

Sandra Filipa Coelho Lemos

# Análise ao Sistema de Efluentes da Celbi

Avaliação da Actividade Microbiológica

**Dissertação apresentada para provas de Mestrado em Química, área  
de especialização em Processos Químicos Industriais**

Professor Doutor Artur José Monteiro Valente

Engenheira Leonor Margalho

**Setembro de 2011**

**Universidade de Coimbra**

# Agradecimentos

Em primeiro lugar gostava de agradecer aos meus orientadores Professor Doutor Artur José Monteiro Valente e Engenheira Leonor Margalho por me terem orientado durante este projecto de forma tão paciente e sempre com toda a sua disponibilidade.

Agradeço também à empresa Celulose Beira Industrial, Celbi, e a todos os seus colaboradores por permitirem a realização deste projecto e pela forma como me receberam e integraram.

Gostaria de agradecer à minha família que me acompanhou durante todo o meu percurso académico transmitindo sempre o seu apoio incondicional.

# Índice

1. Introdução	
1.1 Âmbito .....	1
1.2 Objectivo .....	1
1.3-Enquadramento .....	2
1.3.1-A Celbi .....	2
1.3.2- Linha de produção de pasta.....	3
1.3.3-Estação de tratamento de efluentes.....	5
1.3.3.1-Tratamento Preliminar .....	6
1.3.3.2-Tratamento Primário .....	8
1.3.3.3-Tratamento Secundário .....	10
1.3.3.4-Microorganismos presentes no reactor biológico .....	17
1.3.3.5-Problemas comuns nas lavas activadas .....	25
2. Métodos Experimentais	
2.1 Fósforo total e ortofosfato.....	29
2.2 Azoto total.....	32
2.3 Sólidos Suspensos .....	34
2.4 Carência Química em Oxigénio (CQO) .....	35
2.5 Observação Microscópica.....	36
3. Resultados e Discussão	
3.1 Caracterização Microbiológica .....	39
3.2 Correlação entre as variáveis .....	46
3.3- Correlação entre as variáveis e a actividade microbiológica.....	49
4 . Conclusão .....	59
5. Bibliografia.....	60

# Índice de Figuras

Figura 1- Representação esquemática de linha de produção de pasta .....	4
Figura 2- Representação esquemática da estação de tratamento de resíduos .....	6
Figura 3- Representação esquemática da reunião dos efluentes parciais na estação de tratamento de resíduos .....	7
Figura 4- Representação esquemática das diferentes etapas do reactor biológico.....	12
Figura 5- Representação esquemática do clarificador secundário e do retorno de lamas da ETAR da Celbi.....	16
Figura 6- Representação esquemática dos compartimentos que constituem a bacia de arejamento. ....	37
Figura 7- Espécie <i>amphileptus pleurosima</i> da família ciliados livres .....	40
Figura 8- Espécie <i>colpidium</i> da família dos ciliados livres .....	40
Figura 9- Espécie <i>Vorticella</i> da família dos ciliados sésseis .....	41
Figura 10-Espécie <i>Bodo</i> da família dos flagelados .....	42
Figura 11-Flocos irregulares e abertos: a)ampliação 400x, b)ampliação 100x .....	42
Figura 12-Bactérias filamentosas presentes nas lamas biológicas .....	43

# Índice de Gráficos

Gráfico 1- Representação gráfica da quantidade de microrganismos presentes nas lamas activadas .....	39
Gráfico 2- Representação gráfica da actividade microbiológica ao longo do tempo .....	44
Gráfico 3- Grupo de microrganismos dominantes para cada amostra.....	44
Gráfico 4- Sólido suspensos totais vs Teste de sedimentação .....	47
Gráfico 5- Concentração de Fósforo total vs Oxigénio dissolvido .....	47
Gráfico 6- Concentração de Azoto total vs Oxigénio dissolvido .....	48
Gráfico 7- Carência química de oxigénio vs concentração de Fósforo total .....	48
Gráfico 8- Carência química de oxigénio vs concentração de Azoto total .....	49
Gráfico 9- Concentração de CQO vs Ciliados livres .....	50
Gráfico 11-Concentração de CQO vs flagelados .....	50
Gráfico 12-Concentração de CQO vs Bactérias filamentosas.....	51
Gráfico 13-Concentração de O <sub>2</sub> dissolvido vs Ciliados livres .....	51
Gráfico 14-Concentração de O <sub>2</sub> dissolvido vs Ciliados sésseis .....	52
Gráfico 15-Concentração de O <sub>2</sub> dissolvido vs Flagelados .....	52
Gráfico 16- Concentração de O <sub>2</sub> dissolvido vs Bactérias filamentosas.....	52
Gráfico 17-Concentração de SS vs Ciliados livres.....	53
Gráfico 18-Concentração SS vs ciliados sésseis .....	53
Gráfico 19-Concentração de SS vs Ciliados flagelados.....	54
Gráfico 20-Concentração SS vs ciliados Bactérias filamentosas .....	54
Gráfico 22-Concentrações de fósforo total vs ciliados sésseis.....	55
Gráfico 23-Concentração de fósforo total vs flagelados.....	56
Gráfico 24-Concentrações de fósforo total vs Bactérias filamentosas .....	56
Gráfico 25-Concentração de azoto total vs ciliados livres.....	57
Gráfico 26-Concentrações de azoto total vs ciliados sésseis .....	57
Gráfico 27-Concentração de azoto total vs flagelados .....	58
Gráfico 28-Concentrações de azoto total vs ciliados Bactérias filamentosas .....	58

# Índice de Tabelas

Tabela 1- Resumo dos parâmetros críticos a se controlados no reactor biológico da ETAR da Celbi .....	17
Tabela 2- Comparação das características fisiológicas das bactérias foc-forming e filamentosas .....	20
Tabela 3 -Classificação utilizada para agrupar os organismos da microfauna .....	23
Tabela 4- Desempenho de estações de tratamento indicadas por grupos dominantes da microfauna .....	24
Tabela 5 - Microrganismos indicadores das condições de depuração .....	25
Tabela 6-Volumes de amostra e concentrações .....	30
Tabela 7- Descrição dos ensaios realizados durante o projecto.....	38
Tabela 8- Frequência relativa dos grupos componentes da microfauna na bacia de arejamento .....	39
Tabela 9- Relação entre os microrganismos encontrados no sistema e as características do processo.....	45

## Abreviações

**CBO**- Carência Bioquímica em oxigénio

**CQO**- Carência Química em oxigénio

**COT**- Carbono Orgânico total

**ETAR**- Estação de tratamento de águas residuais

**EDP**- Produção Bioeléctrica , SA

**IPQ**- Instituto Português de Qualidade

**IL**- Idade das lamas

**IVL**- Índice volumétrico de lamas ou índice de *Mohlman*

**IVLD**- Índice volumétrico de lamas diluído

**MBP**- Produção mínima de lamas biológicas

**SS**- Sólidos suspensos

**SSV**- Sólidos suspensos voláteis

**SVI**- Volume específico de lamas

## Resumo

O processo de lamas activadas, caracterizado por altas cargas de matéria orgânica, grande número de bactérias e condições aeróbias fornecidas artificialmente, é hoje em dia o método por processos biológicos mais eficaz a aplicar numa estação de tratamento secundário de resíduos. Os microrganismos presentes na microfauna das lamas activadas colaboram na clarificação do efluente, na degradação da matéria orgânica, na floculação do material suspenso e podem ainda ser utilizados como indicadores das condições das lamas e da qualidade do efluente.

A composição da comunidade microbiológica, usada na remoção de matéria orgânica no tratamento de efluentes, requer condições específicas para a sua reprodução e crescimento. Deste modo, as características químicas do efluente tais como pH, oxigénio dissolvido, carência em oxigénio, azoto, fósforo entre outros, podem ter influência no desenvolvimento destes microrganismos aeróbios. O principal objectivo desta tese é avaliar os parâmetros químicos e físicos que mais influenciam a actividade microbiológica da estação de tratamento secundário de efluentes residuais. Deste modo pretende-se verificar quais as condições processuais que permitem uma maior eficiência do tratamento do efluente, tomando-se como exemplo a ETAR da Celulose Beira Industrial, Celbi S.A.

Para a realização deste projecto foram recolhidas amostras diárias na bacia de arejamento do reactor biológico que posteriormente foram sujeitas a análises para a determinação dos parâmetros físico-químicos a estudar.

Usando os métodos já adoptados pelo laboratório onde foi inserido este projecto, foi possível obter um conjunto de valores que permitiram um estudo aprofundado das condições processuais do reactor biológico. Estes valores foram tratados através de ferramentas estatísticas e foram posteriormente analisados e caracterizados.



## Abstract

The process of activated sludge characterized by high charges of organic material, high numbers of bacteria and aerobic conditions artificially provided, is nowadays, the method by biological procedure more effective to applying in a waste secondary treatment plant. The microorganism's community of the activated sludge collaborates in the clarification of the effluent, in degradation of organic material, in flocculation of suspended material and they can be used as indicators of mud's conditions and effluent's quality.

The composition of the microbiological community, used to remove organic material in the treatment of effluents, requires specific conditions for its reproduction and grows.

This way, the effluent's chemical characteristics such as pH, dissolved oxygen, lack of oxygen, nitrogen, phosphorus among others, will have influence in the development of these aerobic microorganisms. The aim of this thesis is assessing which chemical and physical parameters have the greatest influence in the microbiological activity of the waste secondary treatment plant. This way, intends to check which are the procedural conditions that allowed a bigger efficiency in effluent's treatment, taking the ETAR da Celulose Beira Industrial, Celbi S.A, as example.

To perform this project were collected daily samples of the aeration basin of the biologic reactor. Which were then analyzed in order to determine the physical and chemical parameters in study.

Using the methods already adopted by this laboratory were this project has been insert, was possible obtain a set of values that allowed a thorough study of the procedure conditions in the biological reactor. These values were treated by statistic tools and then analysed and characterized.

# 1. Introdução

## 1.1. Âmbito

Este trabalho foi efectuado no âmbito da disciplina de Projecto do Mestrado em Processos Químicos Industriais do Departamento de Química da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.

O projecto foi realizado entre Novembro de 2010 e Agosto de 2011 nas instalações da empresa de Celulose Beira Industrial, Celbi, S.A., situada em Leirosa, no âmbito de maximizar a eficiência da Estação de Tratamento Secundário de Efluentes Residuais.

A orientação do estágio esteve a cargo do Professor Doutor Artur Valente por parte do Departamento de Química, da Universidade de Coimbra, e pela Engenheira Leonor Margalho da Celulose Beira Industrial (Celbi).

## 1.2 Objectivo

A descarga de resíduos provenientes da produção industrial, que não sejam previamente tratados, pode ter efeitos negativos muito graves para o ambiente e saúde humana. Estes efeitos tais como a deficiência em oxigénio dissolvido, libertação de odores, nutrientes em excesso e contaminantes tóxicos representam uma grande preocupação na protecção dos recursos hídricos e atmosféricos. Com efeito, proteger o meio ambiente em que estão inseridos, tem sido a principal preocupação de qualquer empresa que disponha de produção industrial. É neste propósito que a estação de tratamento secundário de efluentes residuais se torna num elemento indispensável em todas as instalações industriais de modo a minimizar o impacto da descarga de resíduos, favorecendo a produção de produtos finais viáveis que defendem a qualidade de vida das populações. É neste âmbito que se insere a realização deste projecto, cujo objectivo é analisar e caracterizar as lamas activadas do reactor biológico da estação de tratamento de águas residuais da Celbi. Com este estudo pretende-se compreender quais os parâmetros que mais influenciam o desenvolvimento de actividade microbológica essencial para a remoção da matéria orgânica do efluente fabril.

## 1.3-Enquadramento

### 1.3.1-A Celbi

Instalada em Portugal desde 1965, a Celulose Billerud SARL surgiu como uma iniciativa da empresa sueca, Billerud AB, associada a um dos maiores grupos industriais portugueses naquela época, a Companhia União Fabril (CUF). A empresa viria a localizar-se junto à costa, na Leirosa, uma pequena aldeia piscatória, 15 km a sul da Figueira da Foz. Em 1970, a empresa alterou a sua designação social, passando a designar-se por Celulose Beira Industrial (Celbi), SARL.

A partir de 1981 iniciam-se diversos projectos com a finalidade de otimizar o desempenho da empresa e o aumento de qualidade dos produtos. A instalação de uma nova caldeira de recuperação, o aproveitamento dos subprodutos do processo para a redução do consumo de matérias-primas, a substituição parcial do abastecimento de poços situados junto à unidade fabril, o abandono do uso de cloro elementar pela “deslignificação por oxigénio” e a redução do consumo de dióxido de cloro no branqueamento da pasta, entre outros projectos, permitiram que o IPQ – Instituto Português da Qualidade - atribuisse o Certificado de Qualidade de acordo com as normas ISO 2002 a esta empresa, em 1995.

Nesse mesmo ano, o Governo Português vendeu a sua parte à STORA CELL AB passando a unidade fabril a designar-se por Stora Celbi Celulose Beira Industrial, SA. Em 1996, o Laboratório da Stora Celbi foi certificado pelo ISQ, de acordo com as normas EN 45 001, passando no ano seguinte a produzir 270.000 t/ano de pasta.

No final de 1998, ocorreu a fusão entre a Stora (Sueca) e a Enso (Finlandesa), dando origem ao grupo StoraEnso e a Celbi retomou a sua designação anterior: Celulose Beira Industrial (Celbi), SA. O projecto “C99” permitiu, em 1999, o arranque do novo Digestor e o Branqueamento remodelado possibilitando uma modernização da empresa ao nível de optimização de consumo de matérias-primas, minimização do impacte ambiental, aumento do volume de produção e qualidade do produto. No ano seguinte é atribuído pela Lloyd’s Quality Assurance a Certificação Ambiental de acordo com as normas ISO 14001 e A Declaração de Verificação e Validação “ Sistema Comunitário de Ecogestão e Auditoria - EMAS”.

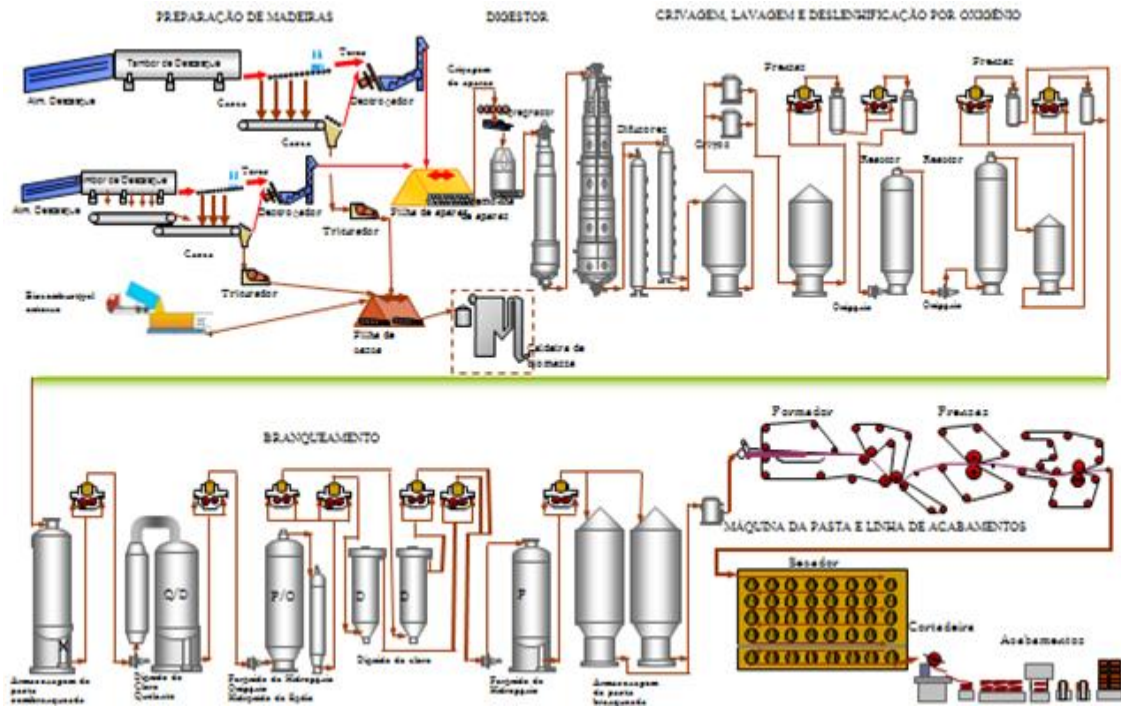
Desde o ano de 2000, a Celbi tem sido considerada a melhor empresa do sector de pasta de papel, em Portugal, pela revista “Exame”, tendo obtido o prémio oito vezes na última

década. Em Junho de 2006, o grupo ALTRI anuncia ter celebrado um contrato conducente à aquisição de 100% dos direitos de voto da Celbi, negócio que foi concluído em Agosto de 2006. [1]

A Celbi ocupa o segundo lugar nas maiores empresas no distrito na área industrial e o quarto lugar no ranking geral. O seu mais recente desafio, que se iniciou em 2007 e se prolongou até ao final de 1º semestre de 2009, foi a modernização e expansão da sua unidade fabril. Este projecto, designado por Projecto de Expansão Celbi (C09), consistiu na remodelação da sua linha de produção de pasta e na montagem de novas instalações na área de recuperação de químicos e de produção de energia e visou aumentar a capacidade anual de produção das 325.000 toneladas de pasta branqueadas eucalipto para as actuais 600.000 toneladas, respondendo assim às solicitações de mercado, especialmente europeu. Em simultâneo, a EDP- Produção Bioeléctrica, S.A. construiu uma central termoeléctrica a biomassa nas instalações fabris da Celbi. Esta nova unidade, que funciona desde Abril de 2009, produz energia eléctrica, a injectar na rede nacional, a partir de recursos renováveis, nomeadamente biomassa florestal proveniente das operações de exploração florestal, como é o caso da limpeza das matas. O investimento visou a obtenção de uma fábrica ecologicamente equilibrada, com um desempenho ambiental e processual compatível com as melhores técnicas disponíveis definidas pela União Europeia, em cumprimento total da legislação nacional e comunitária, colocando assim a Celbi entre as empresas mais sustentáveis a nível mundial.[2]

### **1.3.2- Linha de produção de pasta**

A linha de produção de pasta é constituída pelas fases seguintes: preparação das madeiras, digestor, crivagem, lavagem e deslenhificação por oxigénio, branqueamento, máquina da pasta e linha de acabamento, tal como se encontra esquematicamente representado na Figura 1.



**Figura 1-** Representação esquemática de linha de produção de pasta [3]

A Celbi produz pasta de papel usando apenas madeira de eucalipto. A madeira chega à fábrica sob a forma de rolaria com casca, é descascada e destrocada em aparas que são armazenadas em pilhas. A casca removida dos toros é queimada na caldeira de casca, permitindo desta forma produzir energia que será aproveitada, posteriormente, no processo de fabrico de pasta de papel. [4,5] Após um processo de crivagem, as aparas são alimentadas em conjunto com licor branco (químicos para cozimento) a um digestor contínuo onde reagem a temperatura (150-170°C) e pressão elevadas, a pH alcalino. Nesta etapa, os químicos dissolvem a lenhina, a substância responsável pela agregação das fibras de celulose com liberação destas, e inicia-se a decomposição da hemicelulose e da celulose. [6]

A pasta crua é lavada para remover produtos residuais, orgânicos e inorgânicos, resultantes do processo de cozimento e submetida a operações de crivagem para a remoção de partículas incozidas e outras impurezas. Numa primeira crivagem ocorre a separação e lavagem de “nós”, recuperados para o digestor. Na crivagem secundária são extraídas impurezas e partículas que não se encontram cozidas. A pasta é lavada em contracorrente com condensados e água recuperada do processo de branqueamento, sendo de seguida submetida a um pré-branqueamento com oxigénio, resultando uma pasta semi-branqueada de tonalidade amarela, que é enviada para a instalação do branqueamento. O licor extraído é posteriormente enviado para a área de recuperação.

