro, verificou-se uma maior concentração de CBO_5 à saída dos decantadores, comparando com a amostragem efectuada no dia 5 de Novembro, que foi 3 vezes inferior.

Se observarmos o gráfico relativo ao comportamento da CQO, também existe uma diferença entre o valor de CQO à saída de ambos os decantadores, no dia 24 de Setembro e no dia 5 de Novembro.

No dia 5 de Novembro o valor de CQO à saída dos decantadores é metade do valor de CQO no mesmo ponto no dia 24 de Setembro.

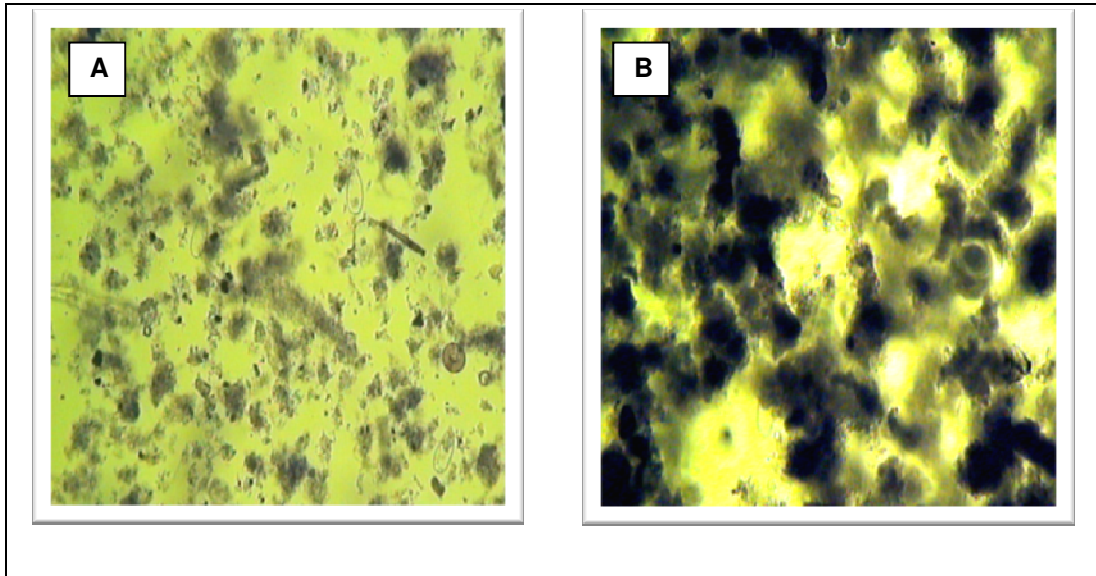


Figura 47 – Flocos biológicos (ampliação 100 X) observados no tanque de arejamento nos dias 24 de Setembro (A) e 5 de Novembro (B).

4.3.2. Identificação de protozoários e metazoários

Os indivíduos que constituem a microfauna da água residual da ETAR em estudo estão referidos na tabela 24, e os resultados da densidade populacional no Anexo II.

Como já foi referido anteriormente, as análises microscópicas foram efectuadas às amostras colhidas no tanque de arejamento, no poço de mistura de lammas, e no clarificado dos decantadores.

Tabela 24 – Protozoários e metazoários identificados neste estudo

Grupo	Classificação geral	Classificação específica
Ciliados	Ciliados predadores de flocos	<i>Aspidisca sp.</i>
	Ciliados nadadores livres	<i>Trachelophyllum sp.</i> Ciliado <i>Coleps nolandi</i> <i>Didinium nasutum</i> <i>Litonotus fasciola</i> <i>Acineta tuberosa</i> <i>Staurophrya elegans</i> <i>Tokophrya infusionum</i>
Amebas	Tecamebas	<i>Arcella discoides</i>

		<i>Arcella hemisphaerica</i> <i>Arcella megastoma</i> <i>Euglypha alveolata</i>
Flagelados	Fitoflagelados	<i>Euglena sp.</i>
Metazoários	Rotíferos	<i>Lecane luna</i> <i>Colurella uncinata</i> <i>Rotaria rotatoria</i>
	Nemátodes	<i>Monhystera simillis</i>
	Anelídeos	<i>Aeolosoma sp.</i>
	Tardígrados	<i>Tardígrado não identificado</i>
Outros	Diatomáceas	<i>Navicula sp.</i> <i>Nitzschia sp.</i>

Espécies observadas à entrada do tanque de arejamento

Euglena sp. (figura 48) foi observada em todas as amostras colhidas no ponto 3. Para esta espécie, registou-se um valor de densidade populacional mínimo no dia 8 de Outubro. Também se observaram diatomáceas como *Navícula sp.* (figura 49) e *Nitzschia sp.*, que tiveram um comportamento muito diferente, aparecendo a primeira, em muito maior número.

Relativamente aos ciliados nadadores livres, estes tiveram um comportamento bastante diferente entre si, principalmente no que se refere ao comportamento do ciliado não identificado (figura 53), onde foram registados valores elevados (comparativamente com os resto das espécies). *Trachelophyllum sp.* surgiu apenas a partir de 22 de Outubro e aumentou até dia 5 de Novembro.

Aspidisca sp. foi observada à entrada do tanque de arejamento e em todas as amostras. A densidade populacional foi decrescendo ao longo do estudo, observando-se a 29 de Outubro o valor máximo.

As Tecamebas foram bastante abundantes à entrada do tanque de arejamento, estando sempre presentes. No entanto, verificaram-se valores mais baixos de densidade populacional (Anexo II, tabela B.1.) no dia 24 de Setembro e 8 de Outubro.

Relativamente aos metazoários, estes apresentaram uma diminuição da densidade populacional, desde o início do estudo até 24 de Setembro. O valor mais elevado de densidade populacional foi registado a 15 de Outubro.

As espécies observadas no ponto 3, são uma consequência da recirculação das lamas.

Espécies observadas a meio do tanque de arejamento

Navicula sp. e *Nitzschia sp.* registaram um comportamento muito semelhante a meio do tanque de arejamento, sendo registado um valor máximo de densidade populacional, para ambas as espécies, na amostragem realizada a 24 de Setembro, por sua vez, *Euglena sp.* foi observada em todas as amostras colhidas no ponto 4, excepto no dia 29 de Outubro. A maior densidade populacional registou-se a 10 de Setembro.

Relativamente aos ciliados nadadores livres: *Trachelophyllum sp.* (figura 50), *Coleps nolandi* (figura 50), e *Didinium nasutum* (figura 51) verificou-se que estiveram ausentes das amostras colhidas nos dias 17 e 24 de Setembro. Por sua vez *Coleps nolandi* e *Didinium nasutum* não foram observados nas amostras colhidas no dia 8 de Outubro. Tal como aconteceu na entrada do tanque de arejamento, a meio do tanque, também se registou um elevado número da espécie designada por ciliado não identificado, sendo o seu valor máximo registado a 24 de Setembro.

Aspidisca sp. foi observado a meio do tanque de arejamento, em todas as amostras. A densidade populacional foi aumentando a partir da amostragem realizada no dia 8 de Outubro, registando-se o valor máximo a 5 de Novembro.

As Tecamebas são bastante abundantes neste ponto, estando sempre presentes. No entanto, verificaram-se valores mais baixos de densidade populacional (Anexo II, tabela B.2.) no dia 15 de Outubro.

Relativamente aos metazoários, estes apresentaram uma diminuição da densidade populacional, desde 10 de Setembro até 24 de Setembro, apresentado o valor mínimo nesta amostragem.

Espécies observadas à saída do tanque de arejamento

Navicula sp. e *Nitzschia sp.* tiveram um comportamento muito semelhante neste ponto comparativamente com os outros pontos de colheita já referidos, tendo sido registado o valor máximo de densidade

populacional, para *Navicula sp.* na amostragem realizada a 8 de Outubro, e para *Nitzschia sp.*, a 5 de Novembro. *Euglena sp.* foi observada em todas as amostras colhidas no ponto 5. O valor de densidade populacional mais elevado foi registado a 10 de Setembro e o valor mais baixo foi observado a 29 de Outubro.

Relativamente a *Trachelophyllum sp.* registou-se a sua ausência a 24 de Setembro, 8 e 29 de Outubro, e no dia 5 de Novembro, quando foi observado, o seu número foi significativo. A espécie *Coleps nolandi* apenas foi observada a 29 de Outubro. *Didinium nasutum* foi observado apenas nas amostras colhidas a 17 de Setembro e a 29 de Outubro. O ciliado não identificado foi a espécie observada com maior abundância, tendo-se verificado dois máximos, relativamente à sua densidade populacional, a 24 de Setembro e a 22 de Outubro.

Aspidisca sp. foi observada à saída do tanque de arejamento, em todas as amostras, excepto no dia 17 de Setembro. A densidade populacional foi aumentando ao longo do estudo, registando-se um valor mínimo a 17 de Setembro e um valor máximo a 5 de Novembro.

As Tecamebas são bastante abundantes neste ponto, estando sempre presentes. No entanto, verificaram-se valores mais baixos de densidade populacional (Anexo II, tabela B.3.) no dia 15 de Outubro. Relativamente aos metazoários a sua densidade populacional máxima foi registada a 15 de Outubro, decrescendo, a partir desta data, até 29 de Outubro, voltando a aumentar até 5 de Novembro.

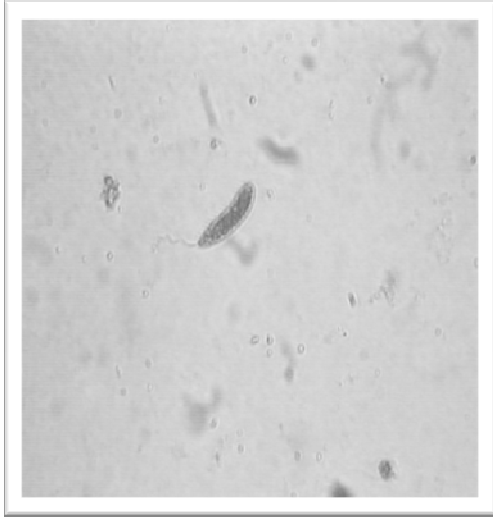
Espécies observadas à saída do clarificado dos decantadores

Comparando as espécies que surgem no efluente clarificado, pode verificar-se no Anexo II (Tabela B.4. e B.5.) que o decantador 1 apresenta uma maior riqueza específica do que o decantador 2. *Euglena sp.* surge em maior abundância no decantador 2, registando-se um valor máximo a 29 de Outubro. *Navicula sp.* possui um comportamento muito semelhante em ambos os decantadores, excepto no dia 22 de Outubro, onde se registou um valor máximo no decantador 1.

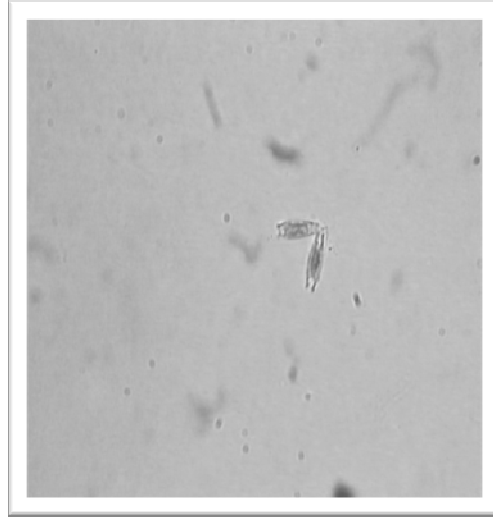
Relativamente aos ciliados nadadores livres, observou-se maior número no decantador 2, registando-se os valores máximos de densidade populacional no dia 8 de Outubro. *Aspidisca sp.* nem sempre foi observada em ambos os decantadores, e a sua densidade populacional foi muito baixa. Até 15 de Outubro, a densidade populacional foi superior no decantador secundário 1, depois atinge um máximo no decantador 2 a 15 de Outubro.

A densidade populacional das tecamebas foi sempre superior no decantador 2, atingindo um máximo a 17 de Setembro. O mesmo se verificou para os metazoários, onde o valor máximo de densidade populacional foi observado na amostra colhida a 8 de Outubro.

As figuras seguintes ilustram alguns protozoários, metazoários e diatomáceas identificados durante o estudo.



