



Instituto Politécnico de Tomar

Escola Superior de Tecnologia de Tomar

Pedro Manuel Alves Jordão

**ESTUDO E OTIMIZAÇÃO DA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO SECUNDÁRIO DA CELBI,
S.A.**

Relatório de Estágio

Orientado por:

Professora Doutora Cecília Baptista, Instituto Politécnico de Tomar

Relatório de Estágio
apresentado ao Instituto Politécnico de Tomar
para cumprimento dos requisitos necessários
à obtenção do grau de Mestre
em Tecnologia Química

RESUMO

O trabalho realizado teve como objetivo caracterizar e procurar otimizar o funcionamento da estação de tratamento de águas residuais da Celulose da Beira Industrial (CELBI).

Numa primeira fase foi efetuada uma caracterização da ETARI, tendo sido verificado que a maior parte dos parâmetros de controlo apresentavam valores não conformes, relativamente aos fornecidos pelo fabricante, bem como aos indicados na literatura pesquisada, nomeadamente a idade das lamas, a razão F/M, a produção de lama, o ciclo de retorno de lama, o teste de sedimentação, a dosagem de nutrientes medida através da relação CQO:N. Quanto à eficiência de remoção de CQO e SST o tratamento secundário apresentava valores de remoção de 69,7% e 78,3% respetivamente e finalmente quanto ao oxigénio dissolvido existe uma limitação na própria instalação, uma vez que a mesma foi dimensionada para o tratamento de 22,5 ton/d de CQO.

Após a caracterização inicial, foram introduzidas modificações processuais que levaram à alteração de alguns parâmetros de controlo da ETARI e assim permitiram otimizar o funcionamento da mesma, nomeadamente aumentar a idade das lamas, diminuir a razão F/M, diminuir o teste de índice volumétrico de lama e aumentar a dosagem de nutrientes melhorando a relação CQO:N.

Estas modificações processuais levaram a alterações da qualidade do efluente final, relativamente à quantidade de sólidos suspensos totais, tendo-se obtido um valor de remoção de 82,9%. Relativamente à carência química de oxigénio não foi possível atingir taxas de remoção superiores às obtidas no início do desenvolvimento do trabalho experimental, fato que se pode dever à elevada carga de CQO e elevados caudais de efluente a tratar.

Palavras-chave

Estação de Tratamento de Águas Residuais Industriais (ETARI), Avaliação de desempenho, Lama biológica.

ABSTRACT

This work aimed to characterize and optimize the operation of the wastewater treatment plant of Cellulose Beira Industrial (Celbi).

Initially it was made the characterization of the secondary wastewater treatment plant, having been found that most of the control parameters values were non-compliant, as regards as the ones supplied by the manufacturer as well as those indicated in the literature, such as, the age of the sludge, the F/M ratio, the sludge production, the sludge return cycle, the sedimentation test, the dosage of nutrients as measured by the COD: N. Concerning the removal efficiency of COD and TSS, the secondary treatment presented removal yields of 69.7% and 78.3% respectively. The plant presents a limitation on the dissolved oxygen, once it was dimensioned for the treatment of 22,5 ton/d of COD.

After the initial characterization, procedural changes were introduced that led to the amendment of some control parameters of WWITP that allowed its optimization, namely, the increase of the age of the sludge, the decrease the F/M ratio, the decrease of the sedimentation test and the increase of the dosage of nutrients from the COD: N balance.

These procedural changes had led to changes in the final effluent quality relatives to the amount of solids, yielding a value 82,9%. Regarding the chemical oxygen was not possible to achieve removal rates higher than those obtained at the beginning of the development of experimental work, which fact may be due to the high COD load and high flow rates of effluent to be treated.

Keywords

Wastewater Industrial Treatment Plant (WWITP), Performance evaluation, Biological sludge.

AGRADECIMENTOS

À Professora Doutora Cecília Baptista, que me orientou e esteve sempre disponível para partilhar o seu conhecimento.

Ao Engenheiro Carlos Van Zeller, diretor industrial por ter permitido a realização deste trabalho e ao Engenheiro João Rebola, meu chefe, pelo apoio que sempre me deu.

A todos os colegas que me ajudaram durante o Mestrado.

ÍNDICE

Resumo.....	i
Abstract	ii
Índice.....	iv
Índice de figuras	vii
Índice de tabelas	ix
Lista de abreviaturas e siglas.....	x
1 Introdução.....	1
2 Enquadramento da Celbi, S.A.....	3
2.1 Historial da Empresa	3
2.2 Descrição Processual.....	5
2.2.1 Linha de Produção de Pasta	6
2.2.2 Produção de Energia e Recuperação de Químicos.....	11
3 Introdução ao Processo de Tratamento de Efluentes	15
3.1 Objetivos do tratamento de efluentes	15
3.2 Carência de oxigénio	16
3.3 Etapas de tratamento de águas residuais.....	18
3.4 Processo de tratamento com lama ativada.....	21
3.5 F/M alimentação/microrganismos (<i>food/biomass ratio</i>)	28
3.6 Composição microbiana e fração de organismos ativos.....	30
3.7 Temperatura	31
3.8 pH.....	33
3.9 Oxigénio dissolvido.....	33
3.10 Nutrientes.....	34
3.11 Arejamento, Clarificação e Desidratação de Lama	36
4 Estação de Tratamento de Efluentes da CELBI, S.A.....	38
4.1 Neutralização preliminar de efluentes	41
4.2 Tratamento primário.....	42
4.2.1 Tratamento primário dos efluentes ácidos e alcalinos.....	42

4.2.2	Tratamento Primário do efluente sanitário da Preparação de Madeiras e Pluvial	43
4.2.3	Reunião de efluentes	44
4.3	Tratamento secundário	45
4.3.1	Bacia de equalização	45
4.3.2	Bacia de emergência	46
4.3.3	Arrefecimento do efluente	47
4.3.4	Adição de Nutrientes e anti espuma	48
4.3.5	Tratamento biológico aeróbio por lamas ativadas	49
4.3.5.1	Estágio MBP	51
4.3.5.2	Estágio de lama ativada	53
4.3.5.3	Clarificação secundária	55
4.3.5.4	Desidratação da lama	56
5	Trabalho Experimental	60
5.1	Dados de projeto da Estação de Tratamento Secundário	60
5.2	Dados de operação da Estação de Tratamento Secundário	64
5.3	Cálculos de parâmetros operacionais	68
5.3.1	Cálculo da idade da lama	68
5.3.2	Cálculo da razão F/M (<i>sludge load</i>)	70
5.3.3	Eficiência do tratamento (CQO)	71
5.3.4	Eficiência do tratamento (SST)	72
5.3.5	Produção de lama	74
5.3.6	Retorno de lama	75
5.3.7	Ciclo de retorno de lama	75
5.3.8	Carga diária de substrato (<i>volumetric loading rate</i>)	76
5.3.9	Tempo de residência no reator	77
5.3.10	Tempo de residência no reator + clarificador	77
5.3.11	Tempo de residência total do efluente na estação de tratamento secundário	78
5.3.12	Teste de sedimentação	79
5.3.13	Dosagem de nutrientes	80
6	Análise de Resultados e melhoramentos introduzidos	82