À entrada da instalação de branqueamento, a pasta contém ainda compostos residuais, resultantes da decomposição da lenhina que são gradualmente removidos, na sua quase totalidade, através de reacções químicas com agentes branqueadores como o oxigénio, o peróxido de hidrogénio e o dióxido de cloro. No final desta fase, a pasta apresenta-se sob a forma de suspensão espessa, de cor branca. [7] A suspensão de pasta branqueada é submetida a uma crivagem e depuração finais, sendo depois lançada sob um sistema de tela dupla em movimento para a formação da folha, na qual lhe é retirada grande parte da água, primeiro por prensagem e posteriormente por acção de vácuo. A seguir é prensada e seca através de um sistema compacto de secagem com ar quente. Após a secagem, a folha é cortada em folhas mais pequenas que são empilhadas em fardos de 250 kg cada, os quais seguem para o armazém da pasta. No armazém da pasta, os fardos são agrupados com arames em unidades de oito fardos. São depois empilhados e posteriormente carregados para camiões que os transportam para o porto comercial ou directamente para o cliente.

### 1.3.3-Estação de tratamento de efluentes

As águas residuais, designadas habitualmente por efluentes, podem-se apresentar poluídas com diversas substâncias. O objectivo de um sistema de tratamento é a remoção dos poluentes das águas residuais, de modo a que as mesmas sejam descarregadas no meio ambiente em condições que não provoquem desequilíbrios ecológicos e que, como objectivo último, possam ser reutilizadas. Um sistema adequado de tratamento de águas residuais deve:

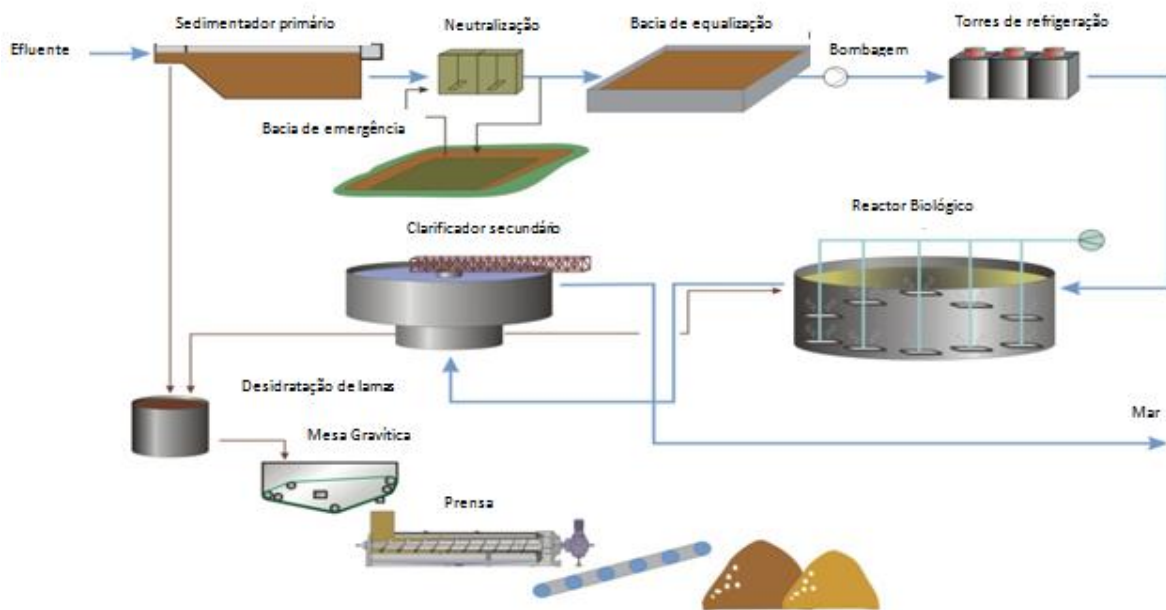
- - Garantir que as condições ecológicas dos meios receptores não são afectadas;
- - Garantir a utilização recreativa das águas nos meios receptores;
- - Proteger as reservas de água potável;
- - Evitar riscos para a saúde pública;

O princípio geral de tratamento de águas residuais é submeter a corrente a processos de sedimentação flotação, através dos quais se procede à separação de materiais. Alguns poluentes são facilmente removíveis, ao passo que outros devem ser previamente convertidos em espécies sedimentáveis para poderem ser separados.

O processo de tratamento desenvolve-se em várias etapas. Cada estágio permite a remoção de poluentes ou converte a matéria dissolvida ou suspensa em espécies que

podem ser removidas posteriormente (Figura.2) [8]. Podem existir uma ou mais das seguintes etapas:

- - Tratamento preliminar.
- - Tratamento primário.
- - Tratamento secundário.
- - Remoção e secagem de sólidos.



**Figura 2-** Representação esquemática da estação de tratamento de resíduos [8]

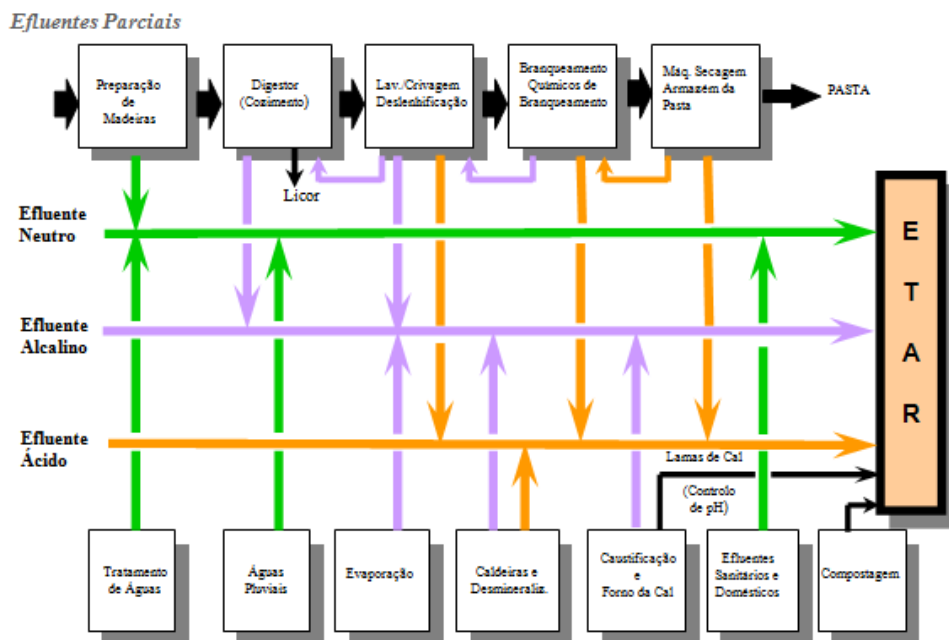
### 1.3.3.1- Tratamento preliminar

A etapa inicial de tratamento preliminar, ou pré-tratamento, é normalmente a primeira fase de purificação. O seu objectivo é a remoção de materiais de grande dimensão presentes no efluente. Esta acção é fundamental para evitar riscos de colmatção de tubagens, bombas e outros equipamentos, bem como para minimizar interferências em etapas posteriores de tratamento do efluente. No processo de fabrico e na fábrica em geral são gerados 3 tipos de efluentes, separados na origem, sendo cada um enviado para a estação de tratamento de efluentes (ETAR) através de condutas individualizadas (Figura 3):

**Efluente ácido**- este efluente inclui o efluente ácido do branqueamento e o efluente da máquina de secagem, ambos contendo fibras. Engloba também o efluente da área de produção de dióxido de cloro e o efluente ácido da desmineralização, estes sem expressão volumétrica relevante no total do efluente ácido.

**Efluente alcalino**- este efluente comporta os efluentes alcalinos com fibras provenientes das áreas de produção de pasta (digestor, lavagem, crivagem e deslenhificação com oxigénio) e o efluente alcalino da área da recuperação e energia.

**Efluente da preparação de madeiras, sanitário e pluvial**- ao efluente sanitário e doméstico proveniente de diversos pontos do estabelecimento industrial juntam-se o efluente gerado na área da preparação de madeiras, o efluente da estação de tratamento de águas e os vários circuitos individualizados de águas pluviais, sendo recolhidos numa conduta que os conduz à ETAR.



**Figura 3**-Representação esquemática da reunião dos efluentes parciais na estação de tratamento de resíduos [9]

O efluente ácido, após a sua pré-neutralização, e o efluente alcalino juntam-se numa câmara (câmara de mistura), a partir da qual são enviados para o tratamento primário (sedimentador primário) por acção de parafusos de arquimedes. É desejável que o pH do efluente que sai da câmara de mistura seja de 6-7, de forma a garantir condições adequadas de clarificação no sedimentador e para não afectar os materiais de



construção. O efluente sanitário e do parque de madeiras não é sujeito a qualquer acção de alteração de pH, dado o seu carácter praticamente neutro. [9]

### 1.3.3.2-Tratamento Primário

O efluente contém uma grande variedade de partículas pequenas (areias, microrganismos, fibras e outros). O objectivo da etapa de tratamento primário é remover a maior parte dos sólidos suspensos na água residual. Este processo físico é executado em bacias designadas de clarificadores primários.[8]

No sedimentador, o efluente que resulta da mistura dos efluentes ácidos e alcalino é sujeito a um processo de remoção de sólidos, vulgarmente conhecido por clarificação. Por acção da gravidade, os sólidos em suspensão presentes nos efluentes, particularmente fibras provenientes do processo de fabrico, são decantados no tanque de sedimentação. Da mesma forma, a mas em sedimentadores diferentes, o efluente sanitário e do parque de madeiras passa pelo mesmo processo de clarificação sendo posteriormente sujeito a um processo de crivagem, para remoção adicional de materiais sobrenadantes e outros que não foram previamente separados. As lamas fibrosas extraídas são enviadas para o edifício da ETAR, podendo ser desidratadas nas prensas de fibras existentes ou ser misturadas total ou parcialmente com as lamas biológicas para facilitar a desidratação destas. Os efluentes clarificados provenientes dos sedimentadores e os lixiviados de compostagem juntam-se na câmara de reunião de efluentes, a partir da qual são alimentados à unidade de neutralização que antecede a instalação de tratamento secundário.

O controlo do pH do efluente, que sai da unidade de tratamento primário em valores próximos de 7, ou seja, num intervalo em que o efluente é praticamente neutro, é muito importante para garantir o bom funcionamento do processo posterior de tratamento biológico, dada a sensibilidade dos microrganismos a variações ácidas ou alcalinas do meio. Assim, foi prevista a neutralização complementar do efluente a montante da etapa de equalização, após a câmara de reunião onde a adição de agente neutralizante ácido ou alcalino é função dos valores de pH medidos na bacia de equalização. Após neutralização, o efluente é enviado para regulação de caudal, homogeneização e arejamento superficial na bacia de equalização. O nível de efluente nesta bacia varia de

acordo com o caudal, sendo o controlo efectuado através do funcionamento da estação de bombagem.

Em caso de anomalias processuais que possam afectar a qualidade do efluente, tais como derrames ácidos ou alcalinos, o efluente deve ser desviado para a bacia de emergência. O mesmo acontecerá em caso de picos anormais de caudal. Esta bacia armazenará o efluente durante o tempo necessário à normalização das características do efluente que alimenta o reactor biológico, de forma a minimizar os efeitos negativos sobre as bactérias. Nos períodos de paragem da fábrica, planeadas ou anuais, é conveniente dispor de efluente na bacia de emergência para garantir que o ecossistema bacteriano presente no reactor biológico se mantenha em funcionamento e que não seja destruído por falta de alimentação de matéria orgânica.

A temperatura do efluente após o tratamento primário é normalmente de 50 a 60 °C, tendo-se verificado nos últimos anos uma tendência para a subida de temperatura à medida que se introduziram dispositivos de recuperação de água no processo de fabrico. Dado que a temperatura é um dos factores fundamentais a controlar no reactor biológico, uma vez que as bactérias não sobrevivem a temperaturas superiores a cerca de 40 °C, é necessário arrefecer o efluente. [10] Esta operação é feita em torres de refrigeração, alimentadas no topo pelo efluente bombeado da câmara de neutralização. A temperatura de saída do efluente na base das torres, de onde é enviado para a câmara de arejamento (reactor biológico), será de 35-37 °C.

Antes do reactor biológico, são adicionados ao efluente nutrientes cujo objectivo é garantir o desenvolvimento das bactérias presentes no meio, dado que participam nos metabolismos respectivos de formação e crescimento. Tradicionalmente, são utilizados compostos de fósforo e azoto como nutrientes no tratamento biológico de efluentes industriais. Dadas as características do processo fabril e da sua matéria-prima fundamental (madeira de eucalipto), não é necessário adicionar quaisquer compostos de fósforo ao efluente, uma vez que o teor em fósforo é elevado. No entanto, é necessário juntar um composto rico em azoto, dada que a concentração de azoto no efluente é insuficiente para garantir um bom funcionamento do tratamento biológico. O composto utilizado é a ureia, que pode ser fornecida em solução concentrada, sendo armazenada em tanque próprio. A dosagem é feita de forma controlada, na corrente que alimenta a bacia de arejamento. [11,12]

O lançamento de águas residuais com elevada concentração de nutrientes (especialmente azoto e fósforo) causa como consequência a eutrofização dos cursos de

água diminuindo a quantidade de oxigénio dissolvido, o que conduz a sérios problemas de saúde pública. [13] Uma quantidade residual de 2 mg/l de azoto solúvel e 0,2 mg/l de fósforo solúvel no efluente final é normalmente suficiente para assegurar os requisitos de nutrientes da bacia de arejamento. No entanto, a quantidade de nutrientes necessária é calculada em função da matéria orgânica existente no efluente não tratado, medida através de teste de CBO e CQO. [14] A adição de anti-espuma é efectuada por razões operacionais, quando necessário, na bacia de arejamento, dada a injeção permanente de ar no meio. A alimentação ocorre directamente a partir de contentores usados para efeitos de transporte, com auxílio de bomba doseadora.

### 1.3.3.3-Tratamento Secundário

O tratamento secundário é constituído por processos biológicos seguidos de processos físico-químicos. No processo biológico podem ser utilizados dois tipos diferentes de tratamento:

- aeróbios: onde se podem utilizar, dependendo da característica do efluente, tanque de lamas activadas, lagoas arejadas com macrófitas, leitos percoladores ou biofilmes; ou
- anaeróbios: podem ser utilizadas as lagoas ou digestores anaeróbios.

Estes processos utilizam uma mistura de microrganismos, cujo crescimento dá origem a uma massa biológica estabilizada. Esta matéria absorve e decompõe matéria orgânica presente na água residual sujeita a tratamento biológico. O processo permite também que parte dos sólidos em suspensão no efluente sejam removidos.

A estação de tratamento secundário de efluentes da Celbi utiliza o sistema de lamas activadas. O tratamento de efluentes com lamas activadas é um processo com as seguintes características:

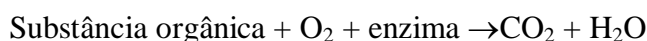
- processo aeróbio (ou seja, com a presença de oxigénio);
- processo biológico (ou seja, com a participação de microrganismos bacterianos).

O material orgânico presente no efluente primário, que provém do primeiro sedimentador exhibe certas características que requerem formas adicionais de tratamento como processo de lamas activadas [15]. As lamas activadas consistem em partículas que são originadas pelo crescimento de organismos na presença de oxigénio dissolvido. O

nome deste processo é referente à biomassa activada que usa compostos orgânicos e nutrientes para a síntese e formação de novas células. [16]

Existem diferentes espécies de microrganismos que interagem no ecossistema de acordo com uma cadeia alimentar. Neste processo, os microrganismos presentes no reactor biológico removem a matéria orgânica (contendo carbono), que serve de fonte de energia para o seu desenvolvimento e manutenção e da mesma forma permite eliminar os materiais consumidores de oxigénio no meio receptor. O processo biológico pode ser dividido em 4 partes:

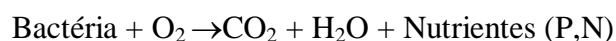
→ Oxidação de substâncias orgânicas (CQO, CBO):



→ Crescimento bacteriano:



→ Decomposição de bactérias:

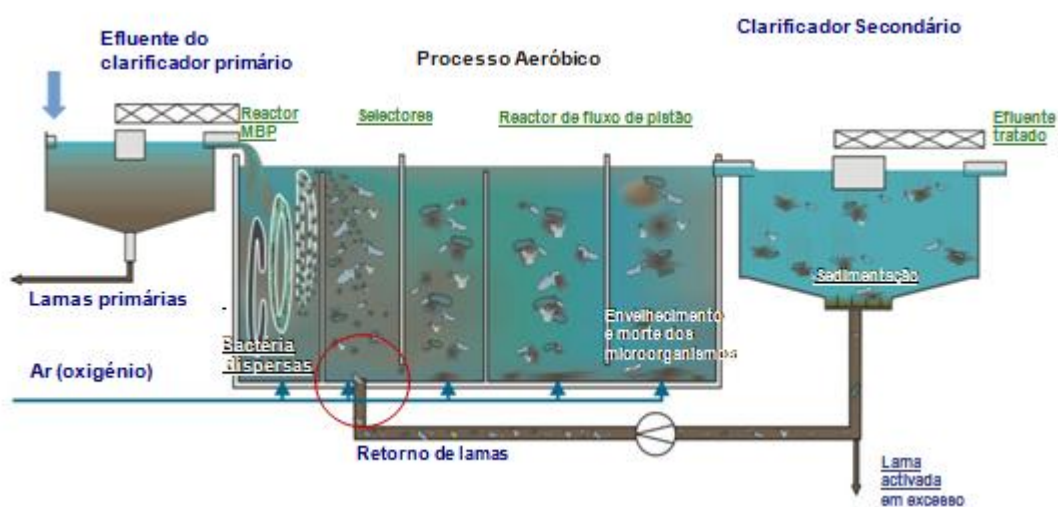


→ Actividade biológica (velocidade da reacção): o aumento da velocidade de reacção está relacionado com o aumento da temperatura, pelo qual é muito importante controlar este parâmetro. Temperaturas acima dos 37 °C podem causar problemas às enzimas, que embora não participem no desenvolvimento dos microrganismos, funcionam como agentes catalíticos que promovem o começo da reacção. [8]

O balanço entre a quantidade de alimento e a população de microrganismos é determinada pela relação alimento para microrganismos, razão F/M. Um valor F/M elevado, presença de excesso de alimento, é indesejável uma vez que os microrganismos estão num padrão de crescimento disperso e não formam flocos que sedimentem enquanto valores baixo da relação “alimento/organismo”, os microrganismos encontram-se obrigados a metabolizarem o seu próprio material celular. [17]