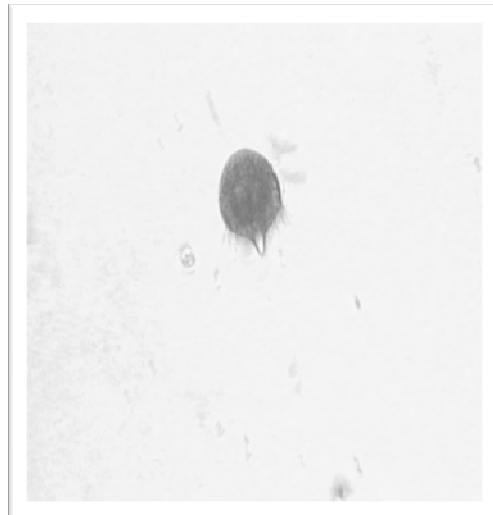
**Figura 48 – *Euglena* sp.
(ampliação 400X)**



**Figura 49 – *Navícula* sp.
(ampliação 400X)**



**Figura 50 – *Trachelophyllum* sp.
(ampliação 400X)**



**Figura 51 – *Didinium nasutum*
(ampliação 400X)**

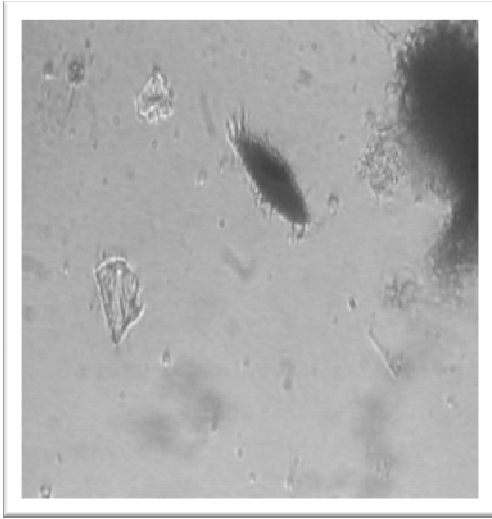


Figura 52 – Coleps nolandi
(ampliação 320X)

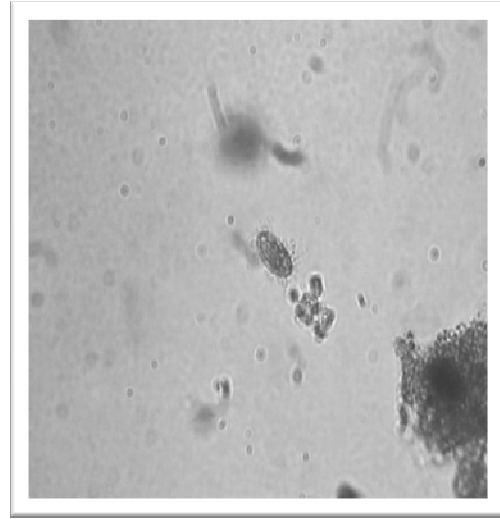


Figura 53 – Ciliado
(ampliação 400X)

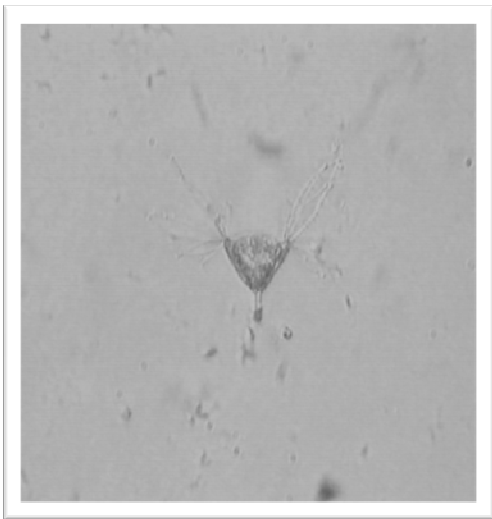


Figura 54 - Tokophrya infusionum
(ampliação 400X)

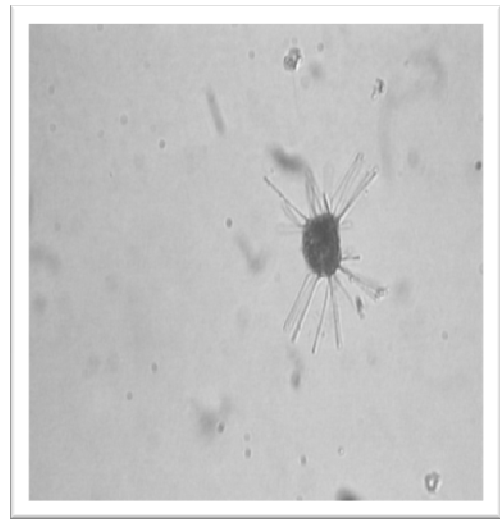


Figura 55 – Staurophrya elegans
(ampliação 400X)

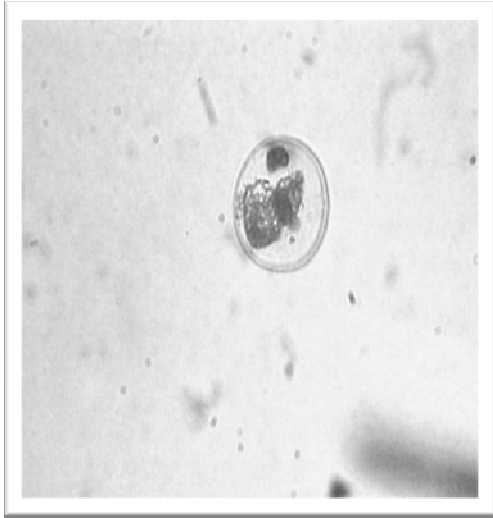


Figura 56 - *Arcella sp.*
(ampliação 400X)

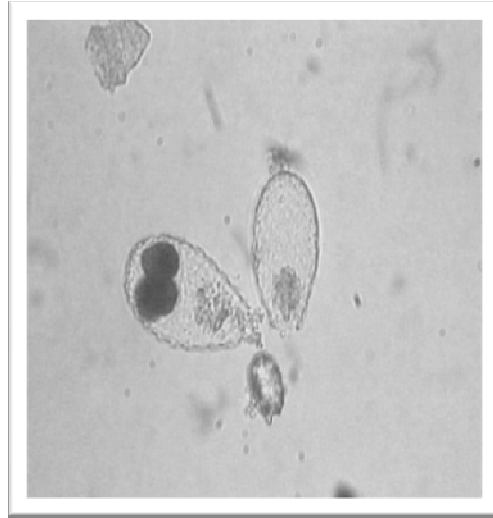


Figura 57 - *Euglypha sp.*
(ampliação 400X)

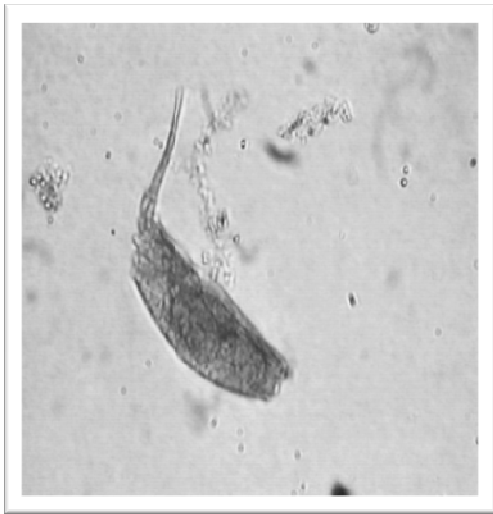


Figura 58 – *Colurella uncinata*
(ampliação 400X)

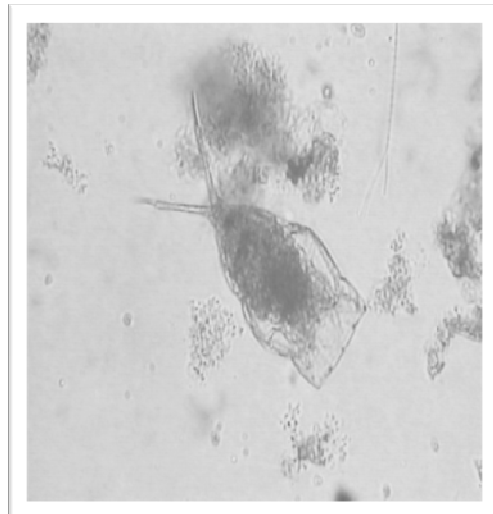
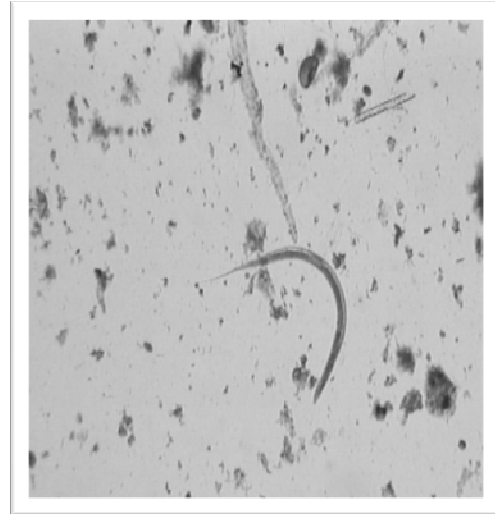


Figura 59 – *Lecane Luna*
(ampliação 400X)



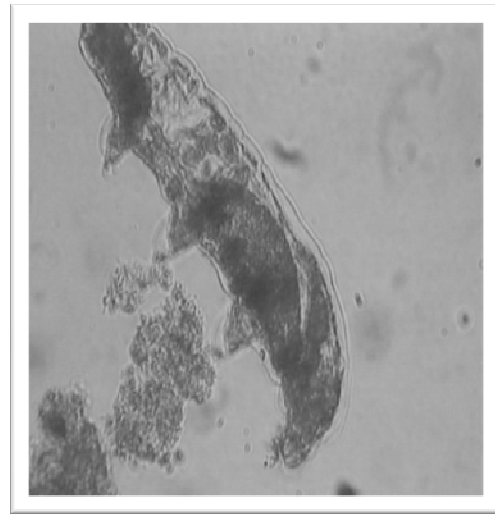
**Figura 60 - Nemátode
(ampliação 320X)**



**Figura 61 - Nemátode
(ampliação 100X)**



**Figura 62 - Anelídeo
(ampliação 400X)**



**Figura 63 - Tardígrado
(ampliação 320X)**

A figura 64 apresenta o comportamento de alguns protozoários identificados no tanque de arejamento, ao longo do estudo. Verifica-se que as espécies predominantes, *Euglypha alveolata*, *Arcella spp.* e ciliados nadadores livres são constantes ao longo das várias amostragens, indicando boas condições de depuração. Verifica-se que a *Arcella spp.* possui um comportamento muito semelhante ao da *Euglypha alveolata*, surgindo a primeira em maior número, excepto nos dias 8 e 15 de Outubro. Verifica-se ainda que a 24 de Setembro surge um número bastante elevado (máximo) de ciliados nadadores livres.

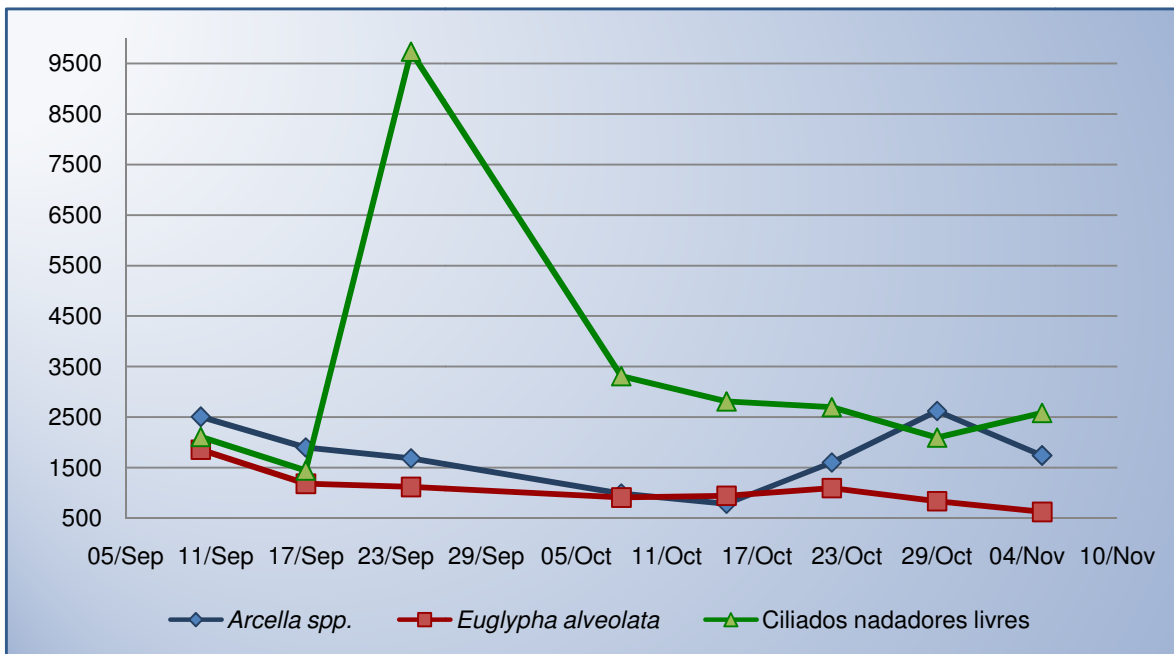


Figura 64 - Presença de protozoários no tanque de arejamento ao longo do tempo.

A figura 65 mostra o comportamento dos metazoários identificados no tanque de arejamento, ao longo do estudo. Verifica-se que os nemátodes, os anelídeos e os tardígrados possuem um comportamento muito semelhante, ao longo do estudo. Verifica-se ainda que a 8 de Outubro surge um maior número de metazoários, assegurado pelo elevado número de rotíferos.