7	Conclusão	92
8	Bibliografia	94

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 – Celulose da Beira Industrial (EP, 2009).....	5
Figura 2.2 – Processo Kraft (Lemos, 2009).	6
Figura 2.3 - Linha de produção de pasta (Celbi, 2010).....	8
Figura 2.4 - Linha de produção de energia e recuperação de químicos (Celbi, 2010).	12
Figura 3.1 - ETARI - Estação de Tratamento de Águas Residuais Industriais (Aquaflow, 2006 a).....	16
Figura 3.2 - ETARI - Estação de Tratamento de Águas Residuais Industriais (Quercus, 2012).	21
Figura 3.3 – Processo de produção de energia metabólica (Klopping <i>et al.</i> , 1995).	22
Figura 3.4 – Crescimento logarítmico (Klopping <i>et al.</i> , 1995).	28
Figura 3.5 – Quantidade de microrganismos relativamente à qualidade da lama (Klopping <i>et al.</i> , 1995).....	30
Figura 3.6 – Coeficiente de atividade microbiana em função da temperatura (Aquaflow, 2006 a).....	32
Figura 3.7 – Fornecimento de nutrientes aos microrganismos (Klopping <i>et al.</i> , 1995).	35
Figura 4.1 – Eluentes parciais (adaptado de rebola, 2005 b).	39
Figura 4.2 – Estação de tratamento de efluentes, (Aquaflow, 2006 b).....	40
Figura 4.3 - Tratamento primário de efluentes (Celbi, 2006 a).....	41
Figura 4.4 - Recuperação de lama primária (Rebola, 2005 b).....	43
Figura 4.5 - Sedimentador PPM (Rebola, 2005 b).	44
Figura 4.6 - Caixa de reunião de efluentes (Aquaflow, 2006 a).....	44
Figura 4.7 – Vista geral da estação de tratamento secundário (EP, 2012).....	45
Figura 4.8 - Bacia de equalização de tratamento secundário (Aquaflow, 2006 a).....	46
Figura 4.9 - Bacia de emergência do tratamento secundário (Aquaflow, 2006 a).	47
Figura 4.10 - Torres de arrefecimento de tratamento secundário (Aquaflow, 2006 b).	48
Figura 4.11 - Processo de adição de nutrientes e anti espuma (Aquaflow, 2006 a).	49
Figura 4.12 - Reator Biológico MBP (EP, 2012).	50
Figura 4.13 - Bacia de arejamento/reactor biológico (Aquaflow, 2006 b).....	51

Figura 4.14 - Recirculação de lamas do clarificador para o reator MBP (EP, 2012).	52
Figura 4.15 – Sistema de extração de lama do clarificador secundário (Aquaflow, 2006 b).	55
Figura 4.16 - Clarificador secundário (Aquaflow, 2006 b).....	56
Figura 4.17 – Desidratação de lama primária e secundária (Aquaflow, 2006 c).	57
Figura 4.18 - Esquema de desidratação de lama primária e secundária (Aquaflow, 2006 c).	58
Figura 6.1- Medidor de altura de lamas (EP, 2012).....	85
Figura 6.2 - Pontos de medição no clarificador (EP, 2012).	85
Figura 6.3 - Idade da lama biológica (Celbi, 2012).	88
Figura 6.4 – Informação <i>online</i> da idade da lama biológica (EP, sistema controlo 2012). 88	

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 5.1 – Evolução da produção de pasta e caudal de efluente a tratar (EP, 2011).....	61
Tabela 5.2 - Dados de valores do projeto (Aquaflow, 2006 a).....	62
Tabela 5.3 - Principais capacidades dos equipamentos de tratamento (Aquaflow, 2006 a).	63
Tabela 5.4 - Valores de garantia (Aquaflow, 2006 a).....	64
Tabela 5.5 - Comparação dos limites de emissão da Celbi com os limites legais (Celbi, 2011 a).....	65
Tabela 5.6 - Contribuição dos diferentes efluentes em CQO e SST (EP, 2011).....	66
Tabela 5.7 - Análise dos diferentes efluentes à saída do sedimentador 1 e do efluente final (EP, 2012).....	67
Tabela 6.1 - Tabela de resultados finais (EP, 2012).....	89
Tabela 6.2 - Tabela de resultados finais entre setembro de 2011 e agosto de 2012 (EP, 2012).	90

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

API- Agência Portuguesa de Investimento

CBO₅ – Carência bioquímica de oxigénio aos 5 dias a 20°C (mgO₂/L ou kg O₂/L).

COT- Carbono orgânico total (mg C/L)

CQO – Carência química de oxigénio (mg O₂/L ou Kg O₂/L)

CUF- Companhia União Fabril

ETARI – Estação de tratamento de águas residuais industriais

F/M – Relação da carga orgânica/ Massa de biomassa na bacia de arejamento
(*Food/Biomass Ratio*) (Kg CQO / Kg MLSS)

In – Entrada

IPE- Instituto de Participações Empresariais

IVL – Índice volumétrico de lamas (mL/g)

MBP- Produção mínima de lama biológica (*Minimum biosludge production*)

MLSS – Sólidos suspensos no licor de mistura (*Mixed liquor solid suspended*) (mg/L)

MLVSS – Sólidos suspensos voláteis no licor de mistura (*Mixed liquor volatile suspended solids*) (mg/L)

N-t – Azoto total (mg N/L)

OD – Oxigénio dissolvido (mg/L)

Out - Saída

PPM – (Efluente do Parque de Madeiras e Pluvial)

P-t – Fósforo total (mg/L)

Q – Caudal (m³/dia)

REN- Rede Energética Nacional

RS – lama de retono (*return sludge*, (mg/L)

SS₃₀ – Sólidos sedimentáveis a 30 min (mL/L)

SST – Sólidos suspensos totais (mg/L)

SSV – Sólidos suspensos voláteis (mg/L)

ST – Sólidos totais (mg/L)

SV – Sólidos voláteis (mg/L)

T – Temperatura (°C)

Tot – Total

TPSA- Toneladas de pasta seca ao ar

1 INTRODUÇÃO

A água é um bem precioso de primeira necessidade e com o aumento exponencial da população mundial torna-se pertinente reduzir o desperdício e promover o reaproveitamento deste bem para que todos os seres vivos o possam continuar a utilizar.

A água residual apresenta-se poluída por diversas substâncias que alteram a qualidade deste meio e conseqüentemente promovem a sua degradação, caso não seja sujeita a tratamento.

A poluição dos cursos de água pode ser definida como um conjunto de alterações físicas, químicas e biológicas dessas mesmas águas, que as tornam impróprias para um determinado fim. Os contaminantes podem ser sólidos em suspensão, substâncias químicas dissolvidas e micro-organismos.