Os principais nutrientes requeridos pelos microrganismos são o oxigénio, carbono, fósforo e azoto, no entanto o desenvolvimento de microrganismos é dependente da quantidade de oxigénio e azoto. O azoto, como já foi referido anteriormente, é garantido a partir de uma solução de ureia enquanto o oxigénio necessário ao processo biológico é fornecido por um sistema de ar comprimido, que é injectado e difundido na base das bacias de arejamento, por difusores que possibilitam a libertação de oxigénio. A

velocidade de oxigénio é elevada no início do reactor biológico e baixa no fim desta etapa. O processo de arejamento permite promover selectivamente a formação de microrganismos que decompõem rapidamente a matéria orgânica e que possuem elevada velocidade de crescimento. Deste modo o volume específico de lamas (SVI) diminui e, conseqüentemente, o teor dos parâmetros CQO e CBO diminui ao longo do percurso do efluente, de forma gradual. De modo a acompanhar a quantidade deste elemento no reactor biológico é, frequentemente, medido o teor de oxigénio dissolvido no efluente. [8] Além da interferência na vida dos microrganismos, uma deficiência de nutrientes pode provocar a formação de espumas e materiais sobrenadantes e o aparecimento de microrganismos “filamentosos”, originando a formação de lamas que sedimentam mal, podendo provocar o fenómeno designado por bulking.[17] Este fenómeno consiste numa proliferação excessiva de bactérias filamentosas para fora dos flocos, afectando a compactação, sedimentação e espessamento das lamas activadas. No sistema de lamas activadas, o efluente é alimentado a uma bacia arejada, no interior da qual foram previamente desenvolvidos flocos de partículas de matéria biológica que se desenvolve em contacto com a matéria orgânica presente no meio. Este fenómeno designa-se floculação. A bacia de arejamento é compartimentada em câmaras separadas, cada uma delas com uma missão específica, de modo a garantir uma actividade biológica adequada, um rendimento de purificação do efluente elevado e boas condições de sedimentação das lamas no clarificador secundário. Na figura 4 seguinte pode-se observar, de forma esquemática, as principais funções de cada etapa do reactor biológico. [7]



**Figura 4-**Representação esquemática das diferentes etapas do reactor biológico

A primeira parte da bacia de arejamento é designada como estágio MBP. A sigla MBP significa “Minimum Biosludge Production”, ou seja, “produção mínima de lamas biológicas”, permitindo, como o nome indica, criar condições operacionais para otimizar a produção de resíduos da instalação, que é sempre um factor ambiental e economicamente desfavorável. No reactor MBP, o efluente pré-tratado (neutralizado e arrefecido) é arejado e disperso. Nestas condições, o crescimento das bactérias dispersas ocorre causando uma notável redução de CBO solúvel e de CQO solúvel e biodegradável. As bactérias dispersas são uma fonte de alimento para outros organismos, que estão presentes na corrente do fundo do clarificador associado ao processo de lamas activadas. Como efeito, a produção de lamas, no processo de lamas activadas, vai ser notavelmente mais baixa quando é utilizado o reactor MBP. O principal objectivo é o desenvolvimento rápido de bactérias. Esta etapa permite a libertação de grande parte do elemento carbono, a partir dos mecanismos metabólicos relacionados com o crescimento dos microrganismos, minimizando a quantidade do carbono presente nas lamas. O estágio MBP permite também a redução da CQO no efluente antes da sua entrada na etapa das lamas activadas, evitar a formação de espécies filamentosas, reduzir a produção excessiva de lamas e garantir uma quantidade de bactérias que possam constituir alimento que acompanham as lamas de retorno. Em termos práticos, a existência desta etapa fará com que as condições em que se desenvolverão as reacções biológicas posteriores conduzam a que grande parte do carbono presente no efluente não seja transferido para as lamas, mas seja libertado através de mecanismos metabólicos associados ao crescimento bacteriano.[18]

O arejamento controlado do efluente no estágio MBP é efectuado com ar comprimido, produzido numa bateria externa de compressores que alimentam toda a instalação. A quantidade de efluente que alimenta o estágio MBP pode ser controlada, sendo possível desviar uma parte do efluente directamente para a fase posterior de tratamento, sem passar pelo estágio MBP. Os objectivos do estágio MBP são os seguintes:

- Reduzir o CQO antes da fase de tratamento com lamas activadas e produzir grupos de bactérias, que constituirão alimento adequado às bactérias alimentadas ao sistema através da corrente de recirculação de lamas provenientes do clarificador secundário. Estas lamas recicladas são adicionadas à bacia de arejamento já na fase das lamas activadas. As bactérias dispersas presentes na saída do estágio MBP alimentar-se-ão e ligar-se-ão elas próprias a substâncias facilmente degradáveis no início do processo. Deste modo o

reactor MBP minimiza o risco de formação de bactérias filamentosas (os filamentos podem ser usados apenas para crescimento de materiais solúveis), que deve ser evitado sempre neste tipo de processos de tratamento, dadas as suas características negativas na etapa de sedimentação no clarificador secundário.

- Actuar como uma bacia de equalização, minimizando picos de carga antes da fase de lamas activadas, regulando picos de pH e concentração de compostos tóxicos que podem prejudicar a fase seguinte.
- Oxidar sulfuretos antes da fase de lamas activadas.
- Minimizar o excesso de produção de lamas.

Por acção da gravidade, o efluente transitará para o estágio de lamas activadas que compreende 3 etapas sequenciais de arejamento e reacção: selector 1, selector 2 e reactor de fluxo em pistão.

Além da fase MBP existem duas câmaras, designadas por selectores, que são cruciais para o contacto entre a matéria oriunda do sedimentador secundário (lamas activadas – retorno de lamas) e os microrganismos e matéria oxidável. Na fase dos selectores a concentração de oxigénio é muito elevada, bem como a disponibilidade de nutrientes, originando alterações significativas na quantidade de matéria orgânica presente no efluente.

- Selector 1 e Selector 2

Estes dois selectores são idênticos, sendo diferenciados apenas pelo tipo de microrganismos no meio. O selector 1 é uma câmara alimentada pelo efluente e pelo retorno de lamas activadas correspondentes a uma parte das lamas biológicas retiradas do clarifloculador secundário. Estas lamas irão constituir parte integrante da cadeia trófica do ecossistema biológico, sendo fundamentais para a sua continuidade. O líquido obtido após a mistura do retorno de lamas com o efluente no selector 1 é conhecido como “licor de mistura”

- Reactor de fluxo em pistão

Esta unidade, a jusante dos selectores, comporta o maior volume de arejamento e, consequentemente, as maiores alterações às características do efluente quanto à concentração de matéria orgânica dissolvida. O teor em CQO/CBO irá diminuindo gradualmente ao longo da distância principal percorrida pelo efluente e,

concomitantemente, as características dos microrganismos presentes no meio sofrerão progressivamente alterações.

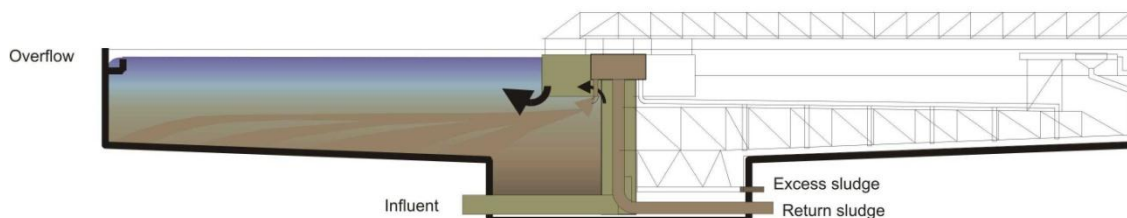
As condições operacionais dos selectores e do reactor proporcionarão uma razão F/M elevada na fase inicial da bacia de arejamento e, por outro lado, uma zona de deficiência de alimentação na parte final da bacia de arejamento. Nesta última parte, o CBO solúvel e o CQO solúvel biodegradável foram já consumidos. Este tipo de gradiente de concentração de CBO e de CQO biodegradável proporcionará boas condições de sedimentação às lamas no clarificador secundário. Na prática o parâmetro IVL (“índice volumétrico de lamas”), ou seja, o volume específico de lamas ( $\text{m}^3$  de lama por  $\text{m}^3$  de efluente), será baixo. Este resultado provém do facto do processo global de arejamento, conforme foi concebido, promover selectivamente a formação de microrganismos que têm uma grande apetência para absorver rapidamente matéria orgânica solúvel (CBO e CQO biodegradável) e que têm também uma elevada velocidade de crescimento. A formação de microrganismos filamentosos, que se dispersarão na fase líquida e que têm uma baixa velocidade de crescimento, não é favorecida neste tipo de reactor tipo pistão. A massa biológica é separada do líquido por sedimentação gravítica, levando à clarificação do efluente. Esta etapa desenvolve-se no clarificador secundário, no interior do qual a matéria sedimenta e do qual pode ser retirada. As lamas biológicas obtidas são também designadas de lamas secundárias. [8]

O tratamento das lamas e as possibilidades de encaminhamento ou deposição assumem especial importância processamento final a que podem ser sujeitas. As lamas contêm sólidos em suspensão, que resultaram da depuração do efluente ao longo das suas etapas de tratamento. Parte da lama designa-se por lama primária, sendo proveniente do clarificador primário. A outra fracção, a lama biológica, é extraída do clarificador secundário. Durante o condicionamento, espessamento, desidratação e estabilização das lamas, a água em excesso (filtrado) é retirada da massa processada por gravidade ou compressão, sendo recirculada para o sistema de tratamento de efluentes. Este filtrado pode conter quantidades consideráveis de matéria orgânica e sólidos em suspensão, cujo impacte pode afectar o desempenho do sistema de tratamento de efluentes, devendo assim ser controlado.

O efluente é, posteriormente, conduzido para o clarificador secundário e aí parte dele é descarregado numa linha de água, enquanto outra parte constitui a recirculação ao tanque de arejamento. No clarificador secundário (figura 5) ocorre a sedimentação, por gravidade, dos flocos com maior peso no fundo, acumulando-se a lama activada no



fundo do recinto de decantação. Neste estágio ocorre a separação da água tratada e da lama activada



**Figura 5-**Representação esquemática do clarificador secundário e do retorno de lamas da ETAR da Celbi

A eficiência do processo é otimizada no caso da recirculação de lamas para o tanque de arejamento ser efectuada do fundo de clarificador secundário; neste caso, a matéria orgânica encontra-se concentrada e, assim, aumenta a concentração de biomassa no tanque de arejamento, possibilitando aos microrganismos uma nova oportunidade para degradarem a matéria orgânica. A lama biológica que recircula colónias microbianas, em fase de activação, permite a presença no tanque de arejamento de suficientes microrganismos para obter a eliminação da matéria orgânica, acelerando o processo de floculação das partículas, em suspensão, contidas no tanque. A esta mistura de lamas activadas com o efluente na bacia de arejamento é designada por licor de mistura. Neste licor são determinados os sólidos suspensos SS e os sólidos suspensos voláteis SSV que dão indicação quantitativa da parte orgânica constituinte dos sólidos. [18] O tratamento secundário permite que, por acção biológica, grande parte das substâncias dissolvidas no efluente primário seja convertida em matéria sedimentável, que pode ser retirada do efluente, ficando este menos contaminado

O caudal da recirculação de lamas (retorno de lamas) é uma parte importante do processo de tratamento de efluente, uma vez que permite recircular lamas activadas do sedimentador secundário para os selectores da bacia de arejamento. Caso não existisse a recirculação de lamas, estas acumular-se-iam no fundo do sedimentador secundário e, conseqüentemente, seriam arrastadas para o efluente fabril final. O grau de sedimentação das lamas no sedimentador secundário depende do parâmetro IVL e do caudal de recirculação das lamas para a bacia de arejamento. O caudal deve aumentar no caso de se pretender reduzir os sólidos suspensos das lamas. O tempo de retenção

das lamas na bacia de arejamento é indicado a partir do parâmetro idade das lamas que permite avaliar a qualidade destas. Caso a qualidade das lamas não seja a ideal, estas são enviadas para o processo de prensagem e não são recirculadas para a bacia de arejamento. [19,20]

Durante todo o processo da estação de tratamento de resíduos é necessário ter controlo sobre alguns parâmetros que se podem tornar críticos para um tratamento eficaz do efluente fabril. A tabela 1 resume a influência que cada parâmetro pode ter no tratamento e os valores entre os quais devem ser mantidos.

**Tabela 1-** Resumo dos parâmetros críticos a ser controlados no reactor biológico da ETAR da Celbi [7]

Reactor Biológico	pH	Cerca de 7,0	O efluente ácido ou alcalino destrói as bactérias ou reduz a sua actividade. Pode originar fenómenos de formação de bactérias filamentosas, de baixa sedimentabilidade.
	Nutriente Azoto	1,5 – 2,0 mg/l de azoto solúvel residual	O teor em azoto solúvel (amónia e nitrato) no efluente final deve ser acompanhado através de análises laboratoriais. Teoricamente, por cada 200 kg de COD alimentado devem ser adicionados 4 -5 kg de azoto.
	SS no licor do reactor biológico	3000 – 4000 mg/l	Valores baixos de SS podem reduzir a eficiência de tratamento da matéria orgânica solúvel. Valores elevados de SS podem originar o envelhecimento e decomposição das lamas e a redução da sua capacidade de sedimentação.
	Razão F/M	0,3 – 0,5 kg CQO/ kg SS/d	É necessário acompanhar a concentração de lamas no reactor e o caudal de lamas extraídas em função do CQO no efluente alimentado (dados laboratoriais).

#### 1.3.3.4-Microrganismos presentes no reactor biológico

O reactor biológico de um tratamento de efluentes com processo de lamas activadas, é um complexo ecossistema composto por diferentes tipos de bactérias, protozoários e metazoários responsáveis pela degradação da poluição. [21] A microfauna presente nas lamas activadas é composta por cerca de 95% de bactérias e 5% de organismos predadores de maiores dimensões como protozoários e metazoários que estão em

constante competição por alimento. [18] Os protozoários e metazoários são microrganismos frequentes nas lamas biológicas e alimentam-se de bactérias que estão presentes nos flocos. Estas não são removidas no clarificador/sedimentador secundário, sendo portanto necessário que exista uma população de protozoários e metazoários suficiente visto que percentagem a microrganismos aumenta proporcionalmente ao aumento de lamas presentes na bacia de arejamento. [22]

Para efeitos de controlo de instalações de tratamento biológico de efluentes, há todo o interesse em conhecer as características dos seguintes microrganismos pela sua importância nos processos de tratamento biológico estudado

→ Bactérias

É necessário compreender a importância da comunidade de microrganismos do reactor biológico, sendo as bactérias os mais importantes, uma vez que são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica do afluente. Bactérias são organismos unicelulares, procariotas, consumidores de nutrientes solúveis e existem milhares de espécies bacterianas diferentes que podem apresentar tamanhos e formas variáveis sendo os mais representativos as formas esféricas, cilíndricas, helicoidais e as formas filamentosas.

A temperatura e o pH têm um papel vital na vida destes organismos. Comprovou-se que a velocidade de reacção para os microrganismos aumenta com a temperatura, duplicando por cada aumento de 10 °C até alcançar uma temperatura limite. Segundo a temperatura em que melhor se desenvolvem, as bactérias classificam-se de criófilas ou psicrófilas, mesófilas e termófilas. O pH de uma solução é também um factor chave no crescimento dos organismos. A maioria destes não toleraram níveis de pH acima de 9.5 ou abaixo de 4.0. Em geral o pH óptimo para o crescimento encontra-se entre 6,5 a 7,5.

As bactérias, como outros organismos, podem classificar-se, com base no seu metabolismo, em heterotróficas e autotróficas. As autotróficas mais comuns são quimiossintéticas (obtem a sua energia através de compostos químicos) e como tal não são capazes de efectuar a fotossíntese. No tratamento biológico de águas residuais, as bactérias heterotróficas constituem, em geral, o grupo mais importante pela sua necessidade de compostos orgânicos para o carbono celular. As bactérias autotróficas e heterotróficas podem dividir-se, por sua vez, em aeróbias, anaeróbias, facultativas e aerotolerantes, segundo a sua necessidade de oxigénio. [15, 18]

Na bacia de arejamento existem dois tipos predominantes de bactérias: bactérias *floc-forming* que se aglomeram em flocos e bactérias filamentosas que constituem a estrutura

dos flocos. O crescimento de um esqueleto filamentosos favorece a compactação da estrutura do floco, onde se acumulam substâncias inertes e outras bactérias, o que origina a irregularidade dos flocos. As bactérias filamentosas podem ser consideradas como parte integrante da comunidade microbiológica, do processo de lamas activadas. Embora a forma como elas surgem nas instalações continue, na maioria dos casos, a ser desconhecida, têm um papel importante na formação de flocos com boa capacidade de sedimentação. Os flocos sem esqueleto filamentosos ou com um crescimento filamentosos muito incipiente são, de um modo geral, menores, menos resistentes às agressões causadas, por exemplo, pelo arejamento e têm menor capacidade de sedimentar.

Um equilíbrio entre as diferentes espécies de bactérias é uma condição para uma eficiente remoção da poluição, uma boa sedimentação das lamas biológicas no clarificador e um baixo teor em sólidos suspensos no efluente tratado . As bactérias filamentosas possuem maior relação superfície volume do que as bactérias *flock-forming* e possuem uma maior afinidade pelos substratos que lhes confere uma maior resistência à deficiência de oxigénio e nutrientes e lhes permite sobreviver sob condições de fome. Com efeito, as bactérias filamentosas são predominantes em condições de baixo oxigénio dissolvido, baixa relação F/M, baixo nível de nutrientes e ainda altos níveis de sulfuretos. Os problemas surgem quando o balanço da comunidade normal deste sistema fica perturbado e as bactérias filamentosas proliferam, causando problemas de *bulking* e *foaming*. [23] Na tabela 2 estão descritas as principais diferenças entre estes dois tipos de bactérias

**Tabela 2-** Comparação das características fisiológicas das bactérias floc-forming e filamentosas [18]

Características	Bactérias	
	<i>Floc-Forming</i>	Filamentosas
Taxa máxima de absorção substrato	alto	baixo
Taxa máxima de crescimento	alto	baixo
Influência do substrato no crescimento	significativo	moderado
Resistência à privação de alimento	baixo	alto
Influência de CQO no crescimento	significativo	moderado
Utilização de nitrato como aceitador de electrões	sim	não
Absorção de fósforo	abundante	escasso

Os problemas surgem quando o balanço da população normal é perturbado e as bactérias filamentosas proliferam, originando os fenómenos designados por *bulking* e *foaming*. Algumas bactérias mostram grande afinidade com nutrientes, no entanto as principais causas do crescimento excessivo de bactérias filamentosas podem estar relacionadas com a falta de oxigénio, deficiência de nutrientes, grandes quantidades de H<sub>2</sub>S no efluente industrial, proporção incorrecta da razão entre o carbono, azoto e fósforo, idade elevada das lamas, configuração errada da instalação e valores incorrectos de pH. Os principais avisos do crescimento desproporcionado de bactérias filamentosas são a irregularidade na formação de flocos, o aumento do índice do volume de lamas, o aumento da quantidade de lama no sedimentador secundário, o aparecimento de espumas anormais e mau cheiro. Devido às inúmeras espécies de bactérias existentes é difícil indentificar quais os tipo observados na bacia de arejamento.[15]

→ Protozoários

Muitos estudos têm centrado a sua atenção no papel e importância dos protozoários no tratamento biológico das águas residuais, tendo sido inclusivamente demonstrado que a estrutura da comunidade que se desenvolve no tanque de arejamento de uma ETAR é um valioso instrumento de diagnóstico e avaliação do desempenho da estação de tratamento. Por isso, além do seu papel no tratamento das águas residuais, são também

indicadores biológicos, proporcionando um importante parâmetro de avaliação da qualidade desse mesmo tratamento. [24]

Os protozoários são organismos móveis microscópicos e, em geral, unicelulares. Estes microrganismos, maiores que as bactérias, são na maioria heterotróficos aeróbios, ainda que alguns sejam anaeróbios. Os protozoários actuam como purificadores dos efluentes dos processos de tratamento biológico das águas residuais, ao consumir bactérias e partículas orgânicas. O seu crescimento é inferior ao das bactérias, no entanto a quantidade presente nas lamas activadas depende do tipo de efluente e do tipo de arejamento. Os protozoários costumam diferenciar nos três grupos seguintes: ciliados, flagelado e amebas.

Os ciliados constituem uma das mais importantes comunidades biológicas das bacias de arejamento das estações de tratamento de efluentes com sistema de lamas activadas.