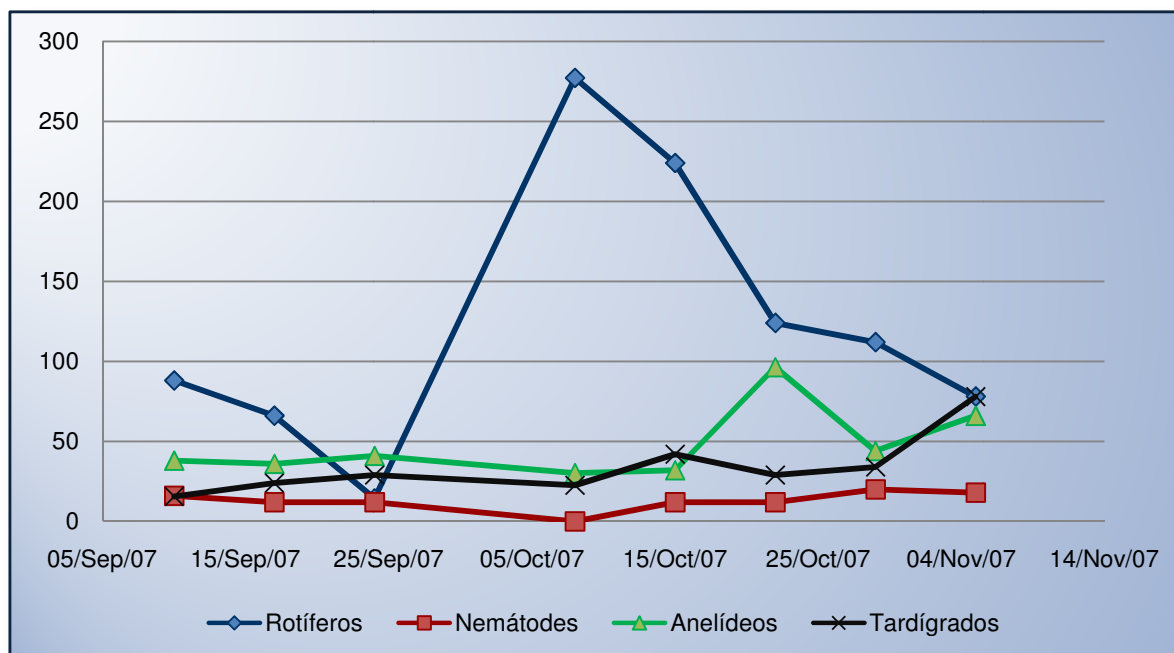


Figura 65 - Presença de metazoários no tanque de arejamento ao longo do tempo

4.3.3. Aplicação dos modelos para o estudo comparativo

O número total de espécies identificadas ao longo do estudo foi de 22, mostrando uma riqueza específica semelhante à ETAR por lamas activadas estudada por Lee *et al.* (2004), onde foram observadas 25 espécies.

Modelo de De Marco *et al.* (1991)

Após a contagem dos organismos presentes no tanque de arejamento, efectuou-se o cálculo para a densidade total de protozoários. Na tabela 25 apresenta-se a densidade total de protozoários observados ao longo do estudo. Da análise desta tabela pode referir-se que o número de organismos no tanque de arejamento é sempre superior a 10^3 organismos/mL e, portanto, segundo De Marco *et al.* (1991) o sistema de tratamento é eficiente para todas as amostragens.

A densidade total de protozoários mais baixa foi observada nas amostragens realizadas nos dias 17 de Setembro e 8 de Outubro. Se analisarmos os gráficos das figuras 33 e 36, verifica-se que, tanto para a CBO_5 , como para a CQO, no efluente clarificado, estes parâmetros são mais elevados, comparativamente com as restantes amostragens. Daqui poderá retirar-se que, para um número mais

baixo de protozoários, obteve-se um menor desempenho da ETAR na remoção dos parâmetros CBO₅ e CQO.

Tabela 25 – Densidade total de Protozoários no tanque de arejamento

Amostragem	Protozoários (n^o/mL)
10-Set-2007	6582
17-Set-2007	3510
24-Set-2007	7330
08-Out-2007	2982
15-Out-2007	5634
22-Out-2007	6453
29-Out-2007	6356
05-Nov-2007	5499

Avaliação qualitativa de Madoni (1994)

Na tabela 26 apresentam-se os resultados obtidos em termos de desempenho com base nos grupos dominantes para cada amostragem. Na tabela 27 registam-se as cargas orgânicas do efluente bruto e do tanque de arejamento (P3 e P4), ao longo das várias amostragens. Ao analisar a tabela 26 verifica-se que a ETAR da ZIA obteve, bom a médio desempenho em 75% das amostragens. Nesta data de amostragem, verificou-se a meio do tanque de arejamento um valor mínimo de carga orgânica. Este resultado, vai de encontro ao resultado obtido pelo método de De Marco *et al.* (1991). O tempo de retenção hidráulico médio para a ETAR da ZIA foi de 25,7 horas. Este valor, é muito elevado, e é característico de sistemas por lamas activadas em baixa carga ou arejamento prolongado, o que condiz com o sistema estudado. Dado que o desempenho da ETAR durante o estudo foi classificado de Médio a Bom, segundo a avaliação qualitativa de Madoni (1994), então poderá dizer-se que o desempenho só não foi bom em todas as amostragens, possivelmente porque houve deficiência no arejamento.

Tabela 26 – Desempenho da ETAR indicada pelos grupos dominantes da microfauna, segundo Madoni (1994).

Data	Grupo dominante	Desempenho	Possíveis causas
10-Set-2007	Tecamebas	Bom	–
17-Set-2007	Tecamebas e pequenos ciliados nadadores livres	Bom/Médio	Deficiência de arejamento, tempo de retenção hidráulico baixo
24-Set-2007	Tecamebas e pequenos ciliados nadadores livres	Bom/Médio	Deficiência de arejamento, tempo de retenção hidráulico baixo
08-Out-2007	Pequenos ciliados nadadores livres	Médio	Deficiência de arejamento, tempo de retenção hidráulico baixo
15-Out-2007	Tecamebas e pequenos ciliados nadadores livres	Bom/Médio	Deficiência de arejamento, tempo de retenção hidráulico baixo
22-Out-2007	Tecamebas e pequenos ciliados nadadores livres	Bom/Médio	Deficiência de arejamento, tempo de retenção hidráulico baixo
29-Out-2007	Tecamebas e pequenos ciliados nadadores livres	Bom/Médio	Deficiência de arejamento, tempo de retenção hidráulico baixo
05-Nov-2007	Tecamebas e pequenos ciliados nadadores livres	Bom/Médio	Deficiência de arejamento, tempo de retenção hidráulico baixo

Tabela 27 – Valores de carga orgânica (kg CBO₅/m³.dia)

Data	Ponto 1	Ponto 3	Ponto 4
10-Set-2007	468	351	281
17-Set-2007	468	268	211
24-Set-2007	598	980	476
08-Out-2007	218	351	99
15-Out-2007	1430	359	268
22-Out-2007	858	1435	91
29-Out-2007	260	312	247
05-Nov-2007	837	364	827

Figueiredo *et al.* (1997) e Bento *et al.* (2002)

Os resultados obtidos relativos à aplicação do método de Figueiredo *et al.* (1997) e Bento *et al.* (2002) estão registados na tabela 28.

Verifica-se que as espécies predominantes, *Euglypha alveolata*, *Arcella sp.* e ciliados nadadores livres são constantes ao longo das várias amostragens, indicando boas condições de depuração, baixa relação F/M, e elevada idade de lamas. Ao consultarmos a tabela 10, verifica-se que a ETAR da ZIA caracteriza-se por baixa relação F/M, sendo esta, em termos médios, de 0,17 kg CBO₅/kg MVS.dia, baixo factor de carga volúmica (0,27 kg CBO₅/m³.dia) e idade de lamas característica de sistemas de tratamento a média carga ($\theta_c = 6,8$ dias).

Se observarmos as tabelas 17 a 20 relativas às eficiências de remoção dos vários parâmetros, verifica-se que estas são bastante elevadas no processo global, e que os objectivos de qualidade foram atingidos, portanto, poderá relacionar-se com os resultados obtidos na tabela 28, que indicam boas condições de depuração.

As características do processo, indicadas pelos organismos dominantes nos reactores, revelaram que na maioria do período estudado o sistema apresentou baixa relação F/M, evidenciada pela presença de tecamebas e ocorrência de nitrificação verificada pela presença de *Aspidisca sp.* e tardígrados (Bento *et al.*, 2005).

Os menores desempenhos foram associados à presença dominante de pequenos zooflagelados. Os resultados obtidos na ETAR da ZIA foram semelhantes aos resultados obtidos nos estudos realizados por Bento *et al.* (2005), na ETAR de Florianópolis.

Tabela 28 – Relação entre os microrganismos observados no sistema de tratamento e as características do processo, segundo Figueiredo *et al.* (1997) e Bento *et al.* (2002).

Data	Microrganismos dominantes	Características do processo de tratamento
10-09-2007	<i>Euglypha alveolata</i> , <i>Arcella sp.</i> e ciliados nadadores livres	Boas condições de depuração. Baixa relação F/M, idade de lamas elevada.
17-09-2007	<i>Arcella sp.</i> , <i>Euglypha alveolata</i> e ciliados nadadores livres	Boas condições de depuração. Baixa relação F/M, idade de lamas elevada.
24-09-2007	<i>Arcella sp.</i> e ciliados nadadores livres	Boa depuração, idade de lamas elevada e baixa carga aplicada.
08-10-2007	Ciliados nadadores livres	Boas condições de depuração.
15-10-2007	Ciliados nadadores livres, <i>Arcella sp.</i> e <i>Euglypha alveolata</i>	Boas condições de depuração. Baixa relação F/M, idade de lamas elevada.
22-10-2007	Ciliados nadadores livres, <i>Arcella sp.</i> e <i>Euglypha alveolata</i>	Boas condições de depuração. Baixa relação F/M, idade de lamas elevada.
29-10-2007	<i>Arcella sp.</i> , ciliados nadadores livres e <i>Euglypha alveolata</i>	Boas condições de depuração. Baixa relação F/M, idade de lamas elevada.
05-11-2007	Ciliados nadadores livres e <i>Arcella sp.</i>	Boa depuração, idade de lamas elevada e baixa carga aplicada.

Modelo de Madoni (1994)

Os resultados obtidos relativos à aplicação do SBI encontram-se na tabela 29. Através da sua observação, verifica-se que o SBI mais elevado obteve-se no dia 29 de Outubro, que corresponde à classe I, caracterizando-se por um sistema muito bem colonizado com excelente actividade biológica, e óptimo desempenho no tratamento de águas residuais.

Verifica-se que em determinado período do estudo (de 24 de Setembro a 22 de Outubro), o SBI apresentou o valor de 5, o que corresponde à classe III, caracterizando-se por um sistema com depuração biológica insuficiente no tanque de arejamento, e médio desempenho no sistema de tratamento de águas residuais. Este período, coincide com valores mais elevados de SST, SSV e CBO₅ no efluente final.

A média do SBI ao longo do estudo é de 6, que corresponde à classe II, caracterizada por uma lama estável e bem colonizada e bom desempenho da ETAR, no entanto, verifica-se um declínio na actividade biológica.

Tabela 29 – Aplicação do SBI

Amostragem	SBI
10-Set-2007	8
17-Set-2007	8
24-Set-2007	5
08-Out-2007	5
15-Out-2007	5
22-Out-2007	5
29-Out-2007	9
05-Nov-2007	5
Média	6

4.3.4. Análise do comportamento de espécies

A densidade populacional das espécies observadas presente no estudo, encontra-se tabelada no Anexo II, para cada ponto de colheita e ao longo do tempo em que se efectuou a amostragem. A densidade populacional observada para algumas espécies identificadas no tanque de arejamento e na saída do clarificado de cada um dos decantadores estão apresentadas nas figuras 66 à 73. Podendo concluir-se que os valores observados para a densidade populacional das espécies identificadas nos decantadores são muito inferiores aos observados no tanque de arejamento.

Só foi possível o cálculo da carga orgânica nos pontos 3 e 4, e esta foi, em termos médios, de 355 kg CBO₅/m³.dia e 257 kg CBO₅/m³.dia, respectivamente. Ao observarmos as figuras que se seguem, verifica-se que *Aspidisca sp.*, *Arcella hemisphaerica* e o tardígrado, surgem em maior número na entrada do tanque de arejamento, que coincide com maiores cargas orgânicas. Verifica-se, ainda, que *Euglena sp.*, *Arcella discoides*, *Euglypha alveolata*, *Lecane luna*, *Monhystrera simillis* e *Aeolosoma sp.* apresentam uma maior densidade populacional a meio do tanque de arejamento, onde se verifica menor carga orgânica, comparativamente com a entrada do tanque de arejamento. A partir destes resultados poderá relacionar-se as espécies com a carga orgânica no sistema de tratamento.

A variação da densidade populacional da *Euglena sp.* ao longo do sistema de tratamento pode ser observado na figura 66. Assim, verifica-se que a maior densidade populacional destes organismos surgiu à saída do tanque de arejamento. Relativamente ao clarificado dos decantadores, a densidade populacional média foi superior no decantador 2 (P7).