A poluição é originada pela perda de produtos, matérias-primas ou energias provenientes de um mau funcionamento de um processo, seja ele doméstico ou industrial.

A água residual pode apresentar odores desagradáveis e não pode ser usada como água potável, a menos que seja tratada. Também não pode ser usada para fins recreativos. A água residual pode ser purificada naturalmente pelos ecossistemas ambientais, mas este processo demora muito tempo e requer muito espaço. O tratamento de água residual envolve métodos biológicos, físicos e químicos para minimizar o tempo e o espaço necessários à remoção de poluentes.

O desafio será sempre tentar conciliar a produção industrial com a conservação do meio envolvente. O controlo da poluição dos efluentes industriais deve ser feito através de redução das perdas do processo ou da aplicação de tecnologias mais avançadas, que permitam não só o tratamento, mas também a redução do consumo de água.

Assim, temos não só de reduzir os consumos, mas também de reaproveitar uma parte da água através de sistemas de tratamento de águas residuais, sejam eles domésticos ou industriais. Uma ETARI (Estação de Tratamento de Águas Residuais Industriais)

apresenta-se assim como uma solução global, visto permitir o tratamento de efluente e posteriormente a sua reutilização em diversas aplicações.

A metodologia utilizada na realização deste trabalho consistiu, numa primeira fase, em fazer o levantamento das características de projeto, bem como do funcionamento da ETARI da Celbi, S.A.. Para caracterizar o funcionamento desta foram realizados diferentes cálculos, com base em resultados laboratoriais, que permitiram, juntamente com a bibliografia consultada entender o que estava errado na operação e funcionamento da ETARI.

Este trabalho de relatório de estágio foi organizado em sete capítulos, sendo que no capítulo 1 é feita uma breve introdução do tema do trabalho realizado.

No capítulo 2, é feito o enquadramento da empresa, bem como uma descrição processual das linhas de produção de pasta e recuperação de licor.

O capítulo 3 corresponde à Introdução do processo de tratamento de efluentes, no qual se resume informação descrita em diversa literatura.

Posteriormente no capítulo 4 é descrita a estação de tratamento de efluentes da Celbi, S.A..

No capítulo 5 está descrito o trabalho experimental, sendo apresentados dados de projeto, de operação e cálculos de parâmetros operacionais.

No capítulo 6, que trata da análise de resultados e melhoramentos introduzidos, faz-se a análise dos resultados obtidos ao nível da caracterização, sendo estes comparados com a literatura consultada. Referem-se também as modificações processuais introduzidas e traçam-se as conclusões parciais.

Finalmente, no capítulo 7, apresentam-se as conclusões finais deste trabalho.

2 ENQUADRAMENTO DA CELBI, S.A.

2.1 HISTORIAL DA EMPRESA

A Celbi (Celulose da Beira Industrial, S.A.) situada na Leirosa-Figueira da Foz pertence ao grupo Altri, que juntamente com os grupos Soporcel/Portucel e Europac dominam o mercado da Indústria papelreira em Portugal. O grupo Altri que possui outras duas fábricas, uma em Vila Velha de Rodão, a Celtejo e outra em Constância, a Companhia de Celulose do Caima. Estas três empresas no ano de 2011 foram responsáveis pela produção de cerca de 900 mil toneladas de pasta, sendo que cerca de 94% da produção total é exportada. (Celpa, 2011).

A atividade principal desta indústria engloba as várias etapas do processo produtivo do papel iniciando-se na produção de madeira (a indústria papelreira portuguesa é responsável pela gestão direta de cerca de 180 000 ha de floresta), a sua exploração e transformação em pasta para papel e a transformação de pasta em diferentes tipos de papel (Celpa, 2011).

O local escolhido para a implementação do complexo industrial recaiu sobre a Leirosa-Figueira da Foz, devido a um conjunto de fatores: disponibilidade de matéria-prima, abundância de água, proximidade do oceano, facilidade em encontrar mão de obra qualificada e existência de porto comercial.

A Celbi é uma produtora de pasta de fibra curta de eucalipto branqueada, com uma capacidade instalada de 600 000 ton/ano, estando no mercado desde 1967. A empresa desenvolve-se para se manter no topo de mercado ao lado dos grandes *players* internacionais e assim competir num mercado global.

Resenha histórica da fundação da Celbi (Celbi, 2011 b).

1962 A empresa sueca Billerud AB inicia as atividades florestais em Portugal.

1965 É criada a empresa Celulose Billerud, SARL, cujos acionistas eram a empresa Billerud AB (com 71 %) do capital, o grupo industrial português Companhia União Fabril com 23% do capital e um pequeno grupo de produtores florestais, com 6% do capital.

1967 Após dois anos de construção da unidade fabril, a unidade arranca com produção de pasta solúvel destinada ao fabrico de fibras têxteis, com uma capacidade instalada de 80 000 ton/ano.

1970 Alteração do processo, para produção exclusiva de pasta de papel, com capacidade de produção de 120 000 ton/ano.

1975 Nacionalização do capital português, passando o estado a deter, através do Instituto de Participações Empresariais, 29% do capital da empresa.

1984 O grupo sueco adquire a Billerud AB e a empresa passa a designar-se Stora Celbi.

1989 Aumento da capacidade produtiva para 240 000 ton/ano.

1999 Alteração na designação social da empresa de Stora Celbi para Celulose da Beira Industrial S.A., em consequência da criação de um dos maiores grupos mundiais, a StoraEnso, devido à fusão entre o grupo sueco Stora e o grupo finlandês Enso.

2006 O grupo StoraEnso desinveste na empresa, vendendo a totalidade do capital ao novo acionista Altri industrial.

2007 Assinatura do contrato de investimento com a Agência Portuguesa de Investimento destinado a aumentar a capacidade de produção de 300 000 ton/ano para 550 000 ton/ano.

2009 Arranque das novas instalações produtivas.



Figura 2.1 – Celulose da Beira Industrial (EP, 2009).

2.2 DESCRIÇÃO PROCESSUAL

A Celbi utiliza o processo de produção de pasta conhecido como processo ao sulfato ou *kraft*. As aparas de madeira são tratadas a temperatura e pressão elevadas com um licor de cozimento, o licor branco, constituído essencialmente por hidróxido de sódio e sulfureto de sódio, num digestor contínuo (Biermann, 1993). A pasta crua é sujeita a um processo de branqueamento com peróxido de hidrogénio e dióxido de cloro e outros agentes branqueadores, sendo posteriormente seca e embalada em fardos.

No digestor o licor branco transforma-se em licor negro por concentrar a lenhina dissolvida da madeira e é submetido a um complexo sistema de recuperação de químicos, conforme processo descrito na Figura 2.2.