Estes microrganismos são essenciais para o bom funcionamento do tratamento de efluentes pois a sua função mais importante envolve a remoção de bactérias por predação. Visto que este tipo de protozoários é muito sensível às condições ambientais, são utilizados como indicadores das condições operacionais das ETAR. Além disso, vários autores têm apontado a sua provável contribuição para o desenvolvimento de agregados ou flocos por secreção de compostos poliméricos. Dependendo do nicho ecológico em que estão inseridos dentro do reactor, os ciliados podem ser divididos em três categorias: ciliados rastejantes, ciliados sésseis e ciliados livres. Estes últimos têm de nadar atrás das bactérias e necessitam de muito alimento por causa do grande dispêndio de energia ao terem de nadar continuamente. Os ciliados sésseis estão permanentemente associados aos flocos devido à presença de caules ou pedúnculos que funcionam como estruturas de suporte, e como o seu movimento é limitado, gastam menos energia e necessitam de menos alimento. [25] Os processos de tratamento por lamas activadas baseiam-se na formação de agregados bacterianos aos quais outros organismos se associam. Assim, uma população de organismos com a capacidade de se associar aos flocos tem uma grande vantagem sobre outros que nadem na fracção líquida e que estão, além disso, sujeitos a serem expulsos do sistema através do efluente por drenagem contínua de água para o exterior. Por outro lado, ciliados livres e sésseis competem pelo alimento, constituído por bactérias dispersas na fracção líquida; os designados rastejantes, tendo uma “boca ventral” com que raspam as bactérias aderentes à superfície dos flocos, ocupam um nicho ecológico exclusivo, com todas as vantagens que daí advêm.

Se a concentração do oxigénio for adequada, o tamanho da população de ciliados é principalmente determinada pela carga da lama aplicada, assim como da idade das lamas. A população tem um máximo para uma carga de lama igual 0,3 kg CBO/kg SS (ordem de magnitude:  $10^3$ - $10^4$  células por ml). Para uma baixa carga orgânica poucas células bacterianas são viáveis e, conseqüentemente, as populações de ciliados tornam-se mais pequenas. Para níveis elevados de carga, a idade das lamas é tão curta que os ciliados de crescimento lento não conseguem manter-se vivos nessas lamas. [26]

O termo flagelados refere-se a organismos que possuem um ou mais flagelos que funcionam como organelos de locomoção e alimentação. Este microrganismos alimentam-se maioritariamente de bactérias; no entanto, existem algumas espécie carnívoras e outras que competem directamente com as bactérias na absorção de matéria orgânica. Geralmente, as lamas biológicas contêm espécies flagelados, que são pequenos e nadam muito rapidamente. Uma grande quantidade de flagelados indica que existe um distúrbio com a população de ciliados e, conseqüentemente, o tratamento de efluentes não está a decorrer nas condições devidas. Isto pode dever-se ao arranque do tratamento de lamas activadas, deficiente arejamento, a uma mudança brusca de pH ou choque tóxico e/ou uma carga elevada de matéria orgânica, após um longo período de paragem. As espécies de flagelatos mais comuns são as pleuromonas, que se encontram presas aos flocos por um longo flagelato e cuja dimensão é compreendida entre 5  $\mu\text{m}$  a 10  $\mu\text{m}$ , o que as torna difíceis de identificar, sendo necessário usar sempre uma ampliação de, pelo menos, 400x no microscópio óptico.

As amebas são protozoários unicelulares e flexíveis pertencentes ao filo *Sarcomastigophora* e ao sub-filo *Sarcodina*. Como os outros sarcodinos, uma das principais características das amebas são seus pseudópodos, extensões do corpo relacionados com a movimentação e a obtenção de alimento. A sua forma pode ser bastante variável, e muitas vezes indeterminada, já que seu corpo gelatinoso assume, em alguns casos, formas diversas. Em geral, as amebas alimentam-se de bactérias, diatomáceas, algas, rotíferos e outros protozoários. As dimensões desta espécie são muito variáveis, entre 50  $\mu\text{m}$  a 400  $\mu\text{m}$ , podem ser tão grandes como os flocos, podendo, por vezes, ser confundidos com estes. As amebas desenvolvem-se bem numa carga orgânica específica e podem tolerar um baixo teor em oxigénio dissolvido [t]. As espécies *heliozoas* pertencem ao grupo das amebas; têm uma forma esférica, rodeada com uma camada fina e pseudópodes, que possibilitam a captação de alimento. As bactérias e protozoários em contacto com estas hastes ficam paralisados e são

consumidos, de seguida, pela heliozoa. O seu diâmetro está compreendido entre 40  $\mu\text{m}$  a 100  $\mu\text{m}$ . Esta população não é frequentemente observada nas lamas.[27]

→ Metazoários

Ao contrário das bactérias e protozoários, os metazoários são microrganismos multicelulares. São organismos de maiores dimensões, no entanto o tamanho das várias espécies pode variar de 100 $\mu\text{m}$  a 1-2 cm. A maioria dos metazoários alimenta-se das bactérias livres ou de partículas pequenas de flocos. [26] Os seguintes grupos de metazoários podem estar presentes nas lamas activadas: rotíferos, nemátodos, lesmas, tardígrados.

Nas tabelas 3 e 4 seguinte estão resumidas as principais características morfológicas dos microrganismos que constituem a fauna das lamas biológicas de uma ETAR.

**Tabela 3** -Classificação utilizada para agrupar os organismos da microfauna [28]

Grupos	Classificação	Breve descrição
Ciliados	<b>Ciliados rastejantes</b>	Possuem a célula achatada dorsoventralmente e cílios modificados e agrupados na parte do corpo que fica em contacto com o substrato. São vorazes predadores de bactérias.
	<b>Ciliados livres</b>	Possuem cílios distribuídos regularmente por toda a célula e nadam livremente entre os flocos. São predadores e carnívoros.
	<b>Ciliados sésseis</b>	Ficam unidos ao substrato por um pedúnculo, sendo algumas espécies, coloniais. Os cílios encontram-se na região anterior do corpo, próximo à cavidade oral.
Amebas	<b>Tecadas</b>	Possuem revestimento externo constituído por proteínas, sílica, calcário, ferro, etc.
	<b>Nuas</b>	Não possuem forma definida, têm corpo mole.
<b>Flagelados</b>	<b>Zooflagelados</b>	São flagelados não pigmentados e podem ter de um a vários flagelos. Ingerem matéria sólida ou substâncias orgânicas e inorgânicas dissolvidas.
<b>Metazoários</b>	<b>Rotíferos, Nematóides, Lesmas, Tardígrados</b>	São organismos pluricelulares de vários filos. Possuem lenta taxa de crescimento, sendo a maioria composta por predadores de bactérias e protozoários.

A análise da estrutura da microfauna é um válido instrumento para diagnosticar o bom ou mau funcionamento do sistema de tratamento. Assim, a presença ou ausência de uma determinada espécie e a composição da microfauna, podem ser consideradas um bom



indicador da eficiência biológica de depuração das lamas activadas. Sintetizando, um sistema de lamas activadas eficiente apresenta as seguintes características [28]:

- elevada densidade da microfauna ( $\geq 109$  organismos / m<sup>3</sup>);
- microfauna composta principalmente por móveis de fundo e sésseis, com os flagelados praticamente ausentes;
- comunidade diversificada onde nenhuma espécie ou grupo domine numericamente em mais do que um factor de 10.

Quando os parâmetros atrás descritos não se verificam, o grupo dominante dá uma indicação que permite diagnosticar o estado de funcionamento do sistema. As tabelas 4 e 5 apresentam alguns exemplos:

**Tabela 4-** Desempenho de estações de tratamento indicadas por grupos dominantes da microfauna [28]

<b>Grupo dominante</b>	<b>Desempenho</b>	<b>Possíveis causas</b>
Pequenos flagelados	Fraco	Deficiência de arejamento, choques devido a sobrecarga e presença de subprodutos da fermentação
Pequenos ciliados livres	Médio	Deficiência de arejamento, baixo tempo de detenção hidráulico
Grandes ciliados livres	Médio	Choques devido a sobrecarga e deficiência de arejamento
Ciliados predadores de flocos	Boa	–
Ciliados sésseis e ciliados predadores de flocos	Boa	–
Ciliados sésseis	Decrescendo	Fenômeno de transição
Pequenas amebas e flagelados	Muito fraco	Alta carga de compostos de difícil degradação
Amebas com teca	Boa	–

**Tabela 5** - Microrganismos indicadores das condições de depuração [28]

<b>Microrganismos</b>	<b>Características do processo</b>
Predominância de flagelados e amebas	Lamas jovens, característica de início de operação
Predominância de flagelados	Deficiência de arejamento, má depuração e sobrecarga orgânica
Predominância de ciliados sésseis e livres	Boas condições de depuração
Predominância de Arcella (ameba com teca)	Boa depuração
Predominância de Vorticella (ciliados sésseis) e baixa concentração de ciliados livres	Efluente de má qualidade
Predominância de filamentos	Aumento do índice de lamas

### 1.3.3.5-Problemas comuns nas lamas activadas

→ "*Bulking Sludge*"

O bulking é um problema muito habitual nos sistemas de lamas activadas, resultando numa deficiente sedimentação da lama biológica, podendo levar à sua perda com o efluente final, diminuindo assim a idade das lamas (IL) do sistema e a qualidade do efluente final. Podem surgir outros problemas associados ao *bulking* na estação de tratamento de águas residuais (ETAR) como, por exemplo, o aumento da carência química de oxigénio (CQO) e de sólidos no efluente final, a diminuição da concentração de sólidos na lama espessada e subsequente redução da idade das lamas, além da sobrecarga hidráulica na fase de tratamento de sólidos na ETAR.[23]

Pode distinguir-se dois tipos de *bulking*: o *bulking* viscoso e o *bulking* filamentosos. O primeiro está associado a uma síntese excessiva de exopolímero bacteriano que leva à formação de colónias com uma morfologia característica e com grande capacidade de retenção de água, provocando uma intumescência nas lamas, com consequentes problemas de sedimentação. Os biopolímeros são agentes tensoactivos naturais e um arejamento excessivo de lama viscosa provoca a formação de espumas brancas, mas que, devido à sua capacidade em capturar biomassa, adquirem rapidamente uma cor acastanhada. Este facto causa uma perda de biomassa importante no efluente. A origem

mais comum de *bulking* viscoso é um déficit nutritivo, nomeadamente quando se trata de um excesso de matéria carbonada em relação à quantidade de N e de P. O *bulking* filamentoso resulta do crescimento excessivo de microrganismos filamentosos [29]

As razões para a multiplicação excessiva destes microrganismos ainda são parcialmente desconhecidas. Ambos os tipos de *bulking* têm consequências na sedimentação e no espessamento. Os parâmetros mais utilizados para medir a sedimentação e espessamento das lamias biológicas são: o índice volumétrico de lamias (IVL) ou índice de *Mohlman* e o índice volumétrico de lamias diluído (IVLD) sendo este último considerado mais apropriado. O problema de *bulking* está normalmente associado a elevado valor de IVL. De uma forma geral, IVL e IVLD inferiores a 120 ml/g SST são sinónimos de lama biológica que sedimenta bem,; alores superiores a 150 ml/g SST indicam deficiente sedimentação da lama. No entanto, o valor crítico IVL partir do qual ocorre o problema de *bulking* das lamias, pode variar em cada ETAR. [29]

Embora o *bulking* seja reconhecido como um dos problemas mais graves ao nível dos sistemas de tratamento biológico por lamias activadas, não existem soluções universais para controlar o excessivo crescimento destes microrganismos. As acções correctoras dependem do microrganismo em causa.

É por isso importante identificar o filamento dominante que provoca o *bulking*, para tentar solucionar o problema pela raiz, adoptando uma acção correctora específica para combater tal microrganismo. A identificação nem sempre é fácil, uma vez que muitos filamentos são semelhantes entre si e vários factores podem provocar a sua origem. Isto obriga a identificar pormenores característicos que algumas vezes são difíceis de observar e à utilização de colorações específicas ou, mais recentemente, à utilização de métodos moleculares.

#### → Espumas ("*Foaming*")

No tratamento secundário levado a efeito por qualquer sistema de lamias activadas é frequente o desenvolvimento de uma camada superficial de espuma no reactor biológico e no sedimentador secundário. De forma geral, distinguem-se três tipos de espumas: i) Espumas originadas pela colocação em funcionamento e/ou pela presença de detergentes. São brancas, pouco densas e dispersáveis, aparecendo tanto no reactor biológico como no sedimentador secundário; ii) Espumas originadas pela desnitrificação, que consistem na subida das lamias para a superfície do sedimentador

secundário “rising sludge” devido à produção de azoto gasoso; iii) Espumas originadas pelo crescimento excessivo de certos microrganismos filamentosos.

As espumas biológicas são estáveis, densas, espessas e de cor acastanhada, aparecendo tanto na superfície do reactor biológico como no sedimentador secundário, dificultando a separação eficiente da biomassa bacteriana do efluente clarificado e reduzindo a sua qualidade.

As causas da ocorrência de "foaming" filamentoso também não são totalmente conhecidas, Este tipo de espuma provoca várias disfunções dentro do sistema de lamas activadas pois reduz a transferência de oxigénio, dificulta as tarefas de manutenção e produz muitas vezes um efluente de baixa qualidade. [15,27]



## 2 Métodos Experimentais

### 2.1 Fósforo total e ortofosfato

A norma ISO 6878:2004 especifica a determinação de diferentes formas de compostos de fósforos dissolvidos e não dissolvidos, em várias concentrações, presente no solo, nas águas superficiais, nas águas residuais e efluentes provenientes da indústria. No presente trabalho, esta norma foi usada na determinação de ortofosfatos, total de fósforo solúvel e total de fósforo após decomposição.

A colorimetria é uma técnica rápida e eficiente para a determinação do teor em fósforo total e ortofosfato em águas residuais. Este método baseia-se em medidas espectrofotométricas de UV visível de um complexo azul fortemente colorido (complexo azul de molibdénio). A medida de absorvância deste complexo determina a concentração de fósforo e ortofosfato. [30]

A amostra deve ser colhida em frascos de polietileno, e filtrada num período não superior a 4 horas, contadas a partir da altura da colheita. A amostra usada para o ensaio é filtrada, com o auxílio de um dispositivo de filtração, próprios para filtros de membrana, com uma porosidade nominal de 0,45  $\mu\text{m}$ , rejeitando os primeiros 10 mL, e recolhendo a parte restante da amostra filtrada, num frasco de vidro, limpo e seco, para determinação imediata do teor em ortofosfatos. No caso de o filtrado não estar dentro da gama de pH 3 e 10, ajustar-se o valor de pH com uma solução de NaOH 2 mol/l, ou H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 2 mol/l. O tempo de filtração não deve exceder os 10 minutos.

O material de vidro é previamente lavado com uma solução de HCl 2,5 mol/l, a uma temperatura de 40 °C – 50 °C, e enxaguado de seguida com bastante água desmineralizada. Os detergentes utilizados no processo de lavagem não podem conter fosfatos. e o material de vidro escolhido deve ser utilizado exclusivamente para as determinações de fósforo.

De modo a determinar o teor em ortofosfato toma-se um volume de amostra para ensaio não superior a 40 ml. Este é o volume máximo adequado para a determinação de concentrações de ortofosfato até concentrações iguais a 0,8 mg/l, quando são utilizadas células de percurso óptico de 10 mm. Volumes mais pequenos de amostra, como se

apresenta na tabela 5, devem ser usados de forma a acomodar o método a concentrações mais elevadas de fosfato. De modo análogo, baixas concentrações de fosfatos podem também ser determinadas medindo a absorvância com células de maiores percursos ópticos (40 mm ou 50 mm).

**Tabela 6-** Volumes de amostra e concentrações

Concentrações de ortofosfato mg P/l	Volume toma para ensaio ml	Percurso óptico das células mm
0,0 a 0,8	40	10
0,0 a 1,6	20	10
0,0 a 3,2	10	10
0,0 a ,6,4	5	10
0,0 a 0,2	40	40 ou 50

Após se efectuar a toma pretendida para cada balão graduado de 50 ml, adiciona-se 1 ml de solução de ácido ascórbico ( $C_6H_8O_6$ ), cuja concentração é 100 g/L e 2 ml de solução I de molibdato ácido (mistura dos reagentes hepta-molibdato de amónio tetra-hidratado,  $(NH_4)_6Mo_7O_{24}.4H_2O$ ), com tartarato de antimónio e potássio hemi-hidratado,  $(K(SbO)C_4H_4O_6.1/2H_2O$ , e  $H_2SO_4$  9 mol/l), agitando-se sempre me cada adição. Em seguida, afere-se o volume com água desmineralizada, e agita-se bem. Ao fim de um período compreendido entre 10 a 30 minutos de reacção, a absorvância de cada solução é medida usando o espectrofotómetro Shimadzu UV-2100 a um comprimento de onda ( $\lambda$ ) de 880 nm.

Na determinação de fósforo total, toma-se um volume de amostra para ensaio até um máximo de 40 ml, de acordo com a tabela 5, para um balão de Erlenmeyer de 100 ml. No balão de Erlenmeyer, que contém a amostra em estudo e água desmineralizada até perfazer um volume de 40 mL adiciona-se 4 ml de solução de  $K_2S_2O_8$  e aquece-se, suavemente, durante cerca de 30 min. Durante o aquecimento adiciona-se água desmineralizada suficiente para que o volume permaneça constate entre os 25 ml e os 35 ml. Em seguida, a solução resultante arrefece-se, e ajusta-se o valor de pH para um valor compreendido entre 3 e 10, pela adição de solução de NaOH 2 mol/l, ou  $H_2SO_4$

2mol/l. A solução resultante é transferida para um balão graduado de 50 ml, procedendo-se à diluição com água desmineralizada até cerca de 40 ml.

De forma semelhante ao procedimento usado para a quantificação de ortofosfatos, adiciona-se, a cada balão graduado de 50 ml, agitando na altura da adição, 1 ml de solução de ácido ascórbico ( $C_6H_8O_6$ ), com uma concentração igual a 100 mg/l, e após um período de 30 segundos, adiciona-se 2 ml de solução de molibdato ácido (mistura dos reagentes hepta-molibdato de amónio tetra-hidratado,  $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$ ), com tartarato de antimónio e potássio hemi-hidratado,  $K(SbO)C_4H_4O_6 \cdot 1/2H_2O$ , e  $H_2SO_4$  9 mol/l). Afere-se o volume dos balões com água desmineralizada e agita-se bem. Após um período de repouso das soluções compreendido entre 10 a 30 minutos, a absorvância das amostras é medida no espectrofotómetro UV/visível a um comprimento de onda ( $\lambda$ ) de 880 nm.

A análise quantitativa do fósforo é precedida da determinação de uma curva de calibração absorvância versus concentração. Para tal utiliza-se o reagente  $KH_2PO_4$ , anidro e previamente seco, até massa constante, na estufa a uma temperatura de 105 °C. Uma vez que se trata de um método colorimétrico, se as amostras apresentarem cor ou turbidez que possa influenciar os resultados, tem de adicionar-se uma solução de compensação de turbidez/cor. Esta solução consiste numa mistura de 50 mL de  $H_2SO_4$  4,5 mol/l com 50 ml de solução de ácido ascórbico, com uma concentração de 100 mg/l. A concentração em ortofosfato e fósforo, expressa em mg P/l é dada pela expressão,

$$\rho P = \frac{(A - A_0) \times V_{ref}}{f \times V_s}$$

onde A e  $A_0$  são a absorvância da amostra e do branco, respectivamente, f é o declive da recta de calibração, e  $V_s$  e  $V_{ref}$  são o volume da amostra antes e depois da diluição (50 mL), respectivamente. [30,31]



## 2.2 Azoto total

O azoto total presente na água, na forma de amónia livre, amónio, nitrito, nitrato e compostos organo-nitratos capazes de se converterem em nitrato, foi determinado através do método da ISSO 11905-1:1997 Este descreve a mineralização oxidante, com o uso do agente oxidante persulfato de potássio. O azoto total pode ser determinado na gama até 5 mg/L. Usando a maior porção de teste, o limite de detecção, expresso em azoto, é tipicamente 0,02 mg/L.