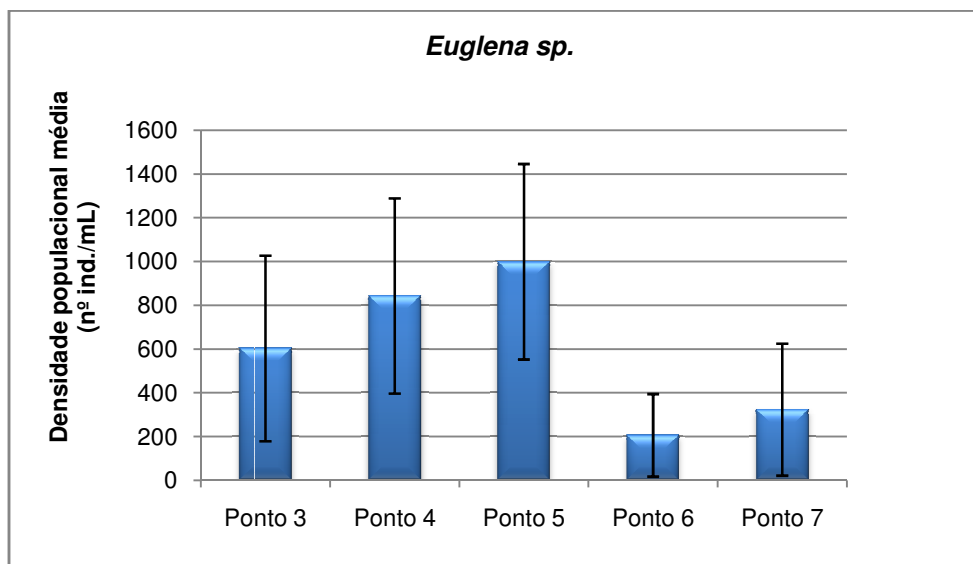


Figura 66 - Valores médios e nível de confiança de 95 % da densidade populacional de *Euglena sp.* observada no tanque de arejamento e nos decantadores.

A partir da figura 67 pode analisar-se o comportamento de *Aspidisca sp.* A densidade populacional desta espécie no tanque de arejamento é claramente decrescente desde a entrada até à saída do tanque. Relativamente ao clarificado dos decantadores, e como a densidade populacional da *Aspidisca sp.* é muito baixa.

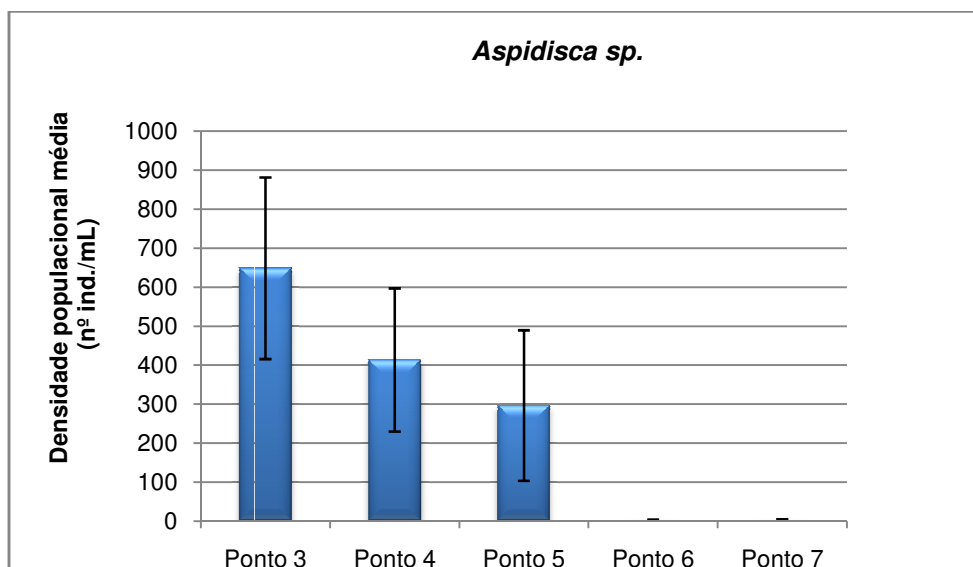


Figura 67 - Valores médios e nível de confiança de 95 % da densidade populacional de *Aspidisca sp.* observada no tanque de arejamento e nos decantadores.

A partir das figuras 68 pode analisar-se o comportamento da *Arcella discoides*. A densidade populacional desta espécie no tanque de arejamento é superior a meio do tanque de arejamento. Relativamente ao clarificado dos decantadores, *Arcella discoides* tem um comportamento semelhante, no entanto, a densidade populacional atinge valores mais elevados no decantador 2 (P7).

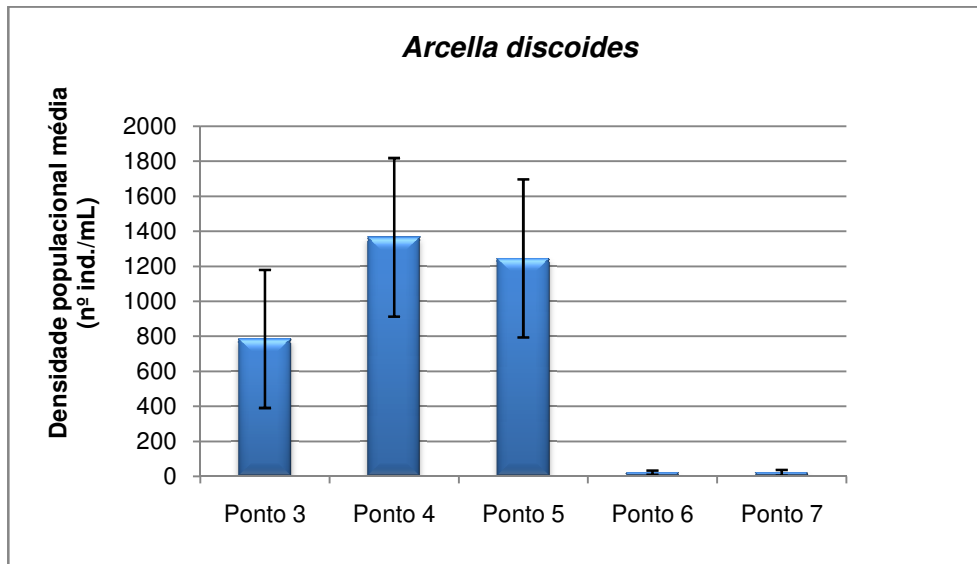


Figura 68 - Valores médios e nível de confiança de 95 % da densidade populacional de *Arcella discoides* observada no tanque de arejamento e nos decantadores.

A variação da densidade populacional da *Arcella hemisphaerica* ao longo do sistema de tratamento pode ser observada na figura 69. Assim, verifica-se que a densidade populacional mais elevada destes organismos foi observada à entrada do tanque de arejamento. Relativamente ao clarificado dos decantadores, a densidade populacional média foi superior no decantador 2 (P7).

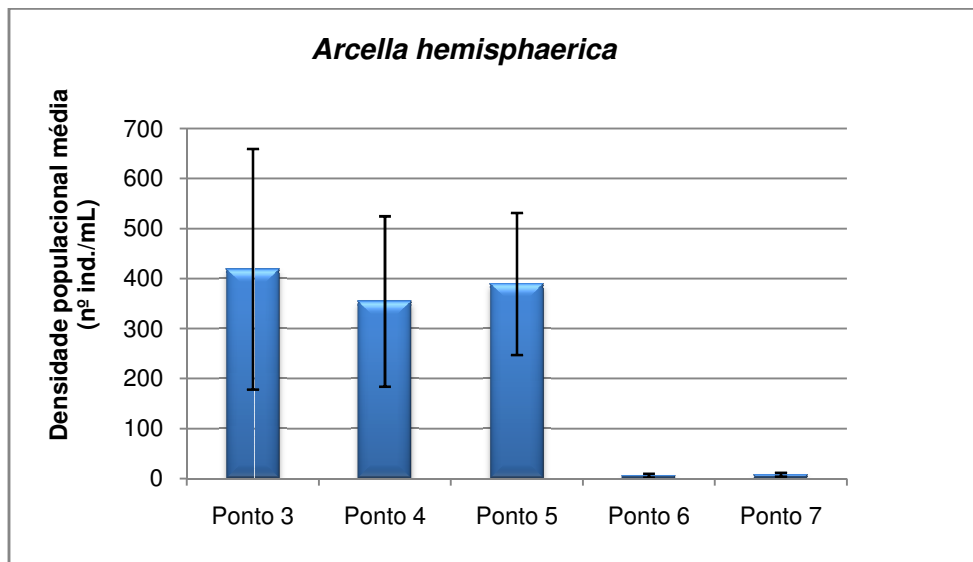


Figura 69 - Valores médios e nível de confiança de 95 % da densidade populacional de *Arcella hemisphaerica* observada no tanque de arejamento e nos decantadores.

A variação da densidade populacional de *Euglypha alveolata* ao longo do sistema de tratamento pode ser observada na figura 70. Assim, verifica-se que a densidade populacional mais elevada destes organismos foi registada à saída do tanque de arejamento.

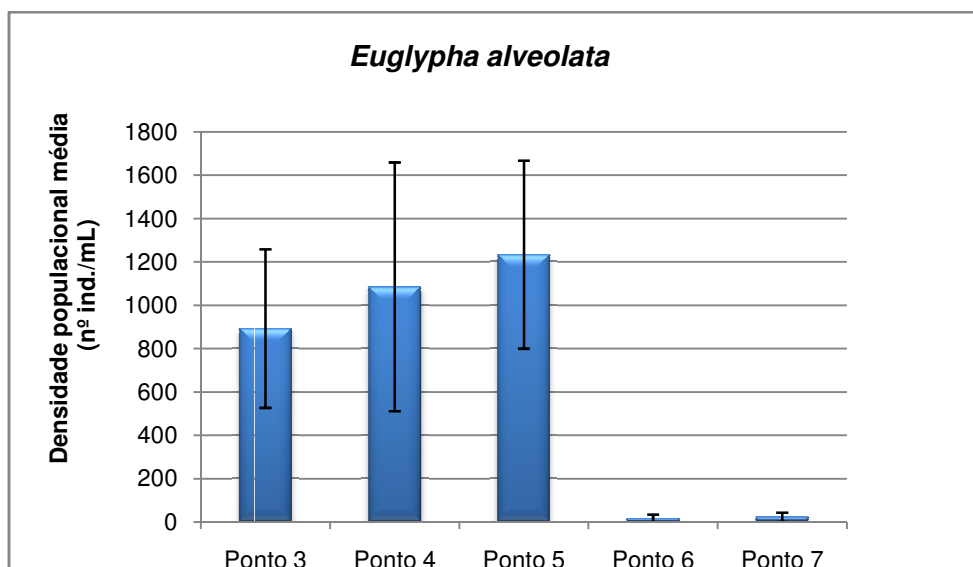


Figura 70 - Valores médios e nível de confiança de 95 % da densidade populacional de *Euglypha alveolata* observada no tanque de arejamento e nos decantadores.

A variação da densidade populacional de *Lecane luna* ao longo do sistema de tratamento pode ser observada na figura 71. Assim, verifica-se que a densidade populacional mais elevada desta espécie foi observada à saída do tanque de arejamento. Relativamente ao clarificado dos decantadores, a densidade populacional média foi superior no decantador 2 (P7).

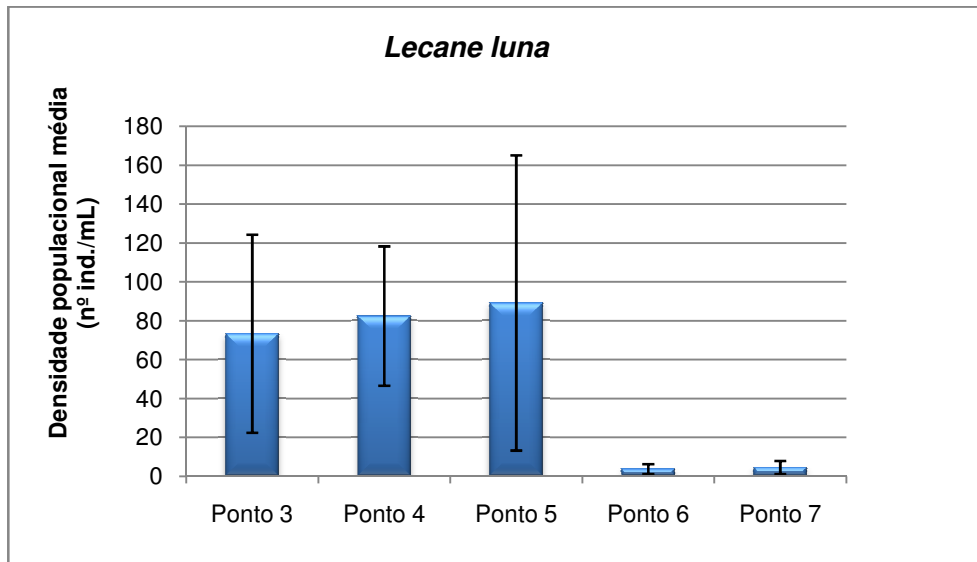


Figura 71 - Valores médios e nível de confiança de 95 % da densidade populacional de *Lecane luna* observada no tanque de arejamento e nos decantadores.

A variação da densidade populacional do tardígrado ao longo do sistema de tratamento pode ser observada na figura 72. Assim, verifica-se que a maior densidade populacional destes organismos surgiu à entrada do tanque de arejamento. Relativamente ao clarificado dos decantadores, a densidade populacional média foi superior no decantador 2 (P7).