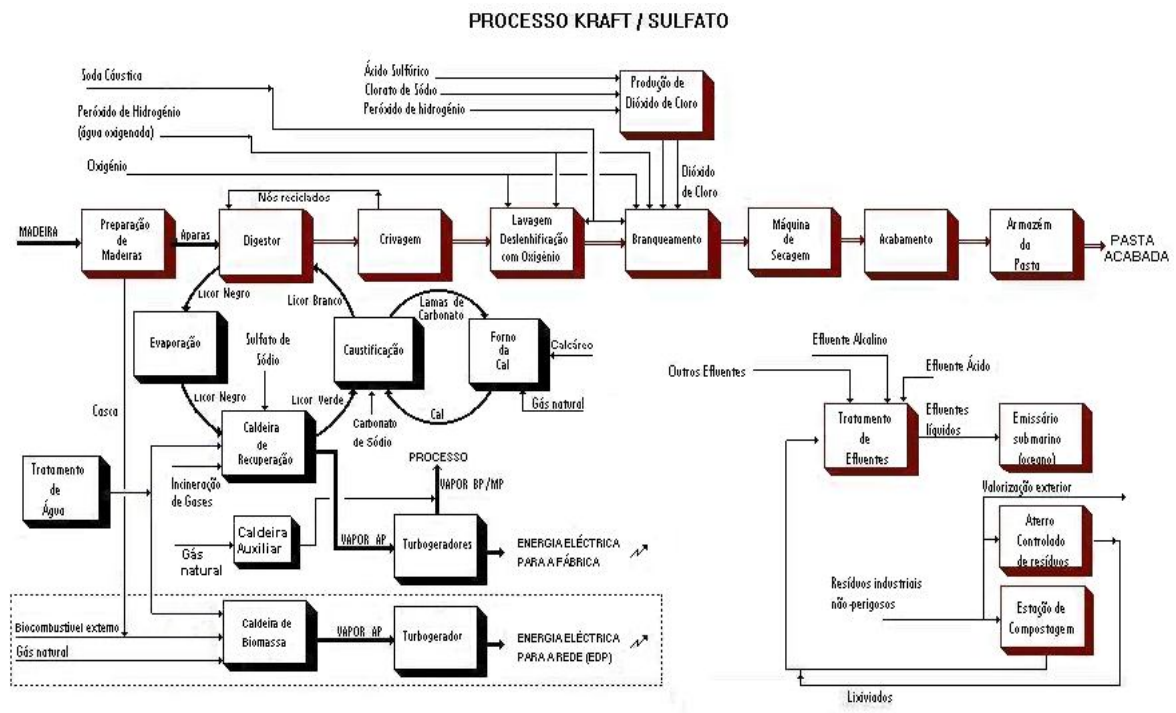


Figura 2.2 – Processo Kraft (Lemos, 2009).

Os serviços auxiliares compreendem a preparação de água desmineralizada, a qual é necessária para a produção de vapor de alta pressão na caldeira de recuperação e na caldeira de biomassa, sendo que posteriormente a totalidade do vapor produzido na caldeira de biomassa é transformado em energia elétrica, a qual é vendida à REN (Rede Energética Nacional). Por outro lado, parte do vapor de alta pressão produzido na caldeira de recuperação é transformado em vapor de média e baixa pressão, os quais são utilizados no processo de produção de pasta propriamente dito. Além destes serviços, existem ainda, uma estação de compostagem e um aterro controlado de resíduos, bem como uma estação de tratamento de efluentes industriais (Celbi, 1999 a).

2.2.1 LINHA DE PRODUÇÃO DE PASTA

A matéria-prima utilizada no processo é constituída por madeira de eucalipto, que a fábrica recebe sob a forma de rolaria, com as dimensões predominantes de 2 a 3 metros. A madeira

com casca é descascada em duas linhas equipadas com descascadores e destrocada em pequenas “aparas” sendo posteriormente enviadas para o silo de aparas.

A casca é triturada e utilizada como combustível na caldeira de biomassa para produção de vapor, utilizado totalmente para produção de energia elétrica para a rede da REN.

Seguidamente as aparas, depois de submetidas a um processo de crivagem com separação de “finos” e de “grossos”, são enviadas para a tremonha de aparas do digestor e sofrem uma vaporização com vapor de baixa pressão, com o objetivo de retirar o ar do interior da apara e assim permitir a entrada do licor de cozimento, conforme Figura 2.3 apresentada na página seguinte.