A sensibilidade depende sempre do método utilizado na determinação da concentração em nitrato resultante da oxidação. As principais interferências deste método advêm da matéria orgânica dissolvida ou em suspensão presente nas amostras, que minimizam a capacidade de oxidação do persulfato de potássio. Para evitar tais limitações a amostra deve se homogeneizada antes de efectuar a recolha da aliquota para o teste. Nos casos em a CQO da amostra exceder 120 mg/l, expressa em O<sub>2</sub>, ou se o carbono orgânico total (COT) exceder 40 mg/L, expresso em C, a amostra necessita de ser diluída de forma a garantir um excesso suficiente de reagente de oxidação.

O azoto total pode ser determinado numa gama de 0,02 até 5 mg/L, expresso em azoto. A porção de teste máximo, que permite a determinação de concentrações de azoto nas amostras até 5 mg/lé o volume de 50 ml. Devem utilizar-se volumes de teste menores para determinar concentrações de azoto mais elevadas. Em todos os casos, a porção de teste deve ser controlada de modo a que o COT não exceda os 2 mg como carbono, ou que a sua CQO não exceda 6 mg como oxigénio.

As amostras em estudo foram colhidas em frascos de vidro ou plástico e foram analisadas o num período não superior a 4 horas, ou armazenadas a uma temperatura entre 2 °C a 5 °C até 48 h. A acidificação com ácido sulfúrico, a pH 2, pode também ser usada como auxiliar à preservação da amostra, desde que se previna a possível contaminação da amostra acidificada por absorção de amoníaco. Neste caso, a amostra pode ser armazenada até 8 dias.

Se as amostras forem fortemente ácidas (pH < 2) tem de assegurar-se que, após a adição da solução oxidante à amostra, é obtido um pH de 9,7, ajustando cuidadosamente o pH com uma solução aquosa 0,375 mol/L de NaOH.

No procedimento experimental, pipeta-se uma porção de teste adequada com um máximo de 50 mL para um vaso de digestão, que são frascos de politetrafluoroetileno (PTFE) de tampa roscada, capazes de suportar pressões até 200 kPa. Perfaz-se o volume

dos frascos com água até 50 ( $\pm 1$ ) ml. Para completar a reacção, coloca-se 10 ( $\pm 1$ ) ml da solução oxidante (mistura de  $K_2S_2O_8$ ,  $H_3BO_3$  e NaOH), adiciona-se água e agita-se de imediato. Para se proceder à digestão da amostra colocam-se os frascos num autoclave, adequada para pressões até 200 kPa, durante um período de 30 ( $\pm 5$ ) minutos, à T de 120 °C. Algumas digestões requerem um tempo adicional para uma completa oxidação, por exemplo 60 minutos. Num fim do período de digestão, retira-se o vaso da digestão da fonte de calor e deixa-se arrefecer até à temperatura ambiente. Caso se forme algum precipitado, e de forma a homogeneizar a solução, deve-se agitar a o vaso de digestão, e transfere-se quantitativamente a solução para um balão volumétrico de 100 ml, aferindo-se com água desmineralizada. Se permanecer alguma matéria em suspensão após a digestão, deve ser filtrada através de um papel de fibra de vidro previamente lavado para o balão volumétrico de 100 ml.

A presença de azoto é quantificada por medida de absorvância da solução digerida. Para isso é usado um espectrofotómetro UV, a um comprimento de onda ( $\lambda$ ) de 210 nm. Existem amostras em que nem toda a matéria orgânica é oxidada, por isso é necessário verificar a absorvância a 275 nm para comprovar. No caso de a absorvância a 275 nm exceder 5 % da absorvância a 210 nm (em células do mesmo comprimento óptico), o método deve ser considerado inválido.

Para cada conjunto de digestões, deve-se incluir pelo menos um teste de recuperação utilizando 50,00 ( $\pm 0,05$ ) mL de solução de glicina, de concentração 2 mg N/l, em substituição da amostra. Com esta solução padrão de glicina, a concentração em azoto medida não deve diferir, para cada 2,00 mg/l, mais de  $\pm 0,20$  mg/l.

Para calcular o valor de azoto é necessário elaborar uma curva de calibração da absorvância em função da concentração, que corresponda ao intervalo expectável de concentrações a obter. Para um conjunto de cinco balões volumétricos de 50 ml, adiciona-se, com o através de pipetas volumétricas calibradas de 1,0, 0,8, 0,6, 0,4 e 0,2 ml da solução de nitrato  $KNO_3$ , previamente seco a 105 °C, numa estufa de secagem, com uma concentração de 100 mg N/L. Estas concentrações são equivalentes a 0,20; 0,16; 0,12; 0,08 e 0,04 mg de N na porção teste. [33,34]

## 2.3 Sólidos Suspensos

O método a seguir descrito foi adaptado da norma internacional EN 872:2005, a qual define sólidos em suspensão como os sólidos removidos por filtração e sólidos dissolvidos como substâncias remanescentes, após filtração e evaporação à secura da amostra. Este método foi utilizado na determinação dos sólidos em suspensão das lamas biológicas da bacia de arejamento assim como para o retorno de lamas.

Para a determinação dos SS a amostra é filtrada à temperatura ambiente com um filtro de fibra de vidro, utilizando um equipamento de filtração sob pressão ou vácuo. O filtro é em seguida seco a  $105^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$  e a massa retida no filtro é determinada por pesagem. As amostras que não podem ser analisadas num período de 4h, são armazenadas ao abrigo da luz, a uma temperatura de  $1^{\circ}\text{C}$  e  $5^{\circ}\text{C}$ , mas sem as congelar.

Os filtros de fibra de vidro borossilicatado, usados na filtração, são circulares e de diâmetro apropriado para o equipamento de filtração, e têm uma massa, por unidade de área, entre  $50\text{ g/m}^2$  e  $100\text{ g/m}^2$ . A perda de massa destes filtros, no ensaio em branco, deve ser menor ou igual a  $0,017\text{ mg/cm}^2$ , de forma que a perda de massa seja menor ou igual a  $0,3\text{ mg}$ . O filtro de fibra de vidro borossilicatado tem de atingir, junto da balança analítica, o equilíbrio com a humidade do ar e é pesado com uma precisão de  $0,1\text{ mg}$ . O filtro coloca-se com a face lisa para baixo, no funil do equipamento de filtração e, de seguida, liga-se o aparelho a um dispositivo de vácuo.

Agita-se, vigorosamente, o frasco da amostra e transfere-se imediatamente, e de uma só vez, um volume adequado de amostra para uma proveta de volume não superior a  $1\text{ l}$ . O volume utilizado deve ser calculado de modo que o resíduo seco no filtro se situe na gama óptima da determinação: entre  $5\text{ mg}$  e  $50\text{ mg}$ . O resultado, para que seja válido, tem de ser obtido a partir de um resíduo seco de, pelo menos,  $2\text{ mg}$ . Os volumes de amostra inferiores a  $25\text{ ml}$  são determinados por pesagem. Em seguida, filtra-se a amostra e lava-se a proveta com cerca de  $20\text{ ml}$  de água desmineralizada e utiliza-se esta porção para lavar o filtro. Lavam-se as paredes internas do funil com outro volume de  $20\text{ ml}$  de água desmineralizada. Se a amostra contiver mais de  $1000\text{ mg/l}$  de sólidos dissolvidos, repete-se a lavagem com 3 volumes de  $50\text{ ml}$  de água desmineralizada. Após o filtro se apresentar quase seco, desliga-se o vácuo. Remove-se cuidadosamente o funil com uma pinça de pontas planas. Coloca-se o filtro sob uma placa de Petri e seca-se na

estufa, a uma temperatura de  $105 (\pm 2) ^\circ\text{C}$ , durante pelo menos 1 h, e num máximo de 14h a 16h. Retira-se o filtro da estufa e espera-se que atinja o equilíbrio térmico, junto da balança analítica, e pesa-se como anteriormente.

O cálculo do teor de sólidos em suspensão,  $\rho$ , é calculado a partir da expressão,

$$\rho = \frac{1000 (b - a)}{V}$$

onde b e a são a massa do filtro após e antes da filtração, respectivamente, e V é o volume da amostra, em mL. Se amostra tiver sido pesada considera-se 1 g como equivalente a 1 ml. [35]

## 2.4 Carência Química em Oxigénio (CQO)

A carência química em oxigénio é a quantidade de oxigénio necessária para oxidar completamente, por meios químicos, a matéria orgânica a  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$ . Em termos de teste laboratorial (resultado normalmente expresso em  $\text{mgO}_2/\text{l}$ ), a matéria orgânica presente no meio aquoso é oxidada com dicromato de potássio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) em condições fortemente agressivas (ácido sulfúrico concentrado,  $160 ^\circ\text{C}$ ). A quantidade de oxigénio quimicamente equivalente ao dicromato gasto na reacção é determinado analiticamente, sendo referido como a CQO. Este teste quantitativo pode ser utilizado para quantificar a matéria orgânica dissolvida, em suspensão ou ambas e tem a vantagem de ser um teste químico rápido (cerca de 2 horas).

Para determinar a CQO foram utilizados tubos de digestão de tampa rolhada, resistentes a compostos ácidos e a pressões de 600 kPa, nos quais se colocou uma toma conhecida de amostra, 2 ml, convenientemente homogeneizada, uma mistura de dicromato de potássio e ácido sulfâmico, em meio fortemente acidificado, com ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ , 97 %,  $d = 1,84 \text{ g/L}$ ), e 0,2 mL de sulfato de mercúrio a 0,40 %, durante um período de duas horas. Este tempo é considerado suficiente para que parte do dicromato seja reduzido pelas matérias oxidáveis presentes. A reacção em refluxo fechado ocorre num reactor a uma temperatura exacta de  $148 ^\circ\text{C}$ .

A quantidade de dicromato utilizada na oxidação da amostra é determinada pela medição da absorvância de Cr(III), formado a um comprimento de onda de  $600 \text{ nm} \pm 20 \text{ nm}$ , a partir de um fotómetro, apropriados para suportar os tubos de digestão. A partir da referida absorvância, e com base numa curva de calibração, procede-se à determinação de CQO.

Para se obter a curva de calibração preparou-se uma solução padrão de hidrogenofalato de potássio, de concentração 1000 mg O<sub>2</sub>/l, e em seguida, foram preparadas cinco soluções de concentração 150, 300, 500, 700 e 900 mg O<sub>2</sub>/l. No fim de preparadas estas soluções, retiraram-se alíquotas de 2 ml de cada solução padrão nos tubos *Dr. Lange* (com a solução de mistura de dicromato de potássio, ácido sulfâmico e ácido sulfúrico) e adicionou-se sulfato de mercúrio a 0,40 %. Os tubos foram agitados cuidadosamente, e colocaram-se no reactor, a 148 °C, durante duas horas. Após este período, foram colocados em água fria com finalidade de parar a reacção e arrefecimento até temperatura ambiente. No fim de arrefecidos foram colocados num suporte para ocorrer a decantação dos sais de mercúrio (cerca de uma hora). O branco do fotómetro consiste numa solução de água desmineralizada dentro de um tubo de digestão, previamente limpo e seco.

As amostras para laboratório são colhidas de preferência em recipientes de vidro; no entanto, podem também utilizar-se recipientes de polietileno. São analisadas o mais rapidamente possível, não devendo exceder 5 dias após a colheita. Caso seja excedido este período devem-se adicionar 10 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (97 %, d = 1,84 g/L) por litro de amostra e conservar-se entre 0 °C e 5 °C. Deve homogeneizar-se a amostra conservada antes de se medir a toma para ensaio.

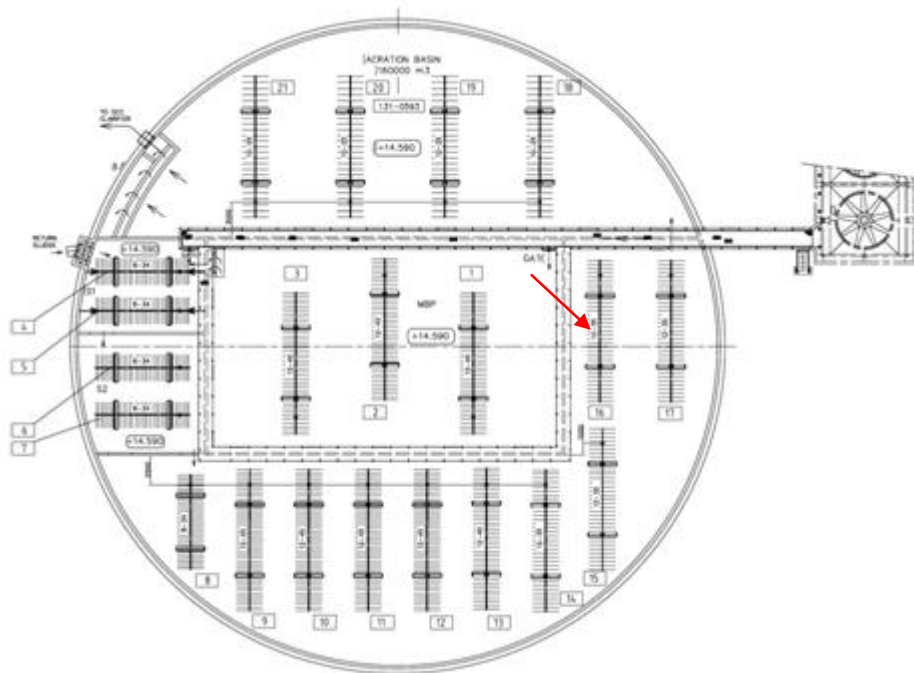
## 2.5 Observação Microscópica

A observação microscópica da amostra colhida na bacia de arejamento é feita com a finalidade de observar e quantificar a actividade microbológica existente nas lamas activadas. Este ensaio foi realizado recorrendo a um microscópio óptico *Zeiss Axiostar plus* (*Carl Zeiss, West German*).

A análise deve ser feita logo após a recolha ou, no máximo, nas 5 horas que a precedem, de maneira a evitar quer uma elevada mortalidade de algumas espécies quer, pelo contrário, o crescimento de outras. O arejamento prolongado também poderá influenciar a análise. Antes da observação, as amostras devem ser bem agitadas para serem representativas. Seguidamente, usando uma pipeta de Pasteur, coloca-se uma gota com cerca de 0,5 ml de licor de mistura numa lâmina de vidro, cobrindo-se a zona com uma lamela de 24×24 mm, e analisou-se ao microscópio óptico de contraste de fase usando a ampliação de 100×.

### 3 Resultados e Discussão

Durante a realização deste projecto foram estudas várias amostras, seguindo uma amostragem sistemática diária, entre o período de Fevereiro a Maio de 2011, no reactor biológico da bacia de arejamento na estação de tratamento secundário de efluentes da Celbi. O compartimento no qual a amostra foi recolhida está assinalado na figura 8.



**Figura 6-** Representação esquemática dos compartimentos que constituem a bacia de arejamento. A seta indica o local da bacia de arejamento onde a amostra foi colhida (reactor de fluxo pistão)

Na amostra recolhida foram realizados diversos ensaios de modo a correlacionar a actividade microbiológica existente com os diversos parâmetros descrito na tabela 6. Parâmetros com oxigénio dissolvido, temperatura e pH foram medidos na altura da colheita através de sensores apropriados.

**Tabela 7-** Descrição dos ensaios realizados durante o projecto

Amostra	Parâmetros em estudo
Bacia de arejamento	Oxigénio dissolvido
	Sólidos suspensos
	Azoto Total
	Fósforo total e Ortofosfato
	Actividade microbológica
	Carência química em oxigénio

Além dos ensaios descritos na tabela 6, foram ainda calculados outros parâmetros igualmente importantes neste estudo tais como índice de volume de lamas (SVI) e a razão F/M. A razão de alimento/biomassa (F/M) é dada pela expressão,

$$F/M = \frac{Q \times CQO_{in}}{MLSS \times V}$$

onde Q representa o caudal, V o volume da bacia de arejamento em estudo e o  $CQO_{in}$  representa a carência química em oxigénio da bacia de equalização, e representa a matéria orgânica de entrada no reactor biológico.

O índice de volumétrico de lamas (SVI) é obtido por,

$$SVI = \frac{T_{sed}}{MLSS} \times 1000$$

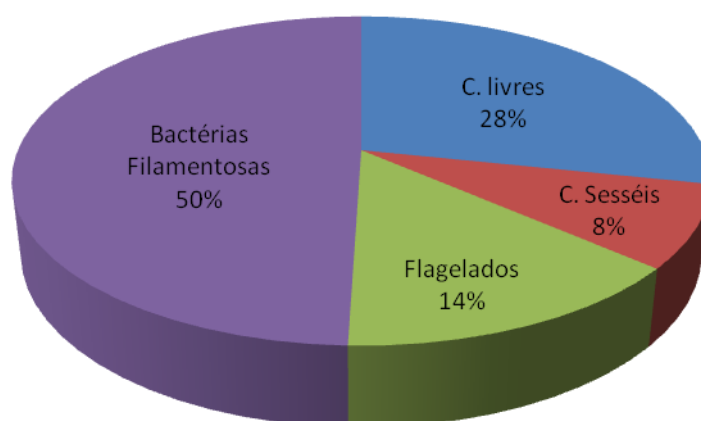
onde  $T_{sed}$  corresponde ao teste de sedimentação após 30 min de decantação e o SS indica os sólidos suspensos totais do licor misto da bacia de equalização.

### 3.1 Caracterização Microbiológica

A caracterização biológica foi efectuada diariamente através da observação microscópica do efluente da bacia de arejamento. Este estudo teve como principal objectivo a quantificação e caracterização dos microrganismos existentes, assim como analisar o tipo de flocos constituintes das lamas biológicas deste efluente. As observações efectuadas demonstraram um défice no tipo e quantidade de microrganismos existentes na estação de tratamento, quando comparada com registos anteriormente obtidos para o mesmo tipo de efluente. Na tabela 7 e no gráfico 1 estão indicados as espécies de microrganismos observados nas lamas biológicas em estudo assim como a sua percentagem média no efluente.

**Tabela 8-** Frequência relativa dos grupos componentes da microfauna na bacia de arejamento

Ciliados	livres	<i>Amphielptus pleurosigma</i>	28%
		<i>Colpidium</i>	
	Sesséis	<i>Vorticella</i>	8%
Flagelados	Flagelados	<i>Bodo</i>	14%
Bactérias Filamentosas	Bactérias Filamentosas	—	49%



**Gráfico 1-** Representação gráfica da quantidade de microrganismos presentes nas lamas activadas



Os ciliados são caracterizados por possuírem cílios na superfície das suas células. A presença destes microrganismos indica uma boa formação de flocos e um funcionamento correcto do sistema de lamas activadas; a sua ausência significa a ocorrência de toxicidade no reactor biológico. As espécies mais frequentes destes microrganismos são os ciliados livres (figuras 7 e 8) que se deslocam livremente entre os flocos de forma rápida em busca de alimento.