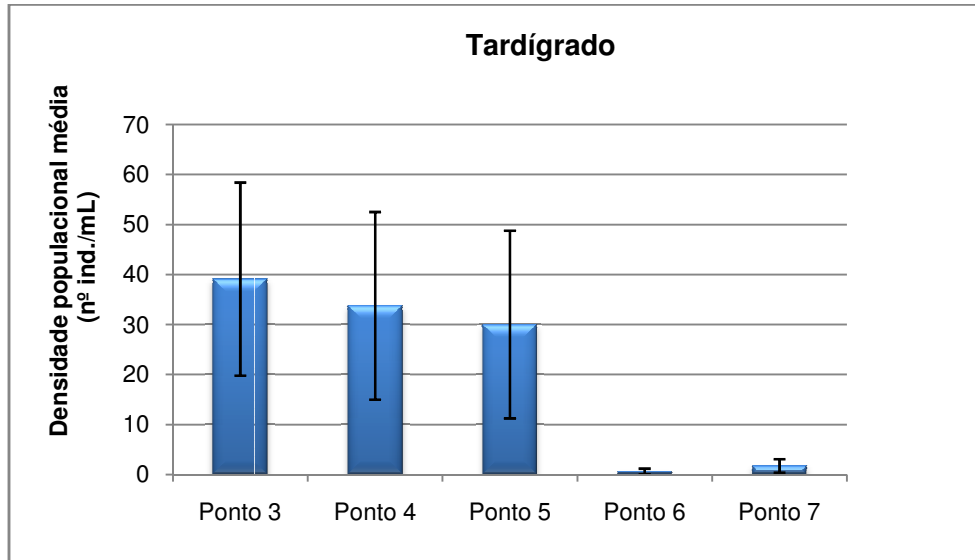


Figura 72 - Valores médios e nível de confiança de 95 % da densidade populacional do tardígrado observada no tanque de arejamento e nos decantadores.

A variação da densidade populacional da *Aeolosoma sp.* ao longo do sistema de tratamento pode ser observada na figura 73. Assim, verifica-se que a maior densidade populacional destes organismos surgiu à saída do tanque de arejamento. Relativamente aos decantadores, esta espécie, além de surgir em reduzida densidade populacional, esteve na maior parte das vezes ausente.

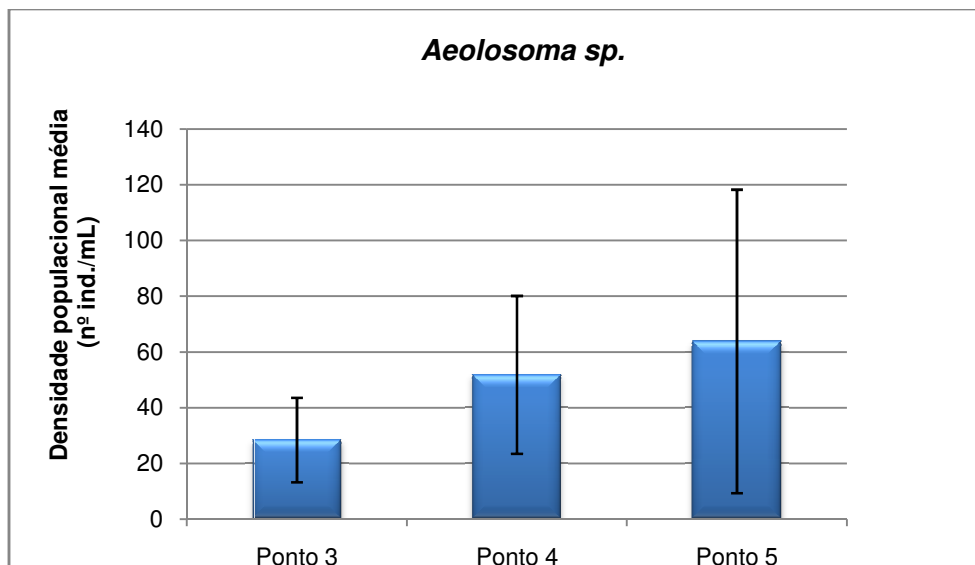


Figura 73 - Valores médios e nível de confiança da densidade populacional de *Aeolosoma sp.* observada no tanque de arejamento.

4.4. Correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos

As relações entre os parâmetros físico-químicos e biológicos podem ser observadas na tabela 30, e os valores de p e de F registados para a recta de regressão entre os parâmetros físico-químicos e os biológicos na tabela 31.

Da análise da tabela 30 poder-se-á referir que as tecamebas *Arcella discoides*, *A. hemisphaerica*, e *Euglypha alveolata*, possuem melhores correlações com os SST, (0,915; 0,753; e 0,785, respectivamente). Poderá referir-se, ainda, que *Aspidisca sp.* possui uma melhor correlação com a CQO (0,613). Por sua vez, *Lecane luna* também apresentou uma boa correlação com a CQO (0,664). O tardígrado apresentou a melhor correlação com os SSV (0,677).

A figura 74 apresenta um gráfico de dispersão entre o CBO₅ e o *Lecane luna*. Verifica-se que existe uma correlação significativa entre estes dois parâmetros, o que significa que, quando a concentração de CBO₅ aumenta o número de indivíduos desta espécie, também aumenta, e o contrário também é verdade. Verifica-se que a correlação entre estes parâmetros é maior, para pequenas concentrações de CBO₅.

Tabela 30 - Resultados referentes à correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos.

Nº de indivíduos/mL	CBO ₅ (mg O ₂ /mL)	CQO (mg O ₂ /mL)	SST (mg/mL)	SSV (mg/mL)
<i>Euglena sp.</i>	0,181	0,458	0,560	0,532
<i>Navícula sp.</i>	0,299	0,541	0,584	0,587
<i>Nitzschia sp.</i>	0,355	0,535	0,609	0,605
<i>Trachelophyllum sp.</i>	-0,061	0,160	0,139	0,144
Ciliado não identificado	0,209	0,488	0,497	0,474
<i>Coleps nolandi</i>	-0,339	-0,531	-0,547	-0,541
<i>Didinium nasutum</i>	0,105	0,057	0,081	0,072
<i>Acineta tuberosa</i>	-0,260	-0,359	-0,351	-0,349
<i>Tokophrya infusionum</i>	-0,243	-0,239	-0,270	-0,269
<i>Aspidisca sp.</i>	0,574	0,613	0,605	0,612
<i>Arcella discoides</i>	0,344	0,849	0,915	0,912
<i>Arcella hemisphaerica</i>	0,347	0,699	0,753	0,749
<i>Arcella megastoma</i>	0,056	0,686	0,714	0,684
<i>Euglypha alveolata</i>	0,341	0,766	0,785	0,747

<i>Lecane luna</i>	0,567	0,664	0,582	0,582
<i>Colurella uncinata</i>	-0,035	0,419	0,403	0,388
<i>Monhystera simillis</i>	0,104	0,541	0,675	0,645
<i>Aeolosoma sp.</i>	0,130	0,688	0,634	0,637
Tardígrados	0,541	0,565	0,660	0,677

A figura 75 traduz a relação entre a CBO₅ e *Aspidisca sp.*. Verifica-se que existe uma correlação significativa entre estes parâmetros, principalmente, para valores baixos, que vai sendo cada vez menor, para concentrações mais elevadas de CBO₅.

Na figura 76 verifica-se a correlação entre a CBO₅ e o tardígrado registado, observando-se que para valores reduzidos de CBO₅ existe maior afinidade com a espécie estudada.

Tabela 31 – Valor de p e F para as rectas de regressão entre parâmetros.

Parâmetro físico-químico (mg/mL)	Taxa (nº ind./mL)	p	F
CBO ₅	<i>Aspidisca sp.</i>	0,0006	14,73
CBO ₅	<i>Lecane luna</i>	0,0007	14,56
CBO ₅	Tardígrados	0,0015	12,36
CQO	<i>Navícula sp.</i>	0,0014	12,39
CQO	<i>Nitzschia sp.</i>	0,0016	12,04
CQO	<i>Aspidisca sp.</i>	0,0002	18,07
CQO	<i>Arcella discoides</i>	8,34E-10	77,34
CQO	<i>Arcella hemisphaerica</i>	8,72E-06	28,60
CQO	<i>Arcella megastoma</i>	1,48E-05	26,63
CQO	<i>Euglypha alveolata</i>	3,24E-07	42,58
CQO	<i>Lecane luna</i>	3,42E-05	23,66
CQO	<i>Monhystera simillis</i>	0,0014	12,42
CQO	<i>Aeolosoma sp.</i>	1,37E-05	26,90
CQO	Tardígrados	0,0008	14,03
SST	<i>Euglena sp.</i>	0,0009	13,71
SST	<i>Aspidisca sp.</i>	0,0002	17,31
SST	<i>Arcella discoides</i>	2,31E-13	154,49
SST	<i>Arcella hemisphaerica</i>	6,67E-07	39,25

SST	<i>Arcella megastoma</i>	4,56E-06	31,11
SST	<i>Euglypha alveolata</i>	1,03E-07	48,22
SST	<i>Lecane luna</i>	0,0005	15,38
SST	<i>Monhystera simillis</i>	2,24E-05	25,14
SST	<i>Aeolosoma sp.</i>	9,70E-05	20,19
SST	Tardígrados	3,96E-05	23,15
SSV	<i>Euglena sp.</i>	0,0017	11,85
SSV	<i>Navícula sp.</i>	0,0004	15,76
SSV	<i>Nitzschia sp.</i>	0,0002	17,31
SSV	<i>Aspidisca sp.</i>	0,0002	17,92
SSV	<i>Arcella discoides</i>	3,82E-13	148,41
SSV	<i>Arcella hemisphaerica</i>	8,37E-07	38,23
SSV	<i>Euglypha alveolata</i>	9,14E-07	37,84
SSV	<i>Lecane luna</i>	0,000469	15,40
SSV	<i>Arcella megastoma</i>	1,60E-05	26,34
SSV	<i>Aeolosoma sp.</i>	8,86E-05	20,48

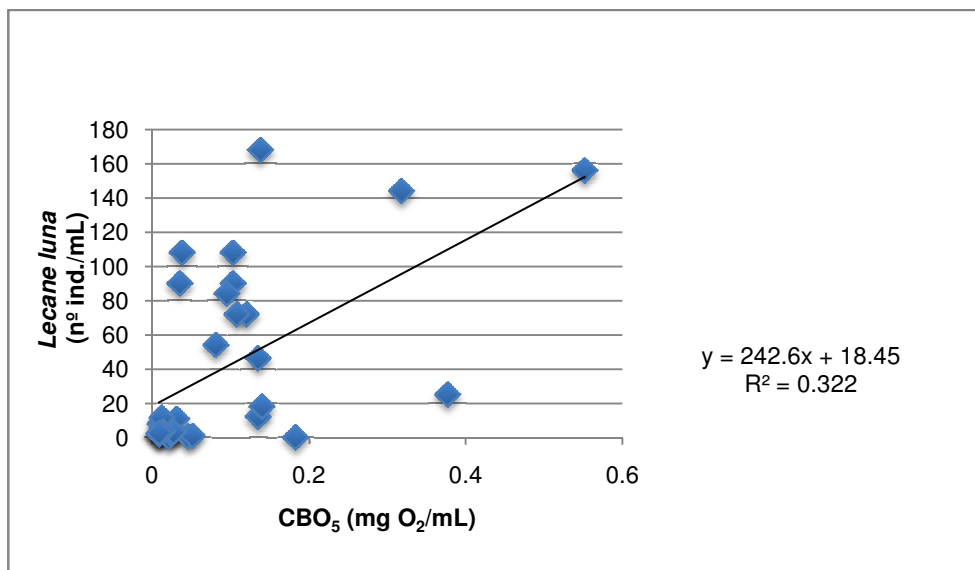


Figura 74 - Correlação entre o CBO₅ e *Lecane luna*.