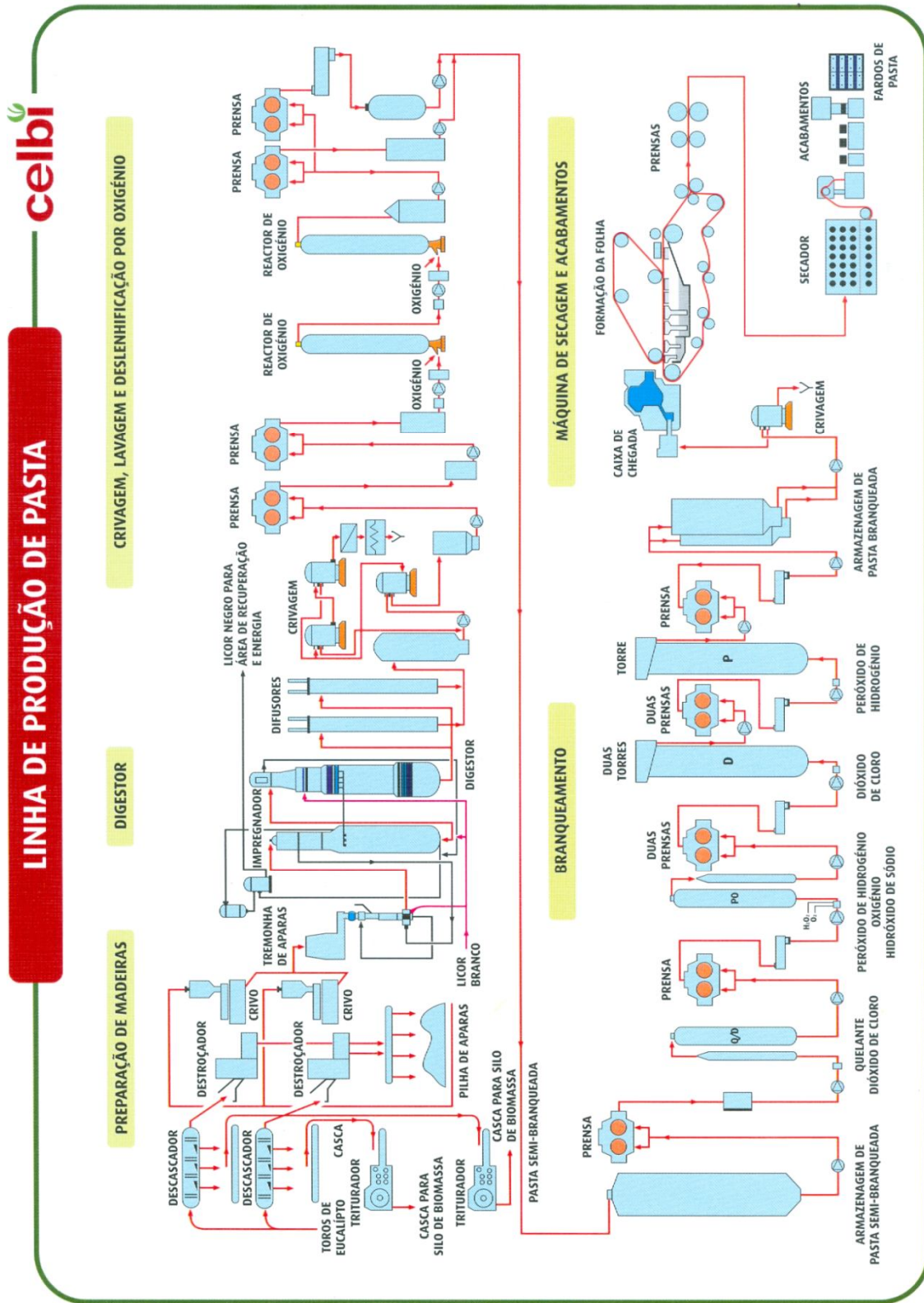


Figura 2.3 - Linha de produção de pasta (Celbi, 2010).

As aparas são alimentadas pelo parafuso medidor para o alimentador de baixa pressão e

posteriormente para o de alta pressão, a partir do qual são enviadas através da circulação de topo, juntamente com licor que providencia o transporte até ao topo do impregnador. Neste equipamento as aparas são impregnadas com uma mistura de licor branco e licor negro a uma temperatura de cerca de 130°C e a uma pressão de 0,97 MPa. As aparas, plenamente impregnadas, com movimento descendente são transferidas para o fundo do impregnador e transferidas através da circulação de transferência para o topo do digestor, onde em condições controladas de pressão e temperatura, respetivamente 0,45 MPa e 150 °C se inicia o processo de cozimento em toda a extensão do vaso. O processo de cozimento consiste na dissolução da lenhina por ação de compostos de sódio, hidróxido (NaOH) e sulfureto (Na₂S), ocorrendo as reações na extensão necessária para que a separação das fibras se efetue com reduzido ataque aos compostos celulósicos (Ek *et al.*, 2009). Sendo o processo de cozimento, um processo contínuo, há uma alimentação e extração constantes de licor que, fornecendo os compostos ativos de sódio intervenientes nas reações de cozimento, é extraído com uma composição química substancialmente diferente, tendo dissolvida grande parte da lenhina separada das aparas. Tal como no impregnador, também no digestor a coluna de aparas tem movimento descendente. Assim, após o tempo de retenção, a pasta é descarregada continuamente pelo fundo do digestor, depois de sofrer uma primeira lavagem ainda no seu interior, sendo posteriormente enviada para dois difusores verticais de pressão, onde é novamente lavada.

Seguidamente, a pasta é enviada para os tanques de alimentação da crivagem e deslenhificação por oxigénio. A primeira etapa desta fase, submete a pasta a uma crivagem grosseira, para retirar nós e incozidos que regressam ao digestor. A pasta aceita nesta primeira crivagem é então enviada para uma crivagem mais fina para remoção de refugos finos e outros materiais estranhos ao processo, como areias ou pedras.

A próxima etapa consiste na lavagem da pasta em quatro prensas de deslocamento, com lavagem em contracorrente, com efluente alcalino proveniente do branqueamento ou, como recurso, água quente ou condensados tratados adicionados na última fase de lavagem, percorrendo sucessivamente as outras fases em sentido contrário ao percurso da pasta, para preparar a pasta para o processo seguinte, a deslenhificação por oxigénio. Esta etapa ocorre

em reatores apropriados, em que parte da lenhina residual que acompanhava as fibras celulósicas é oxidada e extraída nas fases de lavagem. Os produtos extraídos da lavagem são recuperados para o circuito do licor de cozimento.

No final da deslenhificação e lavagem, a pasta apresenta-se pré-branqueada, com coloração ligeiramente acastanhada, ainda com lenhina remanescente, sendo necessário submetê-la ao processo de branqueamento para atingir a classificação de pasta branqueada.

O branqueamento é efetuado em quatro andares ou fases sucessivas de tratamento químico, desenvolvido em diferentes equipamentos, com lavagens intercalares.

Como agente branqueador é usado no primeiro andar, em meio ácido, um quelante e dióxido de cloro; no segundo andar, em ambiente alcalino num reator pressurizado, oxigénio e peróxido de hidrogénio, no terceiro andar, em meio ácido em duas torres de reação, dióxido de cloro e no quarto andar, em meio alcalino, peróxido de hidrogénio.

As lavagens intercalares são realizadas em sete prensas, sendo cinco de lavagem por deslocamento e duas, de drenagem, a seguir às torres de dióxido de cloro. Após estas fases, a pasta está em condições de ser enviada para a máquina de secagem para formar a folha.