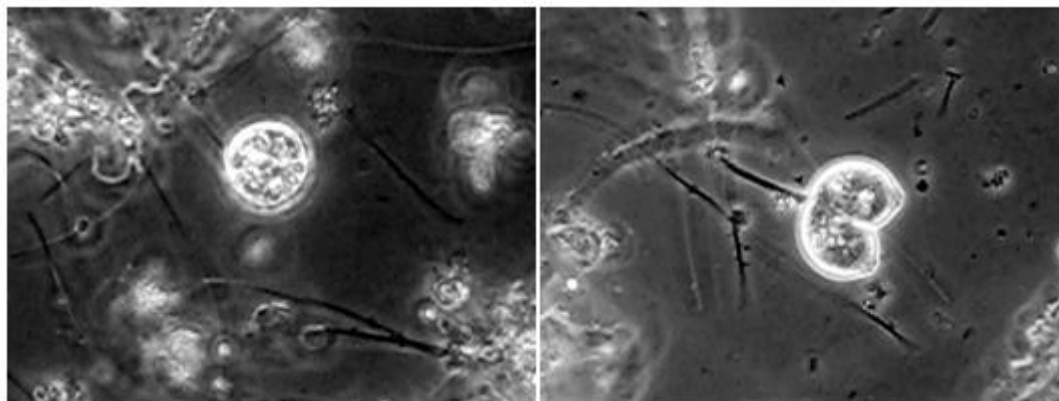
**Figura 7**-Espécie *amphileptus pleurosima* da família ciliados livres (ampliação 400x)



**Figura 8**-Espécie *colpidium* da família dos ciliados livres (ampliação 400x)

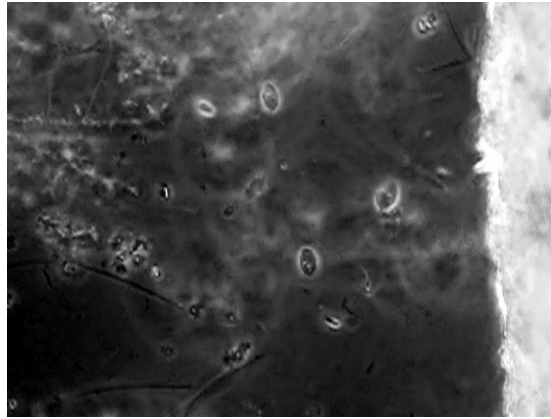
A ocupar a menor percentagem de microrganismos observados, está a espécie *vorticella* da família dos ciliados sésseis. Estes ciliados são caracterizados por normalmente se encontrarem fixos aos flocos das lamas biológicas, quer em colónias quer individualmente (figura 9). Devido à sua mobilidade reduzida, não necessitam de ingerir tanto alimento, o que origina uma fraca eficiência depuradora. A presença destes ciliados indica uma carga orgânica baixa, embora, quando observados em colónias, seja indicativo de um nível elevado de SS. Uma estação de tratamento a funcionar em pleno não deve albergar, em número significativo, espécies características na fase de colonização, mas tal pode acontecer transitoriamente no caso de falta de oxigenação,

carga excessiva ou muito variável no tempo, e/ou variações significativas dos tempos de retenção.



**Figura 9**-Espécie *Vorticella* da família dos ciliados sésseis

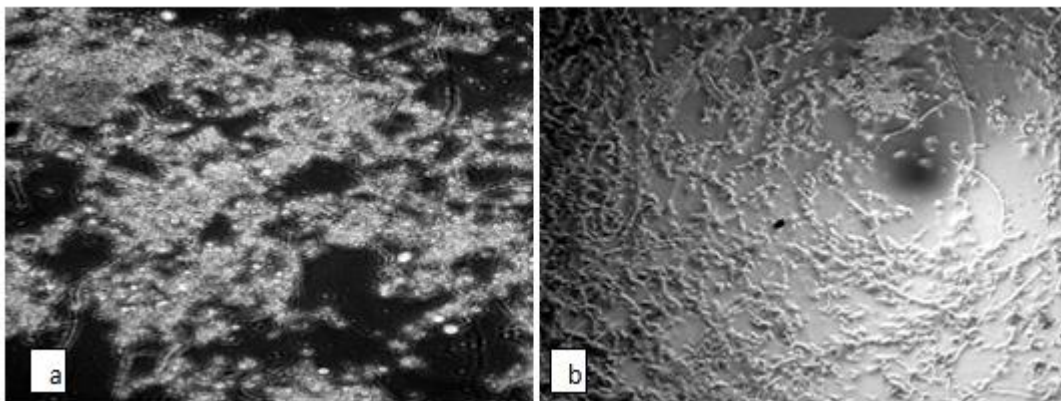
Os protozoários flagelados possuem células de pequenas dimensões (5 a 20  $\mu\text{m}$ ) de forma oval ou alongada e são caracterizados por possuírem um ou mais flagelos longos. A maior parte das espécies encontradas nas lamas activadas alimentam-se da matéria orgânica solúvel e a sua presença é indicadora de um nível significativo de CBO solúvel. Muitos dos flagelados, incluindo os que foram observados neste estudo (figura 10), ocorrem em condições de níveis baixos de oxigénio dissolvido e elevada carga orgânica. A percentagem desta espécie é a terceira maior encontrada nas lamas em estudo, o que significa que estas possuem alguns distúrbios desfavoráveis a um tratamento eficaz, isto porque um elevado número de flagelados indica geralmente uma deficiente depuração na estação de tratamento. A espécie bodo, observada na figura, é um flagelado que se move livremente, embora de forma brusca, entre os flocos, caracterizado por possuir dois longos flagelos que nem sempre são visíveis. A presença destes microrganismos é indicadora de carga orgânica superior a 0,4 kg /kg SS.dia e/ou de deficiência em oxigénio como é característica deste tipo de protozoários. Isto pode dever-se a um deficiente arejamento, a uma mudança brusca de pH, choque tóxico e/ou uma carga elevada de matéria orgânica, após um longo período de paragem de produção.



**Figura 10**-Espécie *Bodo* da família dos flagelados

A observação da estrutura e quantidade de flocos existentes nas lammas activas é um factor determinante para avaliação da eficiência do tratamento secundário de uma ETAR. As figuras 11 a e 11 b abaixo indicadas, foram obtidas pela observação microscópica das lammas biológica da bacia de arejamento da Celbi. Ao longo do período estudado, as características estruturais dos flocos biológicos não apresentaram variações significativas, sendo que estes se mantiveram dispersos, fracos, com diâmetro variando de pequeno a médio.

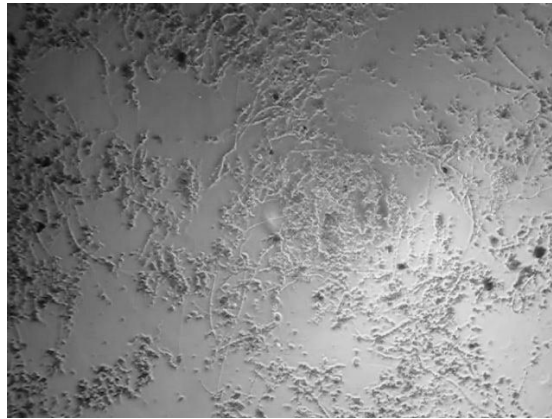
Os flocos observados têm forma irregular, são abertos e pouco consistentes o que leva a concluir que estamos perante um sistema de lammas activada que pode apresentar vários problemas de funcionamento como a fraca sedimentação e deficiente arejamento.



**Figura 11**-Flocos irregulares e abertos: a)ampliação 400x, b)ampliação 100x

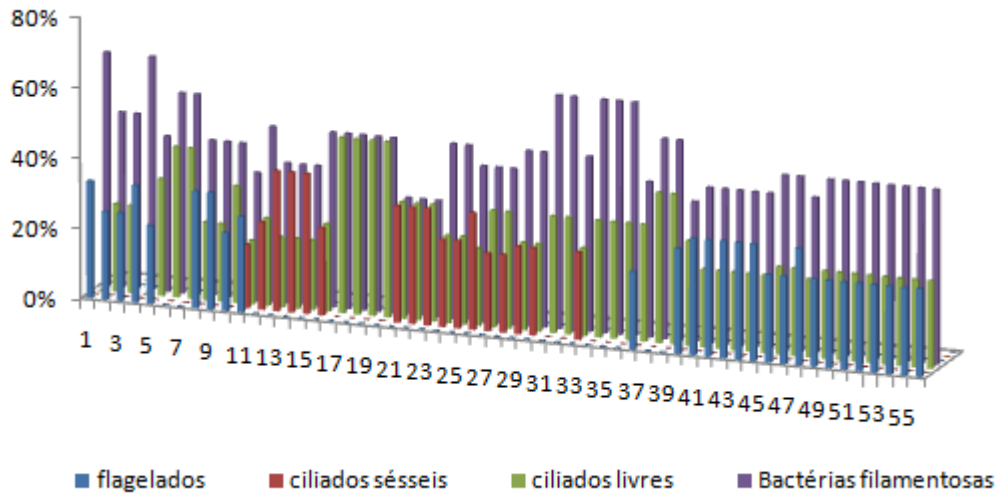
As bactérias filamentosas ocupam a percentagem mais elevada (49%) de microrganismos nas lammas biológicas, onde desempenham um papel muito importante no seu funcionamento. Estas, são as principais responsáveis pela formação de flocos regulares, resistentes e com uma boa sedimentação. No entanto, quando em quantidades

numerosas, estes microrganismos podem trazer diversos problemas nomeadamente *bulking* e *foaming*.



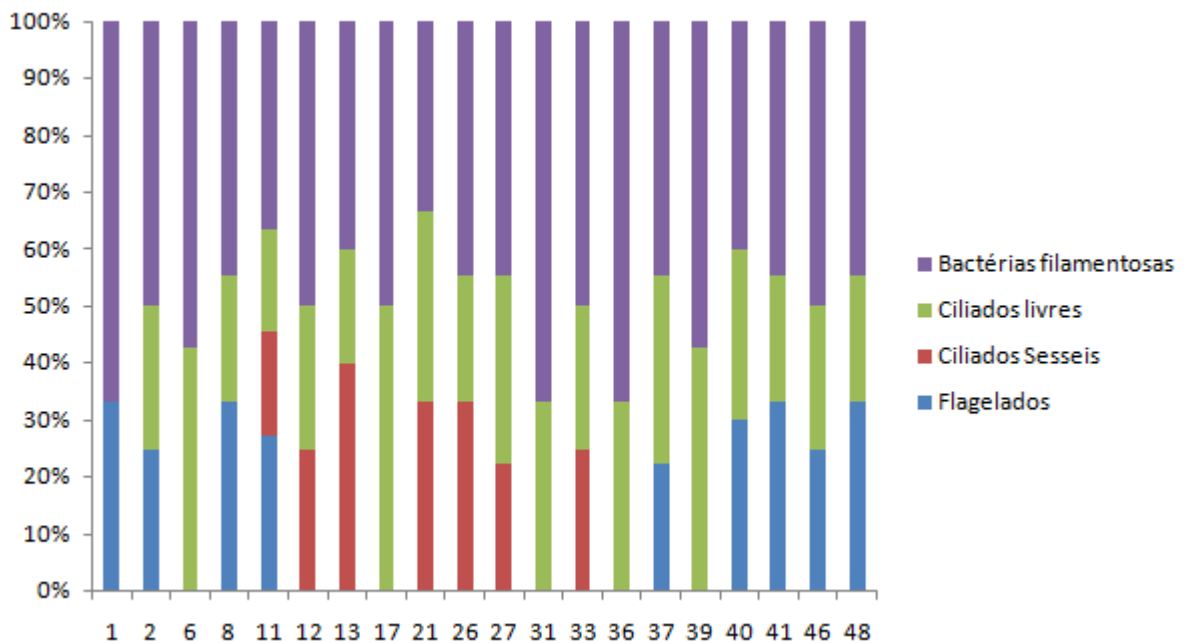
**Figura 12-**Bactérias filamentosas presentes nas lamas biológicas

O gráfico 2 representa a evolução da densidade microbiológica ao longo do período de estudo. Numa primeira abordagem podemos concluir que os microrganismos mais observados foram as bactérias filamentosas. Quando em excesso, estes microrganismos podem trazer diversos problemas ao processo de tratamento, um elevado índice de lamas, fraca sedimentação das lamas biológicas entre outros. Este gráfico também nos dá a informação de que as espécies de flagelados e ciliados sésseis nunca foram observadas em simultâneo. Este facto talvez ocorra porque os pequenos flagelados heterotróficos (*Bodo*) estão normalmente presentes em quantidade na fase de arranque do sistema, quando os flocos ainda não se encontram devidamente formados, entrando continuamente como afluente. Estes, alimentam-se de bactérias dispersas e, com o tempo, são substituídos pelos ciliados bacteriófagos, quer devido à competição que estabelecem com estes quer por estarem sujeitos à predação pelos ciliados carnívoros. A presença de sésseis verificou-se após um período de paragem do processo industrial, indicando que o processo passou por um período de transição susceptível à ocorrência deste tipo de microrganismos. [39]



**Gráfico 2-**Representação gráfica da actividade microbiológica ao longo do tempo

De forma a compreender o efeito que a presença de cada microrganismo observado tem no processo de tratamento do efluente, foi construída uma tabela que estabelece a relação dos microrganismos dominantes encontrados no sistema com as condições do processo. Para otimizar a análise da tabela 7, foi ainda construído um gráfico representativo de todos os conjuntos possíveis das espécies e as suas respectivas percentagens (gráfico 3).



**Gráfico 3-** Grupo de microrganismos dominantes para cada amostra

**Tabela 9-** Relação entre os microrganismos encontrados no sistema e as características do processo [21]

<b>Amostra</b>	<b>Data</b>	<b>Microrganismos dominantes</b>	<b>Características do processo</b>
1	01 de Fevereiro de 2011	Bactérias filamentosas; Flagelados	Boa condição de depuração; alto teor em sólidos suspensos; lamas envelhecidas
2	02 de Fevereiro de 2011	Bactérias filamentosas; Flagelados; ciliados livres	Boa condição de depuração; alto teor em sólidos suspensos
6	08 de Fevereiro de 2011	Bactérias filamentosas; ciliados livres	Boa condição de depuração; alto teor em sólidos suspensos
8	10 de Fevereiro de 2011	Bactérias filamentosas; Flagelados; ciliados livres	Boa condição de depuração; alto teor em sólidos suspensos
11	28 de Fevereiro de 2011	Bactérias filamentosas; Flagelados; ciliados livres, ciliados sésseis	Boa condição de depuração; transição biológica
12	01 de Março de 2011	Bactérias filamentosas; ciliados livres; ciliados sésseis	Boa condição de depuração; fraca sedimentação
13	02 de Março de 2011	Bactérias Filamentosas; ciliados livres, ciliados sésseis	Boa condição de depuração
17	09 de Março de 2011	Bactérias Filamentosas; ciliados livres,	Boa condição de depuração
21	15 de Março de 2011	Bactérias Filamentosas; ciliados livres; ciliados sésseis	Boa condição de depuração
26	22 de Março de 2011	Bactérias Filamentosas ; ciliados livres; ciliados sésseis	Boa condição de depuração
27	23 de Março de 2011	Bactérias Filamentosas; ciliados livres, ciliados sésseis	Boa condição de depuração
31	30 de Março de 2011	Bactérias Filamentosas; ciliados livres,	Boa condição de depuração
33	01 de Abril de 2011	Bactérias Filamentosas; ciliados livres, ciliados sésseis	Boa condição de depuração
36	06 de Abril de 2011	Bactérias Filamentosas; ciliados livres,	Má condição de depuração; alto teor em azoto; alto teor em sólidos suspensos; elevada relação F/M;
37	07 de Abril de 2011	Bactérias Filamentosas; Flagelados; ciliados livres	Má condição de depuração; alto teor em azoto; alto teor em sólidos suspensos; elevada relação F/M; lamas envelhecidas
39	29 de Abril de 2011	Bactérias Filamentosas; ciliados livres,	Má condição de depuração; alto teor em azoto; elevada relação F/M; lamas envelhecidas
40	02 de Maio de 2011	Bactérias Filamentosas; Flagelados; ciliados livres	alto teor em azoto; elevada relação F/M
41	03 de Maio de 2011	Bactérias Filamentosas; Flagelados; ciliados livres	alto teor em azoto; elevada relação F/M
46	10 de Maio de 2011	Bactérias Filamentosas; Flagelados; ciliados livres	Má condição de depuração; alto teor em azoto; Elevada relação F/M
48	12 de Maio de 2011	Bactérias Filamentosas; Flagelados; ciliados livres	Má condição de depuração; alto teor em azoto; elevada relação F/M

As relações entre os microrganismos dominantes nas lamas activadas e a influência nas características do processo sistema, conforme encontram-se descritas na Tabela 8. Não estão indicadas todas as amostras analisadas, apenas aquelas que representam todas as situações possíveis observadas. Apesar de não estar descrito, durante todo o período estudado observaram-se condições de baixa concentração em oxigénio, fraca sedimentação e altos valores para o índice volumétrico de lamas. Observa-se que na maior parte do período, a microfauna dominante nos reactores indica boas condições de depuração e valores normais para a concentração de sólidos suspensos. Os períodos baixa eficiência estiveram associados, principalmente, ao domínio de flagelados, enquanto os períodos de alta eficiência se encontram associados à presença de ciliados livres e, simultaneamente, de ciliados sésseis.

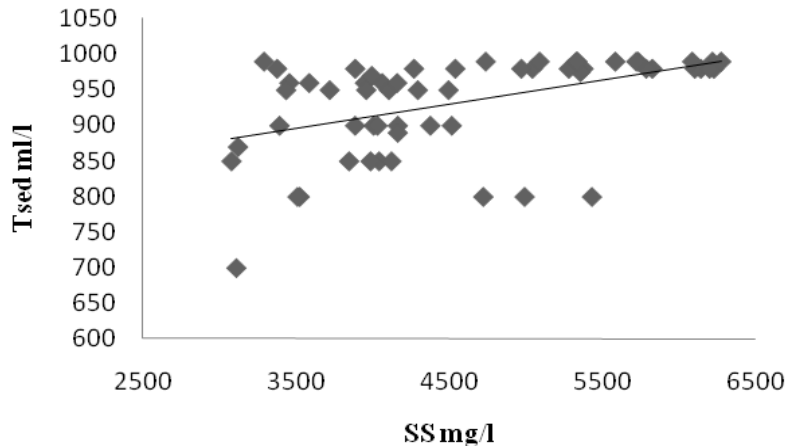
As características do processo, indicadas pelos organismos dominantes nos reactores, revelaram que na maioria do período estudado o sistema apresentou elevada idade do lodo indicada, principalmente, pela presença de elevada densidade de bactérias filamentosas e de flagelados e baixa relação F/M, evidenciada pela presença de flagelados. Em conclusão os desempenhos inferiores foram associados à presença dominante de pequenos flagelados.

### **3.2 Correlação entre as variáveis**

De modo a conseguir correlacionar as diferentes variáveis com a actividade microbiológica, e concluir sobre a relação entre estas, foram construídos alguns gráficos de correlação.

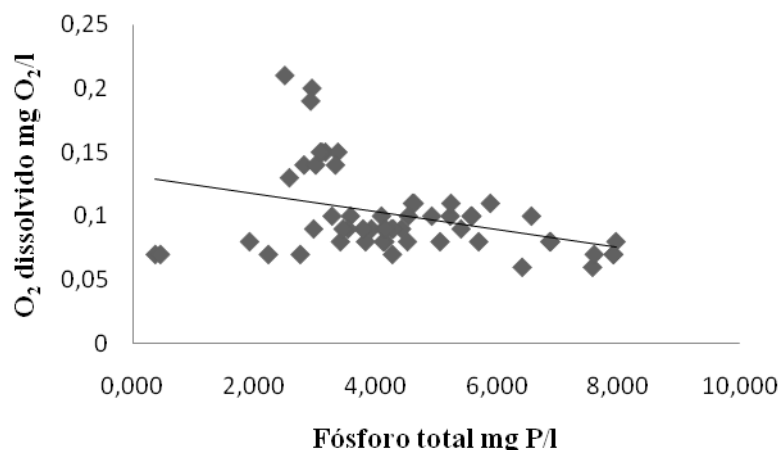
No gráfico 4 pode-se observar que correlação entre SS e o teste de sedimentação mostra que existe dependência entre estas duas variáveis; ou seja, há uma influência por parte da quantidade dos sólidos suspensos totais das lamas activadas na velocidade de sedimentação. Pode-se confirmar pela análise do gráfico, que valores muito elevados do nível de MLSS influenciam negativamente o teste de sedimentação, como já foi referido anteriormente. Os melhores valores deste parâmetro, ou seja, os que representam altos valores de sedimentação, correspondem aos níveis de SS situados entre os 3 a 4 g/L. Pelo gráfico 4 podemos observar que existe uma grande quantidade de pontos correspondentes a níveis de SS superiores a 4 g/L o que demonstra que as lamas possam

estar envelhecidas ou em estado de decomposição. A fraca sedimentação das lamas biológicas também pode ter origem da dispersão dos microrganismos nos flocos ou na formação de pequenos grupos de células microbiológicas.