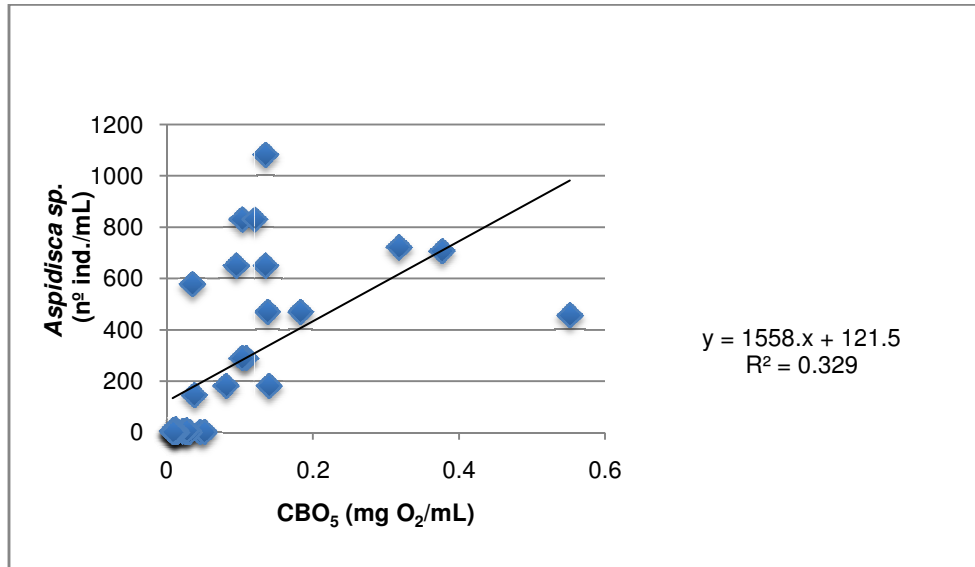


Figura 75 - Correlação entre o CBO₅ e *Aspidisca sp.*

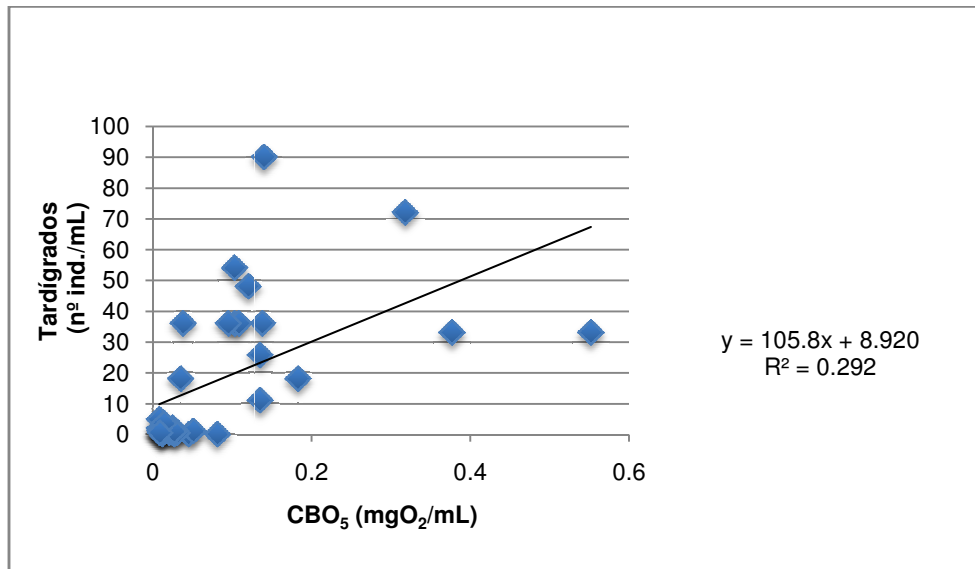


Figura 76 - Correlação entre CBO₅ e Tardígrado

A relação entre a CQO e *Arcella discoides* é bastante significativa, como se pode observar na figura 77. Através da equação da recta, e tendo o valor de um dos parâmetros, poderá aferir-se sobre o valor do outro parâmetro, com alguma confiança.

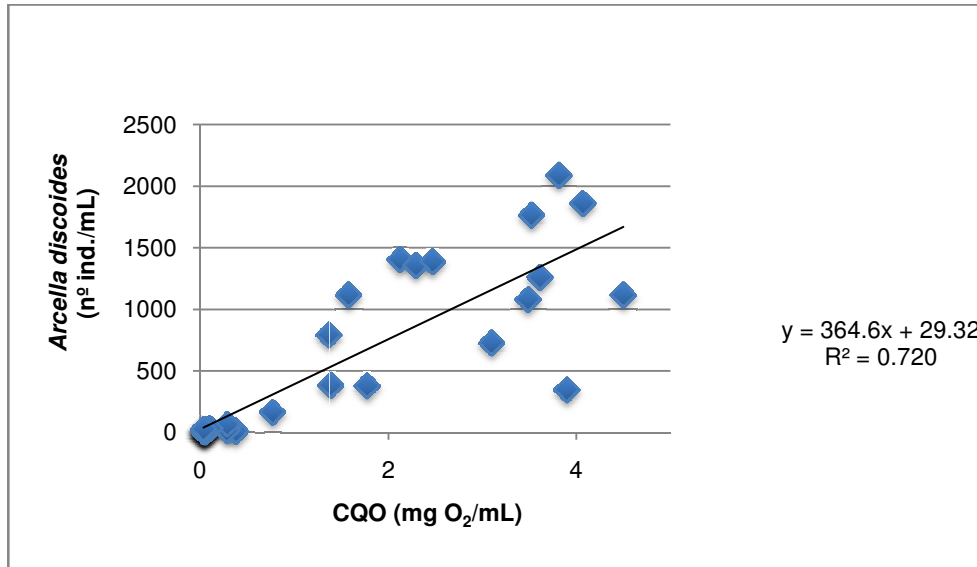


Figura 77 - Correlação entre CQO e *Arcella discoides*.

A correlação entre a CQO e *Euglypha alveolata* (figura 78), tal como a relação descrita na figura 77, é uma correlação acentuada, em que os valores dos parâmetros se encontram distribuídos de uma forma não aleatória ao longo da recta (linha de tendência).

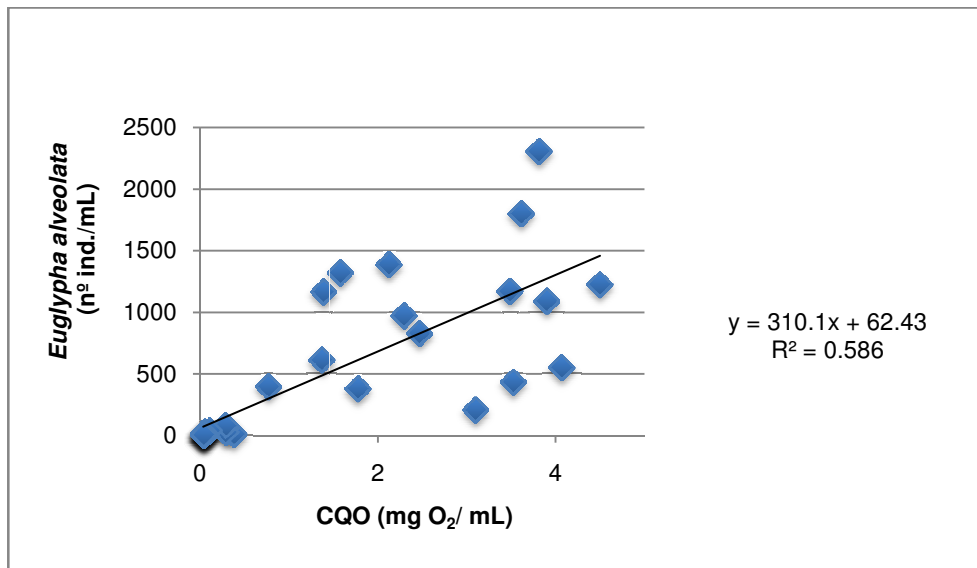


Figura 78 - Correlação entre CQO e *Euglypha alveolata*.

Relativamente aos SST observou-se a melhor correlação positiva com as espécies *Arcella discoides* (figura 79) e *Euglypha alveolata* (figura 80). A correlação mais significativa foi registada com *A. discoides*.

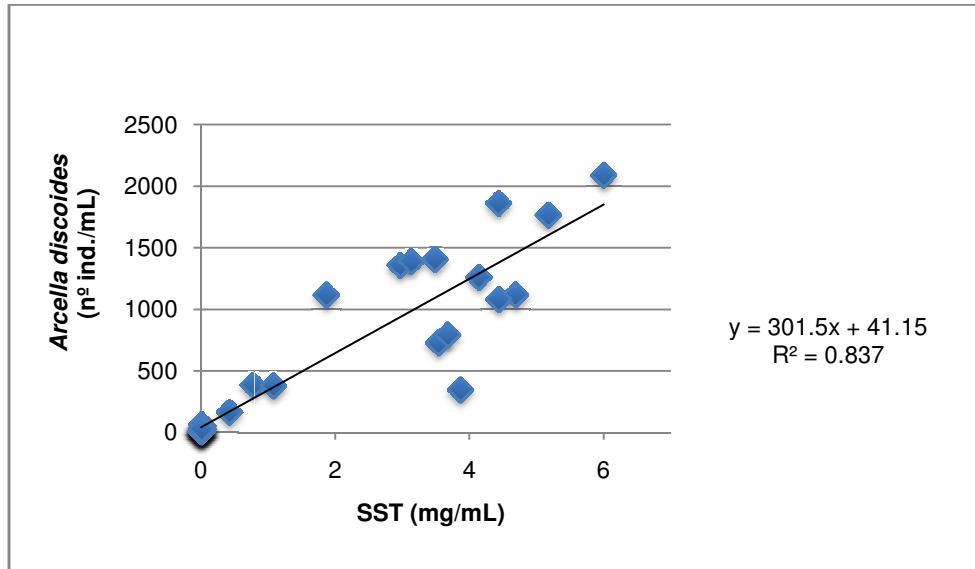


Figura 79 - Correlação entre SST e *Arcella discoides*.

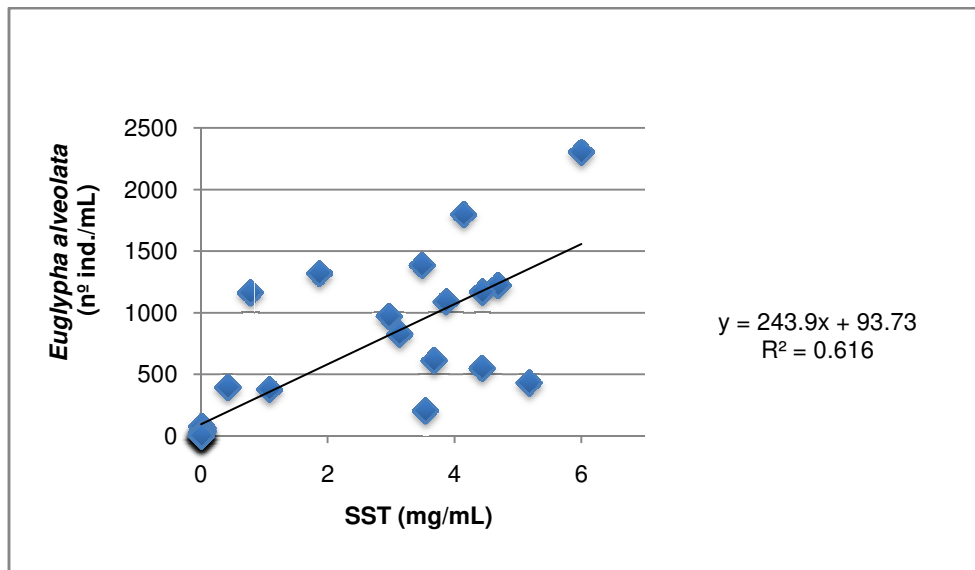


Figura 80 - Correlação entre SST e *Euglypha alveolata*.

Relativamente às figuras 81 e 82, verifica-se que as correlações mais significativas entre o SSV e os seres vivos observados, foram registadas, principalmente, com *Arcella discoides* e *A. hemisphaerica*, sendo maior para, a primeira espécie mencionada.

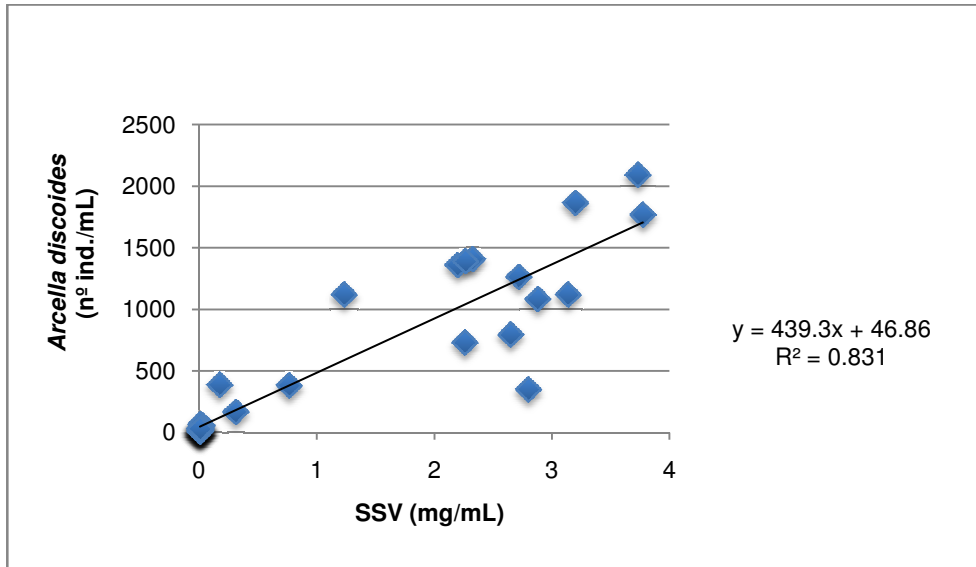


Figura 81 - Correlação entre SSV e *Arcella discoides*.

Relativamente à figura 82, verifica-se que para valores baixos da concentração de SSV, a correlação entre a *Arcella hemisphaerica* é menor, do que para valores elevados da concentração de SSV.

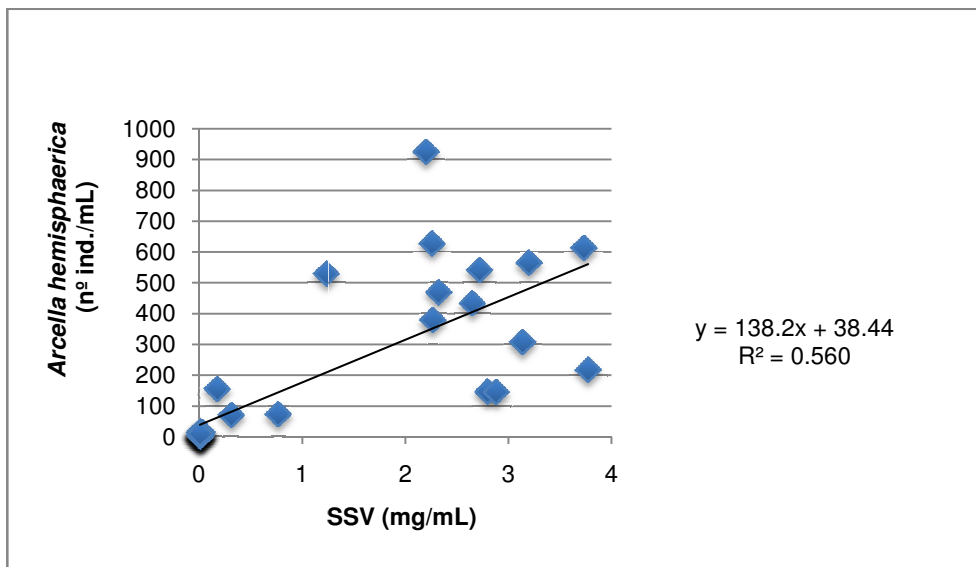


Figura 82 - Correlação entre SSV e *Arcella hemisphaerica*.