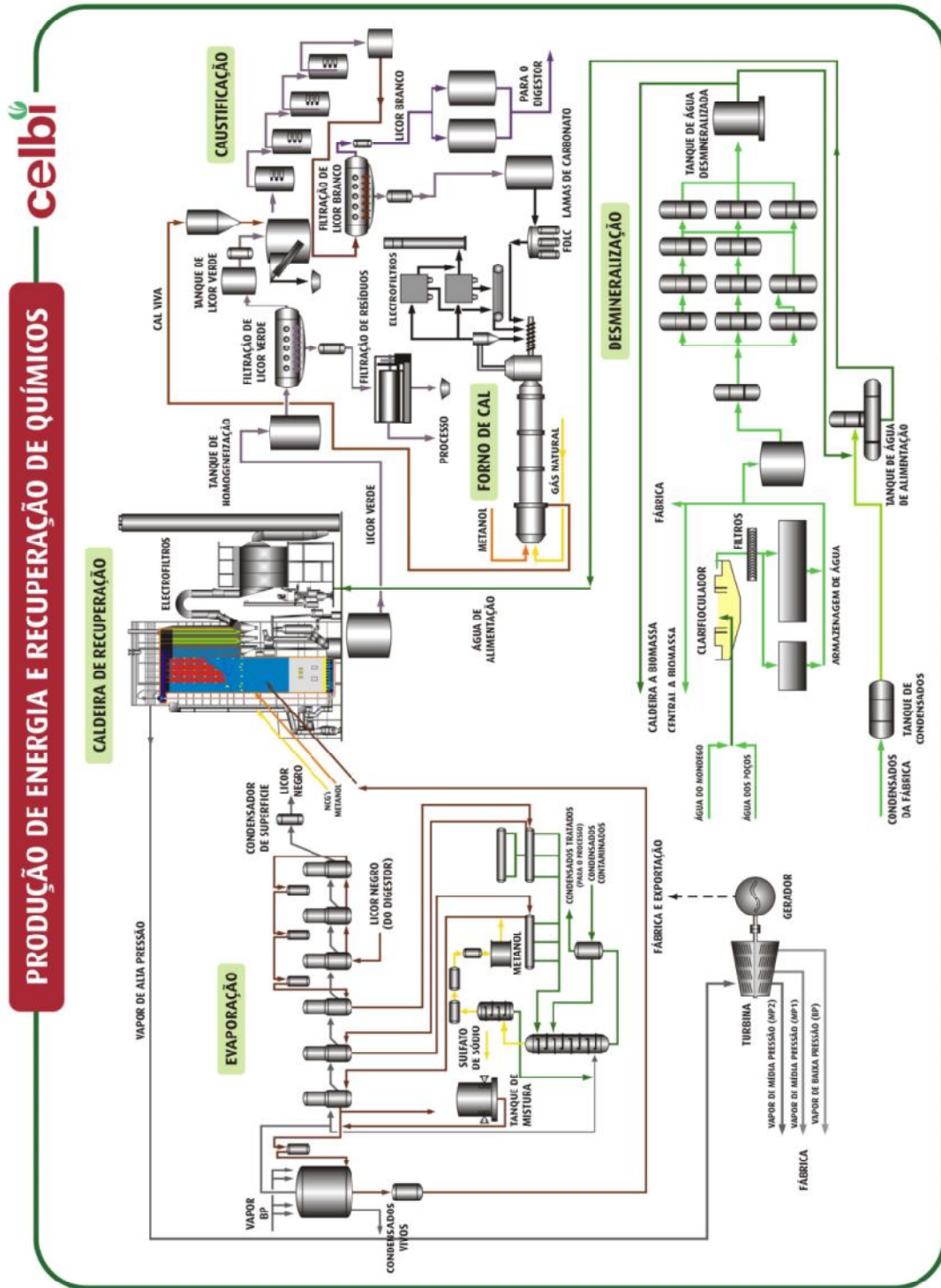
Assim, a pasta numa primeira fase é depurada por ação de crivos e depuradores centrífugos para remoção de partículas de sujidade, seguindo posteriormente para alimentação à caixa de chegada, iniciando-se o processo de formação da folha na máquina de secagem, para transformação da suspensão de pasta em folha contínua. Seguidamente a folha passa através dos rolos das prensas para remoção de água por prensagem e percorre o secador várias vezes de uma extremidade à outra, flutuando entre caixas e passando em rolos de suporte e retorno, nas extremidades. O sistema de circulação de ar interno distribui o ar aquecido através das caixas sopradoras, inferiores e superiores, para secar e suportar a folha.

A pasta sai do secador com uma secura aproximada de 90%. A zona de arrefecimento na parte inferior aproxima a temperatura da pasta à do ambiente e a folha de pasta entra na cortadeira que a corta em folhas de 85 x 70 cm e as empilha em conjuntos de sete fardos, com o peso aproximado de 250 kg/cada.

Nas linhas de acabamentos, os fardos são sucessivamente pesados, embrulhados, carimbados e unificados em conjuntos de oito. Retirados da linha com empilhadores, são armazenados em pilhas, por setores, em função da classificação atribuída pelo controlo contínuo de qualidade.

2.2.2 PRODUÇÃO DE ENERGIA E RECUPERAÇÃO DE QUÍMICOS

O licor negro extraído do digestor com uma concentração de cerca de 15 g/L, contendo produtos químicos inorgânicos originais do licor branco, embora com outra composição e contendo também compostos orgânicos, sobretudo lenhina, é submetido a um processo de evaporação, desenvolvido em três fases: pré-evaporação, contígua ao digestor e integrada no seu sistema de comando e controlo, evaporação e concentração com teor de sólidos final elevado (> 70 %), tal como está esquematizado na Figura 2.4.



Maio 2010

Departamento de Sistemas de Gestão

Figura 2.4 - Linha de produção de energia e recuperação de químicos (Celbi, 2010).

O licor negro concentrado, a que é adicionado sulfato de sódio como *make-up* para compensação das perdas, é então pulverizado por quatro queimadores no interior da fornalha da caldeira de recuperação, onde tem lugar a sua combustão. Das complexas reações aí ocorridas, resulta a fusão dos produtos químicos inorgânicos, a formação de compostos orgânicos gasosos e a libertação de energia acumulada nos compostos orgânicos, resultante da combustão dos mesmos.

Os produtos químicos inorgânicos saem pelo fundo, com a designação de *smelt*, com uma composição em que predominam o carbonato e o sulfureto de sódio. A energia calorífica libertada dá origem à formação de vapor de alta pressão, que é utilizado na produção de energia elétrica e reutilizado, a pressões inferiores, adequadas às operações unitárias que ocorrem nas diferentes instalações.

Os produtos fundidos *smelt*, descarregados do fundo da caldeira, dissolvidos na descarga com licor fraco proveniente da caustificação e que, pela sua coloração, tomam a designação de licor verde, são enviados para a caustificação com passagem por um filtro de discos, para separação de resíduos, seguindo depois para o apagador classificador.

No apagador classificador, junta-se cal viva, constituída fundamentalmente por CaO (óxido de cálcio), ao licor verde, tendo início as reações de caustificação que prosseguem nos caustificadores, onde atingem o equilíbrio. Os produtos predominantes na mistura passam então a ser NaOH (hidróxido de sódio) e Na₂S (sulfureto de sódio) em solução, e CaCO₃ (carbonato de cálcio), insolúvel em suspensão (Biermann, 1996). A separação é realizada por um filtro de discos (filtro de licor branco), passando a solução através do filtro e seguindo para os tanques de licor branco, dos quais se alimenta o digestor.

As lamas de carbonato de cálcio, decantadas ou retidas no filtro, são submetidas a lavagem e espessamento, dando origem ao licor branco fraco, utilizado na dissolução do *smelt* e a sólidos desidratados, que são alimentados a um forno para serem transformados em cal viva, a qual é reutilizada no apagador classificador. As perdas de cálcio ao longo do processo são compensadas com calcário e por vezes, com cal proveniente do exterior.

Servindo de suporte, complementando ou integrando indiretamente a cadeia processual descrita, existe ainda um conjunto de instalações e de serviços auxiliares de que se destacam as de tratamento de condensados, produção de vapor e energia elétrica, abastecimento, tratamento e desmineralização de água, tratamento de efluentes e aterro controlado de resíduos (Celbi, 1999 a).

De forma a reduzir drasticamente a carga orgânica solúvel dos efluentes fabris, existe um sistema de tratamento de condensados contaminados, originados sobretudo nas fases de pré-evaporação e evaporação do licor negro (Celbi, 1999 b).