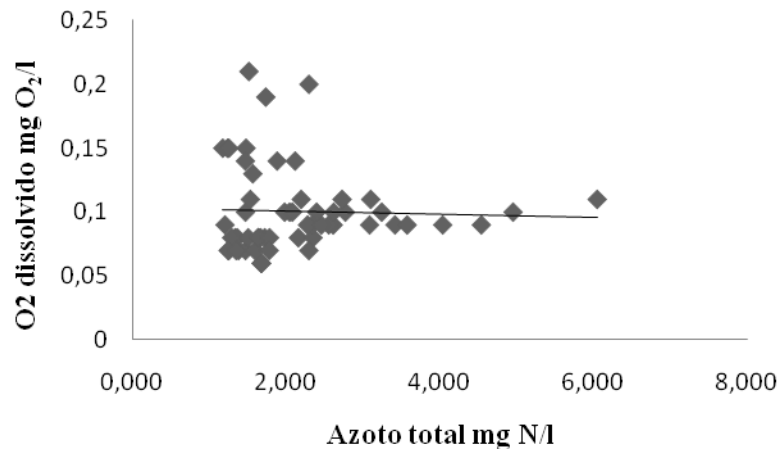
**Gráfico 4**-Sólido suspensos totais vs Teste de sedimentação

Apesar da correlação entre as concentrações de nutrientes e o nível de oxigénio dissolvido nas lamas activadas, verifica-se nos gráficos 5 e 6 que os valores máximos de oxigénio são proporcionais aos valores mais baixo da concentração de Fósforo e Azoto. Esta observação pode ser justificada pelo facto de níveis baixos de oxigénio dissolvido resultarem no desaparecimento de microrganismos e, como consequência, na redução do consumo dos nutrientes.



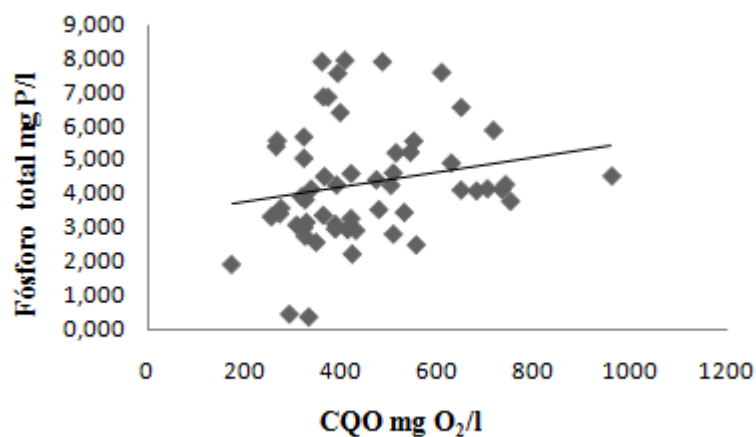
**Gráfico 5**-Concentração de Fósforo total vs Oxigénio dissolvido



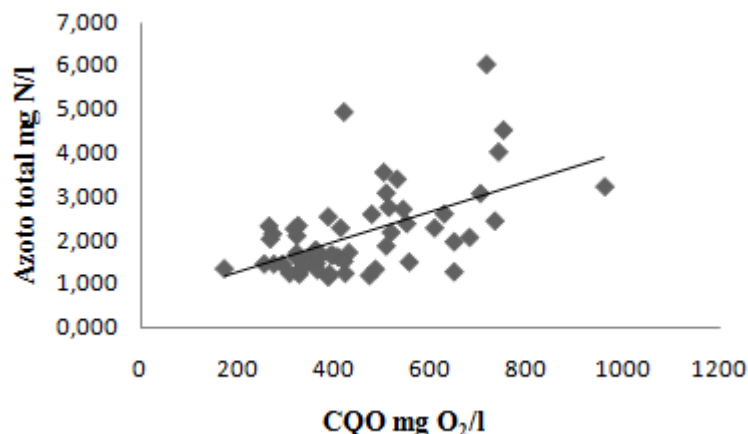


**Gráfico 6-**Concentração de Azoto total vs Oxigênio dissolvido

A relação entre a concentração dos diferentes nutrientes com os níveis de matéria orgânica presente na bacia de arejamento está representada nos gráficos 7 e 8. Em ambas as figuras podemos verificar a ocorrência de uma correlação positiva, o que significa que os nutrientes ao servirem de alimento aos microrganismos ajudam na remoção de matéria orgânica do efluente. No entanto, o valor da correlação para o azoto é significativamente superior, o que nos permite concluir que este nutriente é sem dúvida o mais importante para o desenvolvimento e sobrevivência dos diferentes microrganismos e, por isso, o que mais contribui para o tratamento do efluente. [40]



**Gráfico 7-**Carência química de oxigênio vs concentração de Fósforo total

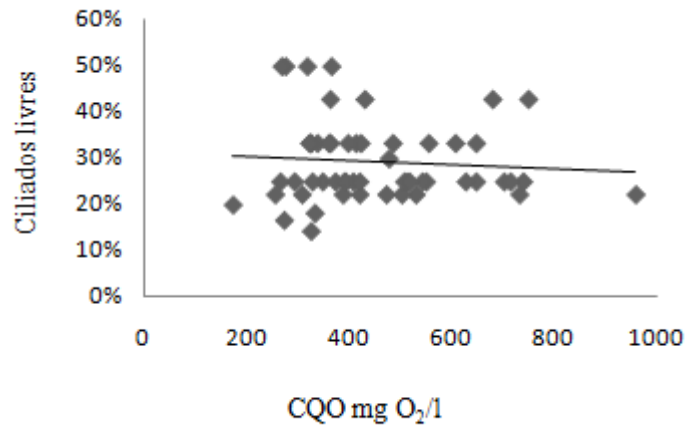


**Gráfico 8-**Carência química de oxigénio vs concentração de Azoto total

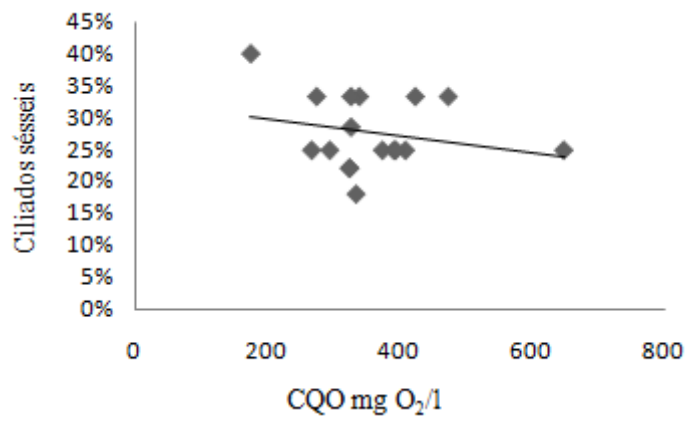
### 3.3- Correlação entre as variáveis e a actividade microbiológica

A carência química em oxigénio (CQO) é uma medida da quantidade de oxigénio necessária para oxidar completamente, a partir de meios químicos, a matéria orgânica a  $\text{CO}_2$ . A função dos microrganismos presentes num reactor biológico passa por consumir a matéria orgânica presente nas lamas activadas contribuindo, deste modo, para a diminuição da quantidade de CQO presente no efluente.

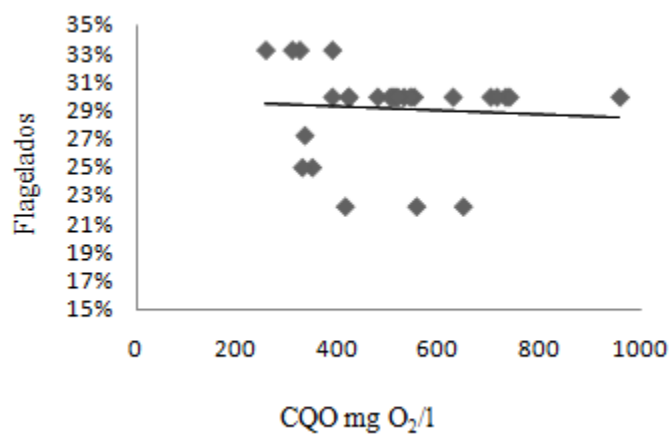
Os gráficos 9,10,11,12 representam a concentração de CQO analisado em função da presença de cada um dos microrganismos observados na bacia de arejamento. No gráfico 9, a correlação entre a presença de ciliados livres e a concentração de CQO é muito baixa, pelo que não é possível retirar conclusões definitivas sobre a relação entre as variáveis em estudo. O mesmo se verifica para a relação deste parâmetro com ciliados sésseis (gráfico 10), no entanto, a existência destes microrganismos prevalece para concentrações inferiores a  $500 \text{ mg O}_2/\text{l}$ , o que vêm confirmar a eficiência depuradora destas espécies de ciliados. O que significa que para concentrações mais elevadas destes microrganismos ocorreu maior redução de CQO. [41]



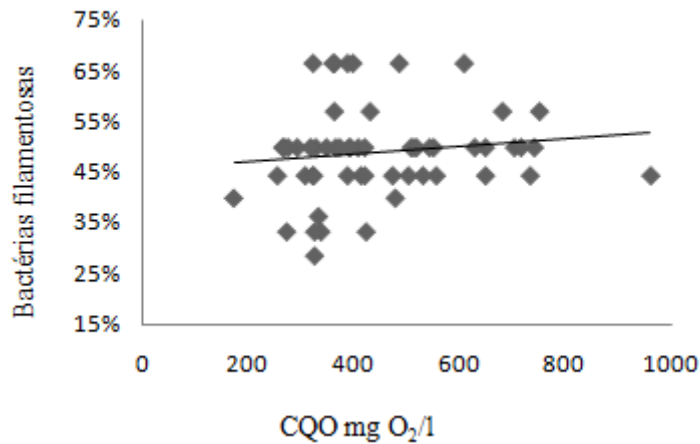
**Gráfico 9-** Concentração de CQO vs Ciliados livres



**Gráfico 10-**Concentração de CQO vs Ciliados sésseis

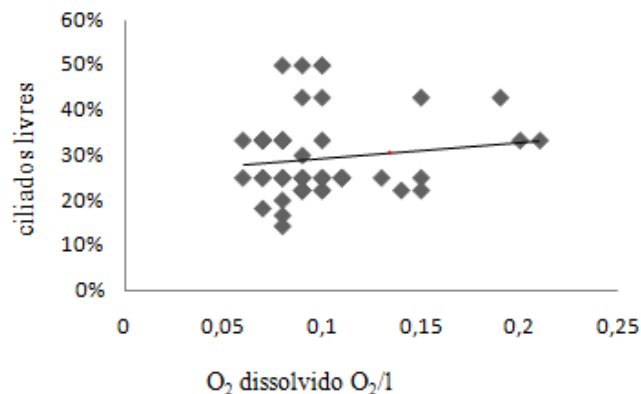


**Gráfico 11-**Concentração de CQO vs flagelados

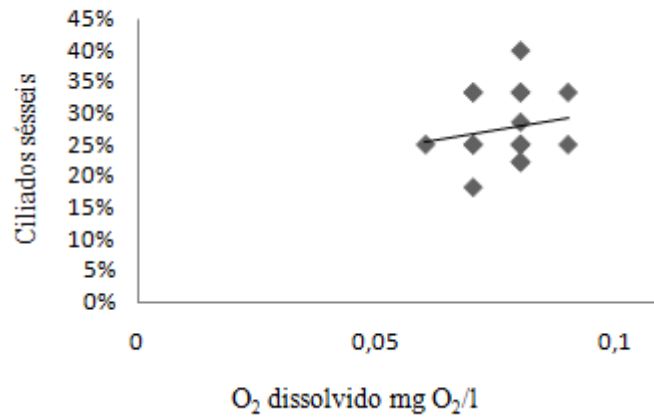


**Gráfico 12-**Concentração de CQO vs Bactérias filamentosas

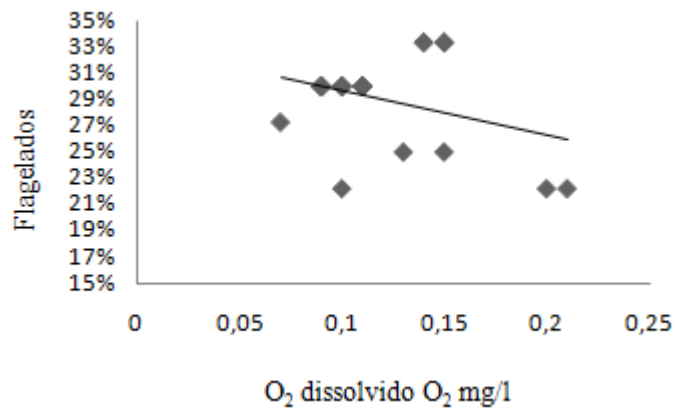
O oxigênio presente nas lamas activadas constitui um dos intervenientes mais importantes para o funcionamento eficaz de um tratamento secundário com processo biológico aeróbico. Este parâmetro influencia a existência de microrganismos e a sua deficiência no sistema de lamas activadas pode trazer consequências graves no tratamento do efluente. Como se pode observar pelos gráficos 13 a 16 não existe nenhuma correlação entre a concentração em oxigênio dissolvido e a densidade microbiológica existente. No entanto, para a presença de bactérias filamentosas, que se mostrou predominante para níveis mais baixos de oxigênio; tal é expectável, pois estas bactérias encontram-se em grande quantidade quando o processo está em funcionamento em condições de baixo teor em oxigênio.



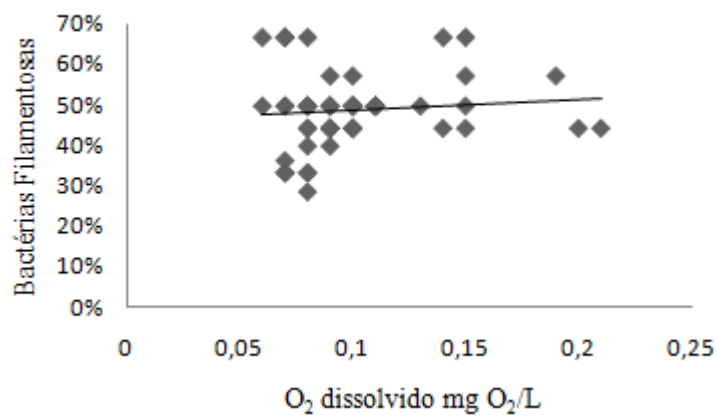
**Gráfico 13-**Concentração de O<sub>2</sub> dissolvido vs Ciliados livres



**Gráfico 14-**Concentração de O<sub>2</sub>dissolvido vs Ciliados sésseis

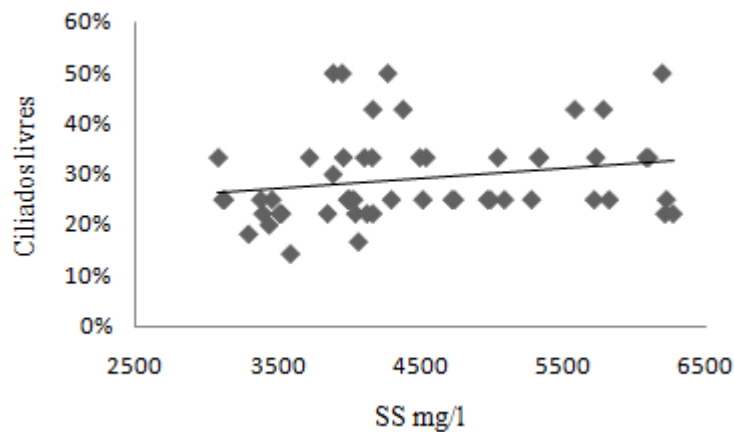


**Gráfico 15-**Concentração de O<sub>2</sub> dissolvido vs Flagelados

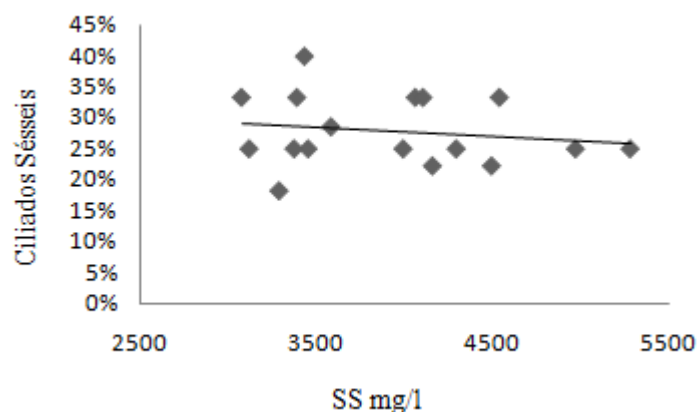


**Gráfico 16-** Concentração de O<sub>2</sub>dissolvido vs Bactérias filamentosas

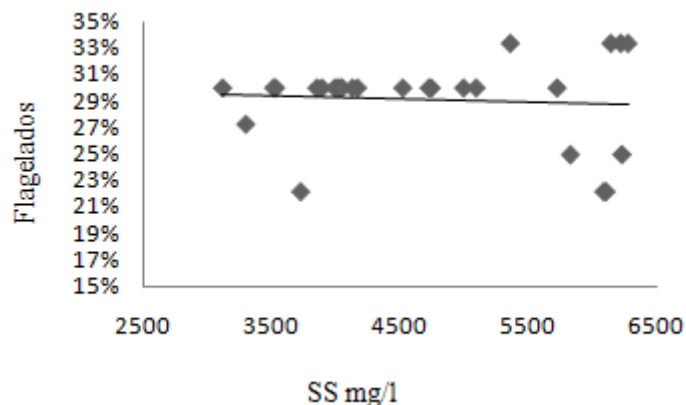
As concentrações de sólidos suspensos e a turbidez no efluente apresentam uma relação directamente proporcional com a densidade total da microfauna. Quanto maior a densidade de organismos nos reactores, maior também a concentração de sólidos no efluente. A existência de flagelados no efluente é um exemplo para essa condição, pois estes organismos não se agregam aos flocos e, por isso, saem do sistema em conjunto com o efluente final. Também se pode observar no gráfico 18 que para uma elevada densidade de bactérias filamentosas a concentração de sólidos suspensos é muito elevada, o que pode ser explicada pelo facto do excesso deste microrganismos aumentar o índice de lamas presentes no reactor.