5. Conclusões e perspectivas de trabalho futuro

As análises físico-químicas evidenciaram que a ETAR apresentou muito bom desempenho durante a maior parte do tempo em que decorreu o estudo, com elevada remoção de CBO₅, CQO, SST e SSV, obtendo-se os valores médios de 98 ± 5 (mg O₂/L); 87 ± 13 (mg O₂/L); 94 ± 8 (mg/L); e 94 ± 9 (mg/L); respectivamente.

No que diz respeito aos parâmetros CBO₅, CQO e SST relativos ao efluente final, pode-se referir que foram cumpridos os valores de descarga exigidos no Decreto-lei nº 152/97 de 19 de Junho, à excepção dos dias 10 e 17 de Setembro, em que os valores registados de CQO foram de 220 mg/L e 190 mg/L respectivamente, acima dos 125 mg/L exigidos por lei.

Verificou-se que os parâmetros CBO₅, SST, SSV, CQO diminuem no efluente clarificado, ao longo do tempo em que decorreu o estudo, ou seja, no dia 5 de Novembro (última amostragem), os valores destes parâmetros são mais baixos, o que nos leva a concluir que a maior eficiência de remoção daqueles parâmetros foi observada na última amostragem, o que é uma consequência da ETAR se encontrar em fase de operação/beneficiação.

A análise qualitativa dos flocos biológicos, englobando os aspectos gerais dos flocos (forma e compactação) foi suficiente para uma caracterização imediata das condições de depuração do sistema de tratamento.

Pela análise qualitativa, verificou-se, também, que os flocos biológicos observados no tanque de arejamento, a 5 de Novembro, apresentavam-se mais robustos, comparativamente com aqueles que se observaram a 24 de Setembro. Comparando estas observações com os parâmetros físico-químicos pode-se concluir que, para flocos biológicos de melhor qualidade, o efluente clarificado atinge melhores resultados, relativamente às eficiências de remoção de CBO₅ e CQO e que foram, respectivamente, de 99 % e 98 %.

Aplicando o método de avaliação qualitativa de Madoni pode concluir-se que a ETAR na maior parte das vezes, possui um bom desempenho. No dia 8 de Outubro, a ETAR apresentou médio desempenho, e este resultado coincide com os valores mais baixos de carga orgânica registados no tanque de arejamento. Nesse dia obteve-se a menor eficiência de remoção de CBO₅ (80%) no processo global. Também nesta amostragem foram registados os valores mais baixos de SST à entrada do tanque de arejamento. Este método mostrou-se capaz de traduzir a eficiência do processo de tratamento.

Pelo método de Figueiredo *et al.* (1997) e de Bento *et al.* (2002) pode concluir-se que pelas espécies predominantes no estudo (*Euglypha alveolata*, *Arcella sp.* e ciliados nadadores livres) a ETAR da ZIA apresenta boas condições de depuração, baixa relação F/M e idade das lamas característica de sistemas a média carga. As análises qualitativas baseadas nos estudos de Figueiredo *et al.* (1997) e Bento *et al.* (2002), apresentaram-se suficientes para uma caracterização imediata das condições de depuração do processo de tratamento.

Verificou-se que aplicando o SBI de Madoni (1994) os resultados obtidos não são concordantes com a eficiência do sistema, relativamente ao valor da concentração de cada parâmetro estudado, no efluente final. Conclui-se através da aplicação deste método que para valores mais elevados de SST, SSV e CBO₅ no efluente final, obtém-se médio desempenho.

A partir da análise do comportamento de espécies, concluiu-se que os valores observados para a densidade populacional das espécies identificadas nos decantadores são muito inferiores aos observados no tanque de arejamento. Conclui-se que *Aspidisca sp.*, *Arcella hemisphaerica* e o tardígrado, estão associadas a maiores cargas orgânicas, enquanto *Euglena sp.*, *Arcella discoides*, *Euglypha alveolata*, *Lecane luna*, *Monhystrera simillis* e *Aeolosoma sp.*, associadas a menores cargas orgânicas.

Conclui-se, que existe correlação entre vários parâmetros físico-químicos e biológicos. Tecamebas, como: *Arcella discoides*, *A. hemisphaerica*, e *Euglypha alveolata*, possuem melhores correlações com os SST, (0,915; 0,753; e 0,785, respectivamente). *Aspidisca sp.* possui uma melhor correlação com a CQO (0,613) e *Lecane luna* correlacionou-se com a CQO (0,664). O tardígrado apresentou melhor correlação com os SSV (0,677).

As remoções médias de 98% para a CBO₅, 87% para a CQO, 98% para os SST e 93% para os SSV, foram associadas à presença constante das tecamebas *Arcella sp.*, *Euglypha alveolata*, aos ciliados nadadores livres, e ainda a *Aspidisca sp.*

Assim, pode-se concluir que, de uma maneira geral, a ETAR cumpre as normas em vigor, apresenta uma eficiência 99 % para a remoção de matéria orgânica, que os organismos predominantes observados foram a *Arcella sp.*, a *Euglypha alveolata* e ciliados nadadores livres, o que indiciam um sistema com uma boa/média eficiência como demonstram os resultados da eficiência de CQO/CBO₅.

Face ao trabalho realizado ao longo deste estudo, sugerem-se os seguintes tópicos para trabalho futuro:

- Alargar o período de tempo, uma vez que é importante verificar a variação sazonal das espécies envolvidas no processo de tratamento, assim como, aferir os seus hábitos de vida.
- Poderá analisar-se muitos mais parâmetros físico-químicos importantes para este estudo, como por exemplo: oxigénio dissolvido, NH_4^+ , pH, temperatura da água, nitritos e nitratos.
- Poderá também, avaliar-se as condições climatéricas, uma vez que estas também podem influenciar o processo de tratamento.
- Criação de um índice biótico para as condições portuguesas, ou generalizar os existentes, para ETAR em funcionamento em Portugal.

6. Referências Bibliográficas

BEAL, L., MONTEGGIA, L., GIUSTINA, S. (2006), Optimization of a cardboard paper factory wastewater treatment plant, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **11** (3),:283-289.

BENTO, A. P., PHILIPPI, L. S. BARBOSA, T., SEZERINO, P., Monitorização microscópica da ETAR de Florianópolis/SC, <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/brasil/ii-054.pdf>; 6 de Janeiro de 2008.

BENTO, A.; SEZERINO, P.; BARBOSA, T.; PHILIPPI, L. (2002), Comparação entre modelos aplicados ao diagnóstico do tratamento de águas residuais por sistemas de lamas activadas baseados em parâmetros biológicos, in: *IV Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Vitória, de 1 a 5 de Setembro, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.

BENTO, A.; SEZERINO, P.; PHILIPPI, L.; REGINATTO, V.; LAPOLLI, F. (2005), Caracterização da microfauna na estação de tratamento de águas residuais por lamas activadas: um instrumento de avaliação e controlo do processo, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **10** (4), :329-338.

BERK, S., GUNDERSON, J. (1993), “*Wastewater Organisms, A Color Atlas*”, Lewis Publishers, USA.

BONEY (1975), *Phytoplankton. Studies in Biology*, 52, Edward Arnold, London, 116 pp.

CHEN, S.; XU, M.; CAO, H.; ZHU, J.; ZHOU, K.; XU, J.; YANG, X.;GAN, Y.;LIU, W.; ZHAI, J.; SHAO, Y. (2004), The activated – sludge fauna and performance of five sewage treatment plants in Beijing, China, *European Journal of Protistology*,**40**, :147 – 152.

CYBIS, L.F.; PINTO, C.R.R.; Observação da Microfauna no processo de nitrificação em RSB, <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/mexico/01488p04.pdf> 15 de Dezembro de 2007.

EIKELBOOM, D. (2000), *Process Control of Activated Sludge Plants by Microscopic Investigation*, IWA Publishing, Alliance House, London.

ESPÍRITO SANTO, I. A. C. P (2007), Desenho óptimo de estações de águas residuais através da modelação de funções de custo, <https://repositorium.sdum.uminho.pt/handle/1822/6740>, 17 de Dezembro de 2007.

GINORIS, Y.; AMARAL, A.; FERREIRA, E.; COELHO, M.; NICOLAU, A. (2007), Aplicação de técnicas de análise de imagem e de estatística multivariável no reconhecimento de protozoários e metazoários típicos

de sistemas por lamas activadas, in: *24^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Belo Horizonte, de 2 a 7 de Setembro, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.

GINORIS, Y.; AMARAL, A.; NICOLAU, A.; COELHO, M.; FERREIRA, E. (2007), Raw data pre-processing in the protozoa and metazoan identification by image analysis and multivariate statistical techniques, *Journal of Chemometrics*, **21**, :156-164.

GRAY, N. F. (2004), *Biology of Wastewater Treatment*, Imperial College Press (Second Edition), London, :465-477 e :599 – 617.

GULYAS, H.; REICH, M. (1995), Organic compounds at different stages of a refinery wastewater treatment plant, *Water Science & Technology*, **32**, (7), :119-126.

JAHN, T.L.; BOVEE, E.C.; JAHN, F.F. (1949). *How to Know the Protozoa*. WCB/McGraw-Hill, Boston.

LEE, S., BASU, S., TYLER, C., WEI, I. (2004), Ciliate populations as bio-indicators at Deer Island Treatment Plant, *Advances in Environmental Research*, **8**, :371 - 378.

MADONI, P. (2004) Depuração Biológica I, <http://scienzebiologiche.unipr.it/didattica/att/61d3.file.pdf> (15 de Setembro de 2007).

MADONI, P. (2005), Ecologia dei microrganismi , <http://scienzebiologiche.unipr.it/didattica/att/28ef.0085.file.pdf> (15 de Setembro de 2007).

MADONI, P. (2004) *Applicazione dell'índice biótico del fango (S.B.I.) nel processo di depurazione a fanghi attivi*, <http://scienzebiologiche.unipr.it/didattica/att/e05b.file.pdf> (15 de Setembro de 2007).

MADONI, P.; Davoli, D.; Gorbi, G; Vescovi, L. (1999) *Toxic effect of heavy metals on the activated sludge protozoan community*, *Water Research*, Volume 30, Janeiro de 1996, Páginas 135-14.

Metcalf & Eddy, Inc. (2003), *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. McGraw-Hill (Fourth Edition).

NICOLAU, A.; MARTINS, M.; MOTA, M.; LIMA, N. (2005), Effect of copper in the protistan community of activated sludge, *Chemosphere*, **58**, :605 – 614.

PEREZ, Y. G., LEITE, S. G .F., COELHO, M. A. Z.. Activated sludge morphology characterization through an image analysis procedure., *Braz. J. Chem. Eng.*, 2006, vol.23, no.3, ISSN 0104-66322.

PATTERSON, D.J. e HEDLEY, S. (1996), *Free-Living Freshwater Protozoa. A Colour Guide*. Manson Publishing, Washington.

RATSAK, C.; MAARSEN, K.; KOOIJMAN, S. (1996), Effects of protozoa on carbon mineralization in activated sludge, *Wat. Res.*, **30**, (1), :1 - 12.

REYNOLDS, C. (2006), *Ecology of Phytoplankton*, Cambridge University Press, Cambridge, :7 – 15.

SALVADÓ, H.; GRACIA, M.; AMIGÓ, J. (1995), Capability of ciliated protozoa as indicators of effluent quality in activated sludge plants, *Wat. Res.*, **29**, (4), :1041 – 1050.

STREBLE, H., KRAUTER, D. (2006) “*Das Leben im Wassertropfen, Mikroflora und Mikrofauna des Süßwassers*”. Kosmos, Stuttgart..

ZHOU, K.; XU, M.; DAI, J.; CAO, H. (2006), The microfauna communities and operational monitoring of an activated sludge plant in China, *European Journal of Protistology*, **42**, :291-295.