3 INTRODUÇÃO AO PROCESSO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES

3.1 OBJETIVOS DO TRATAMENTO DE EFLUENTES

A água pode ser usada para fins domésticos ou industriais nas mais diversas formas, tais como na incorporação do próprio produto a produzir, em diversas lavagens de equipamentos ou instalações, em sistemas de refrigeração, na produção energética ou simplesmente em esgotos sanitários. As águas residuais, designadas habitualmente por efluentes, podem-se apresentar poluídas com diversas substâncias, que alteram a qualidade do meio recetor e conduzem à sua degradação. Este fato torna-se mais evidente com o desenvolvimento urbano e industrial, devido à necessidade de satisfazer as carências básicas de um aumento exponencial da população mundial.

A poluição gerada por efluentes líquidos deve ser controlada inicialmente na origem, nomeadamente através de reduções de perdas nos processos, utilizando processos mais modernos ou otimizando o processo e reduzindo o consumo de água. Depois da otimização do processo industrial, devem ser usados sistemas de tratamento de efluentes, os quais têm como principal objetivo remover os poluentes das águas residuais, de modo a que as mesmas sejam descarregadas no meio ambiente em condições que não provoquem desequilíbrios ecológicos ou que como objetivo último, possam ser reutilizadas.

Um sistema de tratamento de águas residuais, esquematizado na Figura 3.1 deve garantir que as condições do meio recetor não sejam afetadas, que seja possível a utilização recreativa das águas nos meios recetores, que as reservas de água potável sejam protegidas, bem como se evitem riscos para a saúde pública.

Os processos de tratamento a serem utilizados, as formas construtivas e os materiais a serem empregues são considerados a partir dos seguintes fatores: a legislação ambiental; os custos de investimento; os custos operacionais; a quantidade de lamas produzidas na estação de tratamento; a qualidade do efluente tratado; a segurança operacional relativa a descargas de produtos químicos usados ou dos efluentes; aparecimento de cheiro; a

interação com a população vizinha; o cumprimento da legislação ambiental e a possibilidade de reutilização dos efluentes tratados (Giordano, 1999).

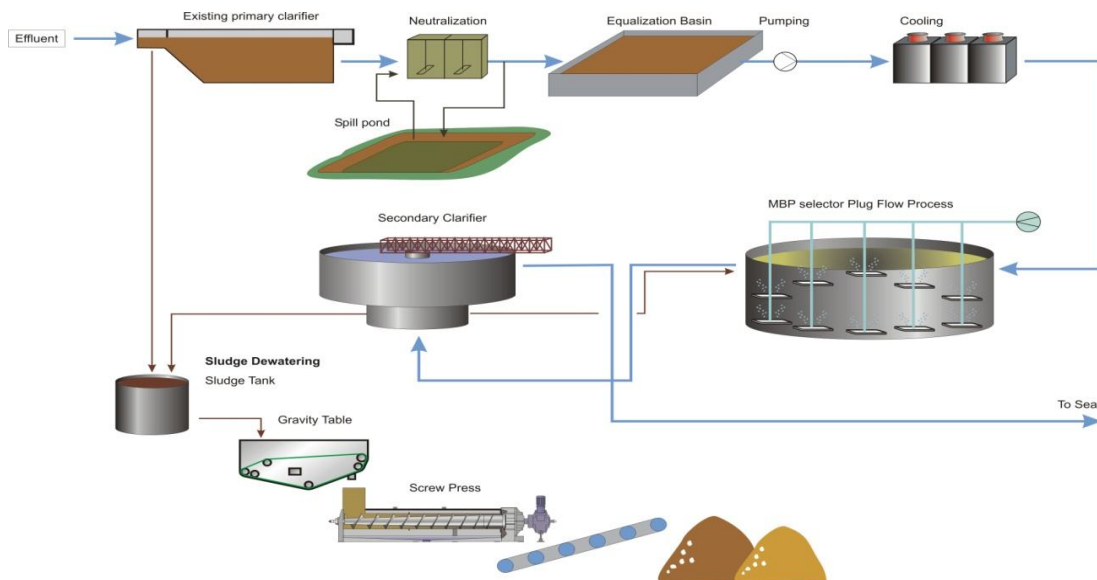


Figura 3.1 - ETARI - Estação de Tratamento de Águas Residuais Industriais (Aquaflow, 2006 a).

3.2 CARÊNCIA DE OXIGÉNIO

Os resíduos orgânicos presentes na água residual prejudicam a atividade biológica natural dos ecossistemas. A decomposição destes tipos de resíduos orgânicos consome oxigénio. Quando este fenómeno ocorre em lagos, rios ou no mar, é utilizado oxigénio existente na água. Caso a quantidade de matéria orgânica seja elevada, será removido muito oxigénio do meio, fazendo com que peixes e outros organismos aquáticos não possam sobreviver.

Carência química de oxigénio - CQO

A CQO é a quantidade de oxigénio necessária para oxidar completamente, por meios químicos, a matéria orgânica em CO_2 e H_2O .

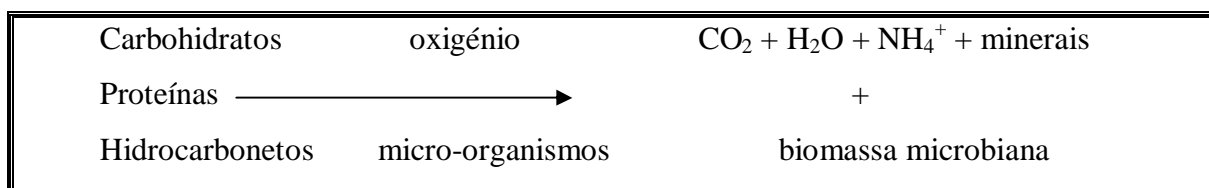
Em termos de teste laboratorial (o resultado é normalmente expresso em mgO_2/L), a matéria orgânica presente no meio aquoso é oxidada com dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) em condições fortemente agressivas (ácido sulfúrico concentrado, $150\text{ }^\circ\text{C}$). A quantidade

de oxigénio quimicamente equivalente ao dicromato gasto na reação é determinado analiticamente, sendo referido como a CQO.

Carência bioquímica de oxigénio - CBO

O CBO é a quantidade de oxigénio necessária para metabolizar, por meios bioquímicos não-fotossintéticos, a matéria orgânica biologicamente degradável (Equação 1).

(Equação 1)



No teste laboratorial, para se obter uma medição de oxigénio consumido fidedigna, torna-se necessário prolongar o ensaio por um período elevado. Normalmente utiliza-se o teste de 5 dias, sendo a CBO obtida conhecida como CBO_5 . Nos primeiros dois dias as células microbianas metabolizam a matéria orgânica disponível. Posteriormente, com a limitação do substrato, as células entram em mecanismos endógenos que podem consumir oxigénio.

O teste laboratorial que prevê a utilização de uma fonte de micro-organismos para iniciar a reação de decomposição da matéria biodegradável, é feito em condições ambientais próprias:

- pH neutro;
- Presença de micro-organismos adaptáveis ao meio em número necessário para que a matéria biodegradável seja consumida (mínimo 10000 bactérias/mL);
- Presença de quantidades de nutrientes minerais adequadas ao crescimento microbiológico (particularmente N, P, Ca, Mg, Fe, S);
- Incubação no escuro, em temperatura controlada (20°C).