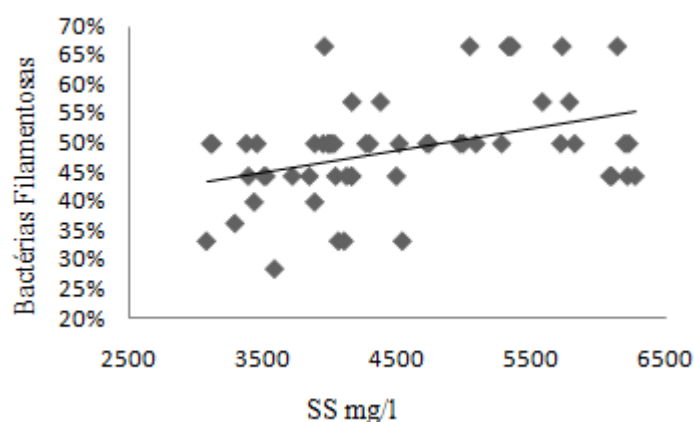
**Gráfico 17-**Concentração de SS vs Ciliados livres



**Gráfico 18-**Concentração SS vs ciliados sésseis



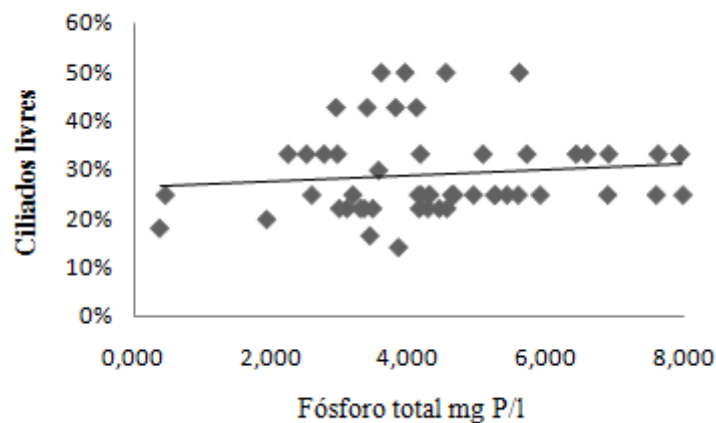
**Gráfico 19**-Concentração de SS vs Ciliados flagelados



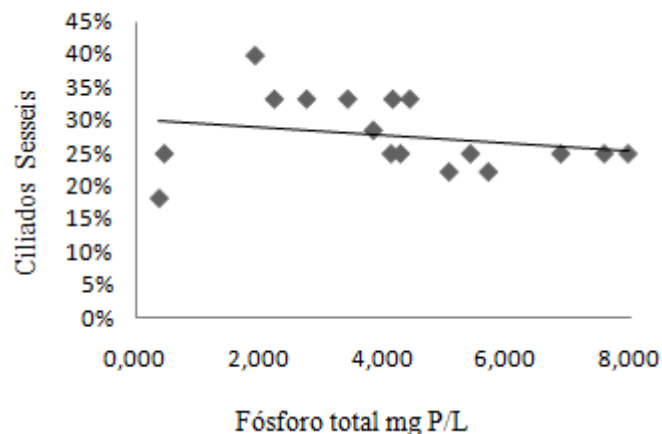
**Gráfico 20**-Concentração SS vs ciliados Bactérias filamentosas

Como já foi referido anteriormente, a concentração de fósforo no efluente de uma indústria papelreira é muito elevada devido à matéria-prima utilizada. Este facto foi comprovado pela análise efectuada ao efluente da bacia de arejamento onde a concentração média foi muito superior ao necessário para o desenvolvimento da actividade microbiológica. Com efeito, e como se pode observar pelos gráficos 19 a 22a relação da concentração de fósforo com a densidade microbiológica observada não é significativa. No gráfico 19 observa-se que à medida que a concentração dos ciliados livres aumenta, o teor em fósforo também tem tendência em aumentar, o que pode indicar que este nutriente não contribui para o crescimento e proliferação destes protozoários. Esta conclusão também resulta do facto de para um grande intervalo de concentrações de fósforo total, a percentagem de ciliados rastejantes nas lamas activadas é aproximadamente constante por volta dos 25%. O mesmo se verifica para os ciliados sésseis e flagelados, gráficos 20 e 21, respectivamente, onde a correlação

existente é praticamente nula e a relação entre estes parâmetros é impossível de ser estabelecida. Apenas para as bactérias filamentosas se encontra uma relação com a concentração de fósforo. Além da correlação entre este parâmetro ser mais elevada, também se verifica uma maior densidade destes microrganismos para concentrações mais elevadas deste nutriente. Este comportamento pode ser explicado pelo facto de concentrações elevada de nutrientes nas lamas activadas influenciar a proliferação de bactérias filamentosas.

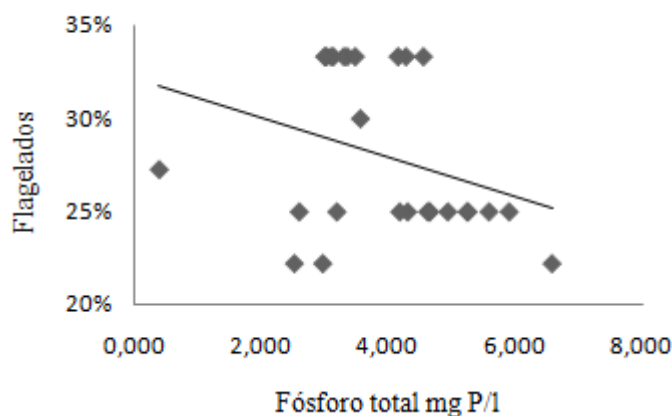


**Gráfico 21-**Concentração de fósforo total vs ciliados livres

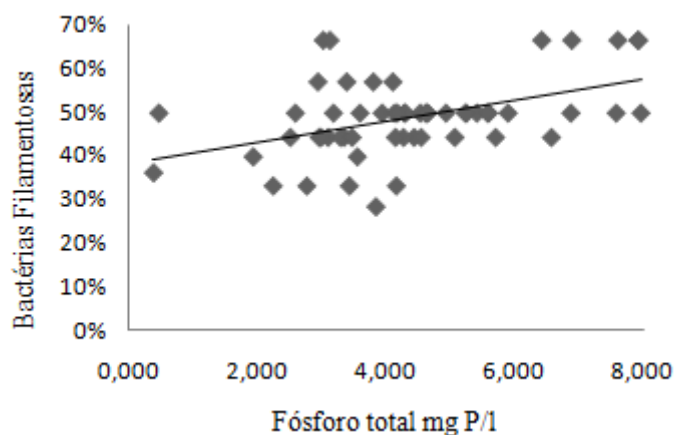


**Gráfico 22-**Concentrações de fósforo total vs ciliados sésseis





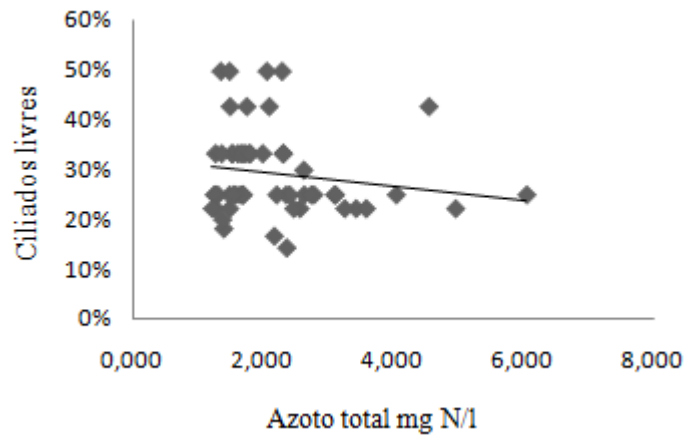
**Gráfico 23-**Concentração de fósforo total vs flagelados



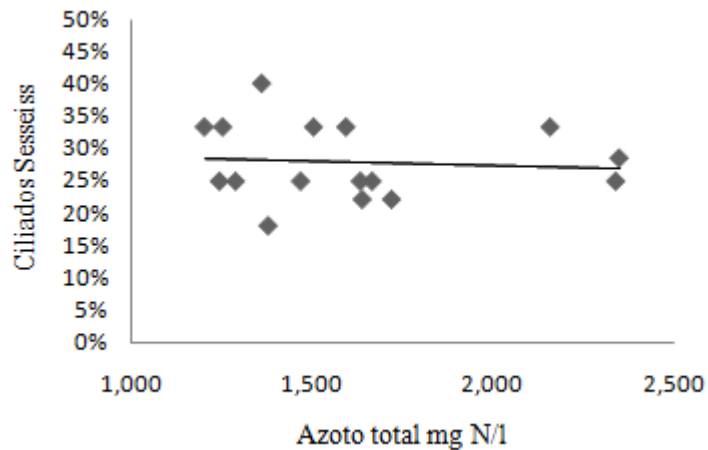
**Gráfico 24-**Concentrações de fósforo total vs Bactérias filamentosas

Em paralelo com o oxigênio dissolvido, a concentração de azoto presente nas lamas activadas, é um dos parâmetros mais importantes no desenvolvimento microbiológico. Com efeito, seria de esperar que houvesse uma correlação linear entre a concentração de azoto e a densidade microbiológica, o que na verdade não se verifica pela observação dos gráficos. No gráfico 25 pode-se concluir que existe uma maior concentração destes ciliados livres para concentrações de azoto entre 1 e 3 mg N/l. Para valores acima destas concentrações existem apenas situações pontuais que se podem relacionar com perturbações do sistema ou um funcionamento anormal do tratamento. O valor baixo do parâmetro de correlação também nos indica que estes microrganismos sobrevivem num determinado tipo de condições mais ou menos constante dos níveis de nutrientes das lamas activadas. No entanto, verifica-se que na presença destes microrganismos, as

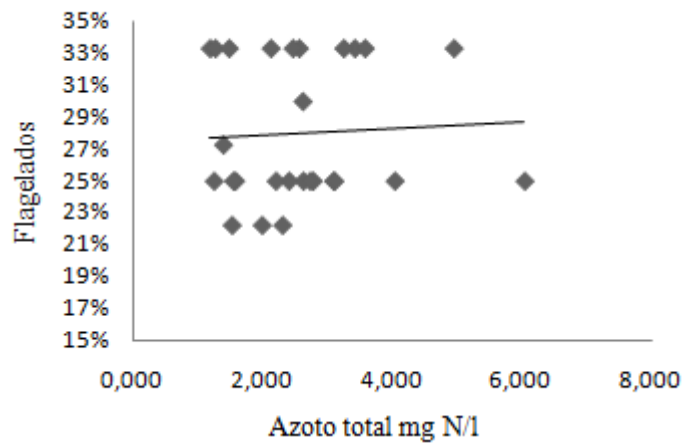
concentrações de azoto presente nas lamas activadas são muito baixas, indicando que este nutriente contribui para o desenvolvimento deste tipo de microrganismos.



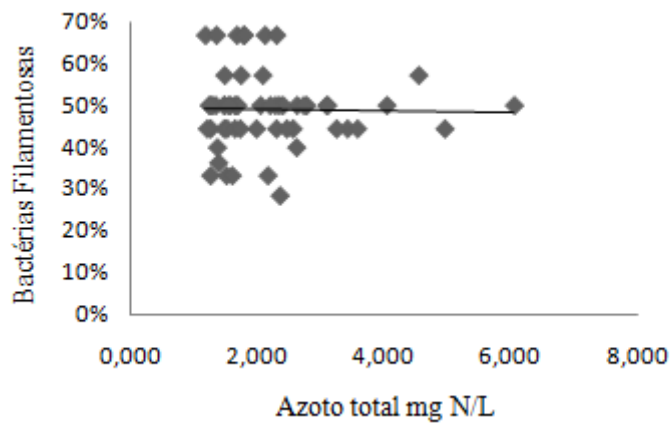
**Gráfico 25**--Concentração de azoto total vs ciliados livres



**Gráfico 26**--Concentrações de azoto total vs ciliados sésseis



**Gráfico 27**-Concentração de azoto total vs flagelados



**Gráfico 28**-Concentrações de azoto total vs ciliados Bactérias filamentosas

## 4. Conclusão

Este projecto teve como objectivo analisar e caracterizar o sistema de lamas activadas do reactor biológico da estação de tratamento de águas residuais da Celbi. Para atingir tal desiderato, procedeu-se à avaliação da eficiência do referido tratamento através do estudo sobre quais os parâmetros mais importantes que influenciam uma actividade microbiológica equilibrada, capaz de remover de forma eficaz a matéria orgânica do efluente fabril.

De Novembro de 2010 a Agosto de 2011, foi determinado um conjunto de parâmetros (por exemplo, CQO, oxigénio dissolvido, fósforo total, azoto total), por métodos físico-químicos, em amostras colhidas em na bacia de arejamento. As conclusões que podemos tirar, do trabalho realizado neste projecto, são que todos os parâmetros analisados apresentam alguma influência na actividade microbiológica. Deste modo, não se pode analisar a influência de um só parâmetro, pois uma cadeia microbiológica equilibrada e eficaz no tratamento só se desenvolve se o meio envolvente o permitir, ou seja, se todos os parâmetros aqui estudados corresponderem aos requisitos. Do mesmo modo se verificou que existem microrganismos indicadores de problemas processuais do tratamento. Menores desempenhos, como uma má depuração da matéria orgânica, foram associados à presença dominante de pequenos flagelados, assim como o défice em oxigénio, alta idade das lamas e fraca sedimentação estiveram associados à presença de uma elevada densidade de bactérias filamentosas. Pelo contrário, a presença de ciliados livres, presentes simultaneamente com ciliados sésseis, são representativos de boas condições de depuração assim como de valores aceitáveis de sólidos suspensos; por outras palavras, foram associados aos períodos de alta eficiência do tratamento. Pela observação microscópica dos flocos das lamas activadas também se pode concluir que o reactor biológico passa por um problema de *bulking*, que foi evidenciado pela formação de flocos fracos, dispersos e pouco consistentes que se traduziram numa fraca sedimentação. Para um tratamento de efluentes eficiente é crucial a qualidade dos flocos, na bacia de arejamento, e que haja um equilíbrio entre as várias espécies de microrganismos, nomeadamente a presença de espécies como os rotíferos, ciliados rastejantes e sésseis. Deste modo é importante rever os problemas que estação de tratamento de resíduos estudada apresenta de modo a otimizar a eficiência do tratamento.

## Bibliografia

- [1] Sector de Ambiente e Formação, Recepção/Acolhimento: Síntese de Elementos Sobre a Celbi, Celbi Stora Enso, 2000
- [2] J. Martins, R. Marques, *500 Maiores Empresa do Distrito de Coimbra*, Diário de Notícias, 2009
- [3] Sector de Ambiente, Segurança e Formação, *Licença Ambiental: resumo informativo*, Departamento Sistema de Gestão, Celbi, 2011
- [4] Sector de Ambiente, Segurança e Formação, *Descrição Resumida do Processo de Fabrico*; Celbi StoraEnso, 2002
- [5] Sector de Ambiente, Segurança e Formação, *Elementos Sobre o Processo de Fabrico de Pasta*, Celbi StoraEnso, 2001
- [6] M. Ek, G. Gellerstedt e G. Henrikson, *Pulp and Paper Chemistry and Technology* 1st Edition 2009
- [7] Sector de Ambiente, Segurança e Formação; *Relatório de sustentabilidade*, Departamento de Gestão e Sistemas, Celbi, 2010
- [8] Sector de Ambiente, Segurança e Formação, *Curso de Formação: instruções de operação de tratamento secundário de efluentes*, Departamento de Licores e Energia, Celbi, 2006
- [9] Sector de Ambiente, Segurança e Formação, *Estação de tratamento de Efluentes*, Departamento Sistema de Gestão, Celbi, 2005
- [10] J. Tavares de Sousa, E. Foresti, , *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 1, 1999,69-73
- [11] Sector de Ambiente, Segurança e Formação, *Curso de Formação: Aspectos Gerais sobre Poluição e Controlo Ambiental*, Celbi StoraEnso, 1999
- [12] Sector de Ambiente, Segurança e Formação, *Curso de Formação: Aspectos Gerais sobre a Poluição Líquida nas Fábricas de Pasta de Papel*, Celbi StoraEnso, 1999
- [13] M.N.B. Momba, *Biomass*, 10, 2010, 202-222
- [14] A. Hogetsu, Y. Ogino, T. Takemika, *Technology Transfer Manual of Industrial Wastewater Treatment*, 2003, 58-72

- [15] D. Mara, N. J. Horan, *The handbook of water and wastewater microbiology*, Academic Press, 2003, 315-611
- [16] L. Åmand, *Examensarbete*, 30, 2008
- [17] A.L.P Amaral, *Dessertation of PHD Degree in Chemical and Biological Engineering* Universidade do Minho, 2003
- [18] G. Bitton, *Wastewater microbiology*, 3<sup>rd</sup>, Wiley-Liss, 2005, 213-395
- [19] AquaFlow, *Training of Operation and Maintenance AF-Screen*, Veolia Water, StoraEnso  
Fine Paper, Celbi Pulp Mill, Portugal, 2006
- [20] AquaFlow, *Training of Operation and Maintenance Neutralisation and Equalisations basins*, VEOLIA Water, StoraEnso Fine Paper, Celbi Pulp Mill, Portugal, 2006
- [21] A. P. Bento, P. H. Sezerino, T. C. Barbosa, L. S. Philippi, VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002
- [22] Y.P. Ginorisa, A.L. Amaral, A. Nicolau, M.A.Z. Coelho, E.C. Ferreira, *Water Search* AR41, 2007, 2581 – 2589
- [23] J.A. Soddell, L R.J. Seviou, *Journal of Applied Bacteriology*, 69, 1990, 145-176
- [24] A. Nicolau, M. J. Martins, M. Mota e N. Lima *Estudo da comunidade de protozoários exposta a tóxicos em estações de tratamento de águas residuais*, Universidade do Minho
- [25] L. Arregui, M. Linares, B. Pérez-Uz, A. Guinea S. Serrano, *Air, Soil and Water Research*, 1, 2008, 13 – 19
- [26] D. H. Eikelboom, *Process Control of Activated Sludge Plants by Microscopic Investigation*, 1<sup>st</sup>, ASIS, 2000
- [27] D. Jenkins, M. G. Richard, G. T. Daiffer, *Manual n the causes and control of activated sludge bulking foaming and other Solids Separation Problems*, 3<sup>rd</sup>, IWA Publishing, 2003
- [28] A. P. Bento, P. H. Sezerino, V. Reginnato L. S. Philippi, *Flavio Rubens Lapolli, Eng. sanit. ambient.*, 4, 2005, 329-338
- [29] M. Henze, *Biological wastewater treatment: principles, modelling and design*, IWA publishing, 2008
- [30] Vários, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA, AWWA, WEF – 18th Ed.*, 1992

- [31] Qualidade da Água – *Determinação Espectrofotométrica do Fósforo usando o Molibdato Amónio*, ISO 6878:2004
- [32] ISO 6878:2004, Water quality – Determination of phosphorous – Ammonium molybdate spectrometric method, 2nd Ed
- [33] ISO 11905-1:1997 (E), Water quality – Determination of nitrogen – Part 1: Method using oxidative digestion with peroxodisulfate
- [34] Vários, *Manual on Industrial Water and Industrial Wastewater (ASTM)*, 2<sup>nd</sup>, 1966
- [35] EN 872:2005, Water quality – Determination of suspended solids – Method by filtration through glass fibre filters
- [36] Vários, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA, AWWA, WEF – 18th Ed.*, 1992
- [37] ISO 15705:2002, Water Quality – Determination of the chemical oxygen demand
- [38] I. Pásztor, H. Szentgyorgyi, B. Holenda, *Comparison of Activated Sludge Flock Structure and Microbial Fauna of Two Hungarian Wastewater Treatment*, HEJ, 1418-7108
- [39] L. Arregui, M. Linares, B. Pérez-Uz, A. Guinea, S. Serrano, *Air, Soil and Water Research* 13 2008,1 13–19
- [40] B. Y. Ammary, *African Journal of Biotechnology*, 4, 2004, 236-238
- [41] L. Arregui, B. Pérez-Uz, A. Guinea, S. Serrano, *Guidelines for the identification of ciliates in wastewater treatment plants*, 1<sup>st</sup> IWA Publishing, 2008,