7. Anexos

Anexo I – Resultados dos parâmetros físico-químicos

Tabela A.1 – Resultados dos parâmetros físico-químicos relativos a 10 de Setembro obtidos na ETAR da ZIA

Ponto de colheita	CBO ₅ (mg O ₂ /L)	CQO (mg O ₂ /L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SVI (mL/g)
1	180	480	180	160	–
2	58	510	73	58	–
3	135	1577	1867	1233	–
4	108	3815	6000	3733	210
5	–	–	4300	2900	150
6	45	377	10	5	–
7	51	282	10	6	–
8	–	–	980	420	–
9	–	–	1520	900	–
10	–	–	560	360	20
11	< 3	220	19	< 17	–

Tabela A.2 - Resultados dos parâmetros físico-químicos relativos a 17 de Setembro

Ponto de colheita	CBO ₅ (mg O ₂ /L)	CQO (mg O ₂ /L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SVI (mL/g)
1	180	640	250	220	–
2	150	650	170	150	–
3	103	2125	3488	2325	–
4	81	4500	4688	3138	290
5	–	–	3900	2500	250
6	8,2	302	31	27	–
7	8,2	286	14	11	–
8	–	–	13725	8825	–
9	–	–	7675	4475	–
10	–	–	3300	2088	180
11	6,2	190	24	18	–

Tabela A.3 - Resultados dos parâmetros físico-químicos relativos a 24 de Setembro

Ponto de colheita	CBO ₅ (mg O ₂ /L)	CQO (mg O ₂ /L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SVI (mL/g)
1	230	420	410	320	–
2	200	290	160	120	–
3	377	3100	3540	2260	–
4	183	3488	4440	2880	200
5	–	–	4000	2700	180
6	21	56	11	10	–
7	24	103	32	16	–
8	–	–	7200	3767	–
9	–	–	5400	3500	–
10	–	–	3800	2500	90
11	4	55	20	19	–

Tabela A.4 - Resultados dos parâmetros físico-químicos relativos a 8 de Outubro

Ponto de colheita	CBO ₅ (mg O ₂ /L)	CQO (mg O ₂ /L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SVI (mL/g)
1	84	610	1200	1000	–
2	58	360	240	200	–
3	135	769	425	310	–
4	38	3613	4140	2720	140
5	–	–	4000	2900	180
6	10	57	11	6	–
7	31	53	11	10	–
8	–	–	5833	3700	–
9	–	–	9500	5000	–
10	–	–	6433	4333	280
11	17	70	22	18	–

Tabela A.5 - Resultados dos parâmetros físico-químicos relativos a 15 de Outubro

Ponto de colheita	CBO ₅ (mg O ₂ /L)	CQO (mg O ₂ /L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SVI (mL/g)
1	550	960	380	350	–
2	550	820	93	91	–
3	138	1388	780	173	–
4	103	1775	1080	765	160
5	–	–	4100	3100	130
6	14	55	12733	8000	–
7	12	33	10	7	–
8	–	–	42	31	–
9	–	–	13700	8033	–
10	–	–	1210	870	90
11	12	63	25	25	–

Tabela A.6 - Resultados dos parâmetros físico-químicos relativos a 22 de Outubro

Ponto de colheita	CBO ₅ (mg O ₂ /L)	CQO (mg O ₂ /L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SVI (mL/g)
1	330	500	450	380	–
2	240	560	150	120	–
3	552	3901	3867	2800	–
4	35	2470	3133	2267	180
5	–	–	4700	3400	160
6	27	35	8	7	–
7	27	36	7	5	–
8	–	–	8400	4733	–
9	–	–	3900	2867	–
10	–	–	2167	1467	40
11	9	65	< 17	< 17	–

Tabela A.7 - Resultados dos parâmetros físico-químicos relativos a 29 de Outubro

Ponto de colheita	CBO ₅ (mg O ₂ /L)	CQO (mg O ₂ /L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SVI (mL/g)
1	100	180	55	49	–
2	380	620	180	160	–
3	120	2294	2967	2200	–
4	95	4069	4433	3200	190
5	–	–	5500	4100	180
6	12	37	6	6	–
7	14	38	5	5	–
8	–	–	7100	5167	–
9	–	–	7900	5633	–
10	–	–	2167	1533	30
11	4,5	69	< 17	< 17	–

Tabela A.8 - Resultados dos parâmetros físico-químicos relativos a 5 de Novembro

Ponto de colheita	CBO ₅ (mg O ₂ /L)	CQO (mg O ₂ /L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SVI (mL/g)
1	322	1435	925	658	–
2	–	–	138	–	–
3	140	1368	3675	2650	–
4	318	3525	5175	3775	190
5	–	–	4238	3200	175
6	9	37	9	5	–
7	9	38	8	7	–
8	–	–	12325	9000	–
9	–	–	9875	7550	–
10	–	–	1888	1413	50
11	3,4	24	< 17	–	–

Anexo II – Resultados dos parâmetros biológicos

Tabela B.1 – Densidade populacional (nº ind./mL) dos taxa identificados para a entrada do Tanque de Arejamento ao longo das amostragens (P3)

	Data							
	10 – Set - 07	17 –Set -07	24-Set-07	8-Out-07	15-Out-07	22-Out-07	29-Out-07	5-Nov-07
<i>Euglena sp.</i>	1750	750	417	83	333	333	500	667
<i>Navícula sp.</i>	875	1375	500	375	167	167	188	500
<i>Nitzschia sp.</i>	–	–	250	–	–	167	188	167
<i>Trachelophyllum sp.</i>	–	–	–	–	–	143	63	83
Ciliado	1250	–	2167	–	–	417	813	2583
<i>Coleps nolandi</i>	–	–	–	10	–	–	–	–
<i>Didinium nasutum</i>	–	–	–	15	36	36	–	90
<i>Litonotus fasciola</i>	–	24	–	21	–	–	–	–
<i>Tokophrya infusionum</i>	–	–	–	3	–	–	–	–
<i>Aspidisca sp.</i>	1080	828	705	648	468	455	828	180
<i>Arcella discoides</i>	1116	1404	727	165	384	346	1356	792
<i>Arcella hemisphaerica</i>	528	468	626	69	154	145	924	432
<i>Arcella megastoma</i>	24	540	–	8	–	–	–	–
<i>Euglypha alveolata</i>	1320	1386	–	396	1164	1090	972	612
<i>Lecane luna</i>	12	90	25	46	168	156	72	18
<i>Colurella uncinata</i>	36	–	–	5	–	–	48	–
<i>Rotaria rotatoria</i>	36	–	–	–	–	–	–	–
<i>Monhystera simillis</i>	12	18	–	–	–	–	12	18
<i>Aeolosoma sp.</i>	60	18	15	13	24	19	24	54
Tardígrados	11	36	33	26	36	33	48	90

Tabela B.2 – Densidade populacional (nº ind./mL) dos taxa identificados para o meio do Tanque de Arejamento ao longo das amostragens (P4)

	Data							
	10 – Set - 07	17 –Set -07	24-Set-07	8-Out-07	15-Out-07	22-Out-07	29-Out-07	5-Nov-07
<i>Euglena sp.</i>	1750	500	1000	1250	500	750	–	1000
<i>Navícula sp.</i>	750	–	4000	1250	750	750	2000	2750
<i>Nitzschia sp.</i>	500	–	1000	–	–	500	250	500
<i>Trachelophyllum sp.</i>	250	–	–	250	500	500	–	–
Ciliado	3500	2500	23000	7500	3250	2500	2000	3500
<i>Coleps nolandi</i>	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Didinium nasutum</i>	72	–	–	–	144	–	–	–
<i>Aspidisca sp.</i>	288	180	468	144	288	576	648	720
<i>Arcella discoides</i>	2088	1116	1080	1260	378	1386	1860	1764
<i>Arcella hemisphaerica</i>	612	306	144	540	72	378	564	216
<i>Arcella megastoma</i>	486	432	378	252	108	180	324	72
<i>Euglypha alveolata</i>	2304	1224	1170	1800	378	828	–	432
<i>Lecane luna</i>	72	54	–	108	108	90	84	144
<i>Colurella uncinata</i>	72	18	–	252	36	18	24	36
<i>monhystera simillis</i>	36	18	18	–	–	–	12	–
<i>Aeolosoma sp.</i>	18	90	36	72	36	90	72	–
Tardígrados	36	–	18	36	54	18	36	72

Tabela B.3 – Densidade populacional (nº ind./mL) dos taxa identificados para a saída do Tanque de Arejamento ao longo das amostragens (P5)

	Data							
	10 – Set - 07	17 –Set -07	24-Set-07	8-Out-07	15-Out-07	22-Out-07	29-Out-07	5-Nov-07
<i>Euglena sp.</i>	1750	1000	500	750	1500	1500	250	750
<i>Navícula sp.</i>	1000	750	1750	2500	500	750	–	1500
<i>Nitzschia sp.</i>	500	250	–	250	–	–	–	750
<i>Trachelophyllum sp.</i>	250	125	–	–	250	500	–	–
Ciliado	1000	125	4000	750	3250	4000	3250	1500
<i>Coleps nolandi</i>	–	–	–	–	–	–	72	–
<i>Didinium nasutum</i>	–	–	36	–	–	–	90	–
<i>Aspidisca sp.</i>	36	–	180	396	216	361	540	648
<i>Arcella discoides</i>	1836	648	1494	450	900	1656	1836	1152
<i>Arcella hemisphaerica</i>	252	468	324	198	180	576	576	540
<i>Arcella megastoma</i>	576	324	288	18	180	144	432	252
<i>Euglypha alveolata</i>	1944	936	1980	534	1296	1368	990	828
<i>Lecane luna</i>	36	36	–	246	216	72	72	36
<i>Colurella uncinata</i>	–	–	18	174	144	36	36	–
<i>Monhystera simillis</i>	–	–	18	–	36	36	36	36
<i>Aeolosoma sp.</i>	36	–	72	6	36	180	36	144
Tardígrados	–	36	36	6	36	36	18	72

Tabela B.4 – Densidade populacional (nº ind./mL) dos taxa identificados para a saída do efluente clarificado do decantador 1 ao longo das amostragens (P6)

	Data							
	10 – Set - 07	17 –Set -07	24-Set-07	8-Out-07	15-Out-07	22-Out-07	29-Out-07	5-Nov-07
<i>Euglena sp.</i>	33	105	18	171	42	474	632	177
<i>Navícula sp.</i>	40	237	34	92	93	1303	66	81
<i>Nitzschia sp.</i>	–	184	–	20	8	92	66	38
<i>Trachelophyllum sp.</i>	–	–	–	53	25	–	79	100
Ciliado	–	625	–	–	51	13	132	62
<i>Coleps nolandí</i>	–	3	4	6	10	–	–	4
<i>Didinium nasutum</i>	1	24	–	11	10	1	20	18
<i>Staurophrya elegans</i>	–	–	4	–	–	–	–	–
<i>Acineta tuberosa</i>	–	3	3	1	1	2	–	–
<i>Tokophrya infusionum</i>	–	11	3	1	–	–	1	–
<i>Aspidisca sp.</i>	–	5	3	8	–	–	1	–
<i>Arcella discoides</i>	10	54	15	17	14	11	26	26
<i>Arcella hemisphaerica</i>	4	14	–	5	7	4	3	10
<i>Arcella megastoma</i>	–	–	–	–	–	–	11	–
<i>Euglypha alveolata</i>	9	65	12	17	27	1	4	1
<i>Lecane luna</i>	–	2	–	8	7	5	6	2
<i>Colurella uncinata</i>	–	–	–	5	4	2	3	4
<i>Monhystera simillis</i>	–	1	–	1	–	–	–	–
<i>Aeolosoma sp.</i>	–	2	–	–	–	–	–	–
Tardígrados	–	2	–	–	1	–	–	1

Tabela B.5 – Densidade populacional (nº ind./mL) dos taxa identificados para a saída do efluente clarificado do decantador 1 ao longo das amostragens (P7)

	Data							
	10 – Set - 07	17 –Set -07	24-Set-07	8-Out-07	15-Out-07	22-Out-07	29-Out-07	5-Nov-07
<i>Euglena sp.</i>	268	263	303	120	120	135	1200	184
<i>Navícula sp.</i>	167	211	79	120	120	99	63	175
<i>Nitzschia sp.</i>	53	64	4	15	15	41	–	53
<i>Trachelophyllum sp.</i>	79	18	32	165	165	99	–	96
Ciliado	–	–	–	128	128	–	189	211
<i>Coleps nolandi</i>	9	15	6	6	6	2	2	–
<i>Didinium nasutum</i>	–	30	1	3	4	4	19	15
<i>Acineta tuberosa</i>	–	5	15	1	2	4	–	–
<i>Tokophrya infusionum</i>	–	7	3	–	–	–	–	–
<i>Aspidisca sp</i>	–	–	2	–	10	6	–	–
<i>Arcella discoides</i>	17	65	30	6	7	15	5	27
<i>Arcella hemisphaerica</i>	5	16	4	5	5	6	14	8
<i>Arcella megastoma</i>	–	–	–	–	–	–	5	–
<i>Euglypha alveolata</i>	25	78	37	14	15	3	1	3
<i>Lecane luna</i>	1	2	2	11	12	3	3	3
<i>Colurella uncinata</i>	–	–	–	10	11	4	–	2
<i>Monhystera simillis</i>	–	–	2	1	1	–	–	–
Tardígrados	1	5	2	–	–	1	3	–

Tabela B.6 – Resultados dos parâmetros biológicos do poço de lamas (P10) ao longo do estudo

Proto/Metazoários	10-Set-07	17-Set-07	24-Set-07	08-Out-07	15-Out-07	22-Out-07	29-Out-07	05-Nov-07
Ciliados	4	4	4	5	5	5	5	5
Flagelados	2	1	1	–	–	1	1	1
Tecamebas	5	5	5	5	5	5	5	5
Rotíferos	3	3	3	3	4	5	5	4
Nemátodes	2	4	2	3	3	3	5	4
Anelídeos	3	3	3	3	2	2	2	2
Tardígrados	–	4	4	4	3	2	2	4