3.3 ETAPAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

No início de um tratamento de águas residuais é necessário submeter a corrente a processos de sedimentação ou 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. Podem existir uma ou mais das seguintes etapas (Lima e Mota, 2003):

- Tratamento preliminar
- Tratamento primário
- Tratamento secundário
- Tratamento terciário (requerido em certas situações)

O processo termina com a remoção e secagem de sólidos.

Tratamento Preliminar

A etapa inicial de tratamento preliminar, ou pré-tratamento, é normalmente a primeira fase de purificação. O seu objetivo é a remoção de materiais de grande dimensão presentes no efluente, sendo esta ação fundamental para evitar riscos de colmatção de tubagens, bombas e outros equipamentos, bem como para minimizar interferências em etapas posteriores de tratamento do efluente.

O tratamento preliminar comporta tipicamente processos de crivagem grosseira do efluente. Peças metálicas, pedaços de madeira, nós, aparas, casca, pedras e outros objetos ou materiais sólidos volumosos podem ser separados desta forma. Posteriormente, serão encaminhados para processos de valorização ou eliminação.

O efluente também pode ser conduzido a uma câmara, na qual passa lentamente, permitindo a separação de materiais sedimentáveis (areia, pequenas pedras, toros e outros materiais pesados). Normalmente, estes materiais são depositados em aterro.

Tratamento Primário

O efluente contém uma grande variedade de partículas pequenas (areias, micro-organismos, fibras e outros). O objetivo da etapa de tratamento primário é remover a maior parte dos sólidos suspensos na água residual. Este processo físico é executado em bacias designadas por sedimentadores primários.

O tempo de retenção no sedimentador é de várias horas, para que as partículas em suspensão, por ação da gravidade, possam decantar. Os materiais mais densos do que a água, tendem a depositar-se no fundo do sedimentador, originando as chamadas lamas primárias. Estas lamas são aspiradas e bombeadas para posterior processamento. Em algumas situações, as partículas de densidade inferior à da água flutuam na superfície do sedimentador formando espumas, as quais podem ser retiradas por meios físicos e enviadas para processamento.

O efluente contendo o material que não foi retirado no sedimentador passa para a fase seguinte de tratamento, designada por tratamento secundário. Esta corrente é designada por efluente primário.

Tratamento Secundário

O tratamento secundário permite que, por ação 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 tratamento secundário consiste no reator biológico, que pode ser de tipos diferentes, complementado com uma decantação (Lima e Mota, 2003).

Os processos de tratamento secundário aeróbios mais comuns são os seguintes:

- Tratamento com lamas ativadas;
- Estabilização em bacias com arejamento;
- Lagoas arejadas.

Estes processos utilizam uma mistura de micro-organismos, cujo crescimento dá origem a uma massa biológica estabilizada. Esta matéria absorve e decompõe a 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 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. A lama biológica obtida é também designada por lama secundária.

Tratamento Terciário

Com o tratamento terciário pretende-se controlar os nutrientes e desinfetar com o objetivo de eliminar bactérias e vírus. Normalmente utiliza-se cloro, sendo este químico o mais comum e menos dispendioso, mas não é completamente eficaz para a remoção de vírus. Existem atualmente outros processos mais avançados, tais como: a ozonação; raios ultravioleta; filtração por areias e membranas. A aplicação destes processos é dispendiosa e pouco comum em Portugal. No entanto é obrigatória quando a libertação das águas residuais ocorre em zonas sensíveis, definidas pelo Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 172/2001, de 26 de maio e revisto posteriormente pelo Decreto-Lei n.º 149/2004, de 22 de junho (Quercus, 2012).

Remoção e Secagem de Sólidos

O tratamento das lamas e as possibilidades de encaminhamento ou deposição assumem especial importância para o processamento final a que as lamas 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 sedimentador primário. A outra fração, a lama biológica, é extraída do clarificador secundário, tal como pode ser visualizado na Figura 3.2.

Durante o condicionamento, espessamento, desidratação e estabilização da lama, 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 impacto pode afetar o desempenho do sistema de tratamento de efluentes, devendo assim ser controlado.

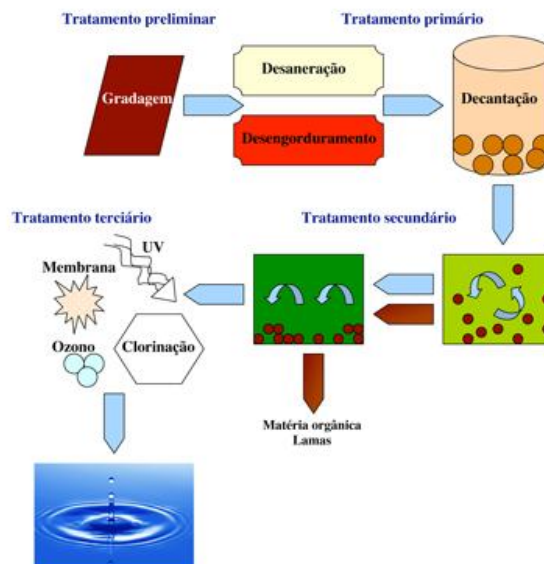


Figura 3.2 - ETARI - Estação de Tratamento de Águas Residuais Industriais (Quercus, 2012).

3.4 PROCESSO DE TRATAMENTO COM LAMA ATIVADA

O tratamento de efluentes com lama ativada é um processo com as seguintes características:

- Processo aeróbio ou seja, com a presença de oxigénio;
- Processo biológico ou seja, com a participação de micro-organismos.

Neste processo, os micro-organismos presentes no reator biológico consomem a matéria orgânica, permitindo remover os materiais consumidores de oxigénio existente no meio recetor, desenvolvem reações biológicas posteriores que conduzem a que grande parte do carbono presente no efluente não seja transferido para as lamas, mas que seja libertado através de mecanismos metabólicos associados (Bitton, 2005).

No sistema de lama ativada, o efluente é alimentado a um reator biológico, no interior do qual foram previamente desenvolvidos flocos de partículas de matéria biológica que se desenvolve em contacto com a matéria orgânica presente no meio, o qual é um complexo ecossistema composto por diferentes tipos de bactérias, protozoários e metazoários responsáveis pela degradação da poluição (Bento *et al.*, 2002). A maioria dos metazoários alimenta-se de bactérias livres ou pequenas partículas de flocos (Eikelboom, 2000).

A matéria orgânica (contendo carbono) serve de fonte de energia para o desenvolvimento e manutenção dos micro-organismos. Acompanhando o crescimento dos micro-organismos, formam-se dióxido de carbono (CO_2) e água (H_2O) como produtos finais das reações envolvidas, conforme representado na Figura 3.3.

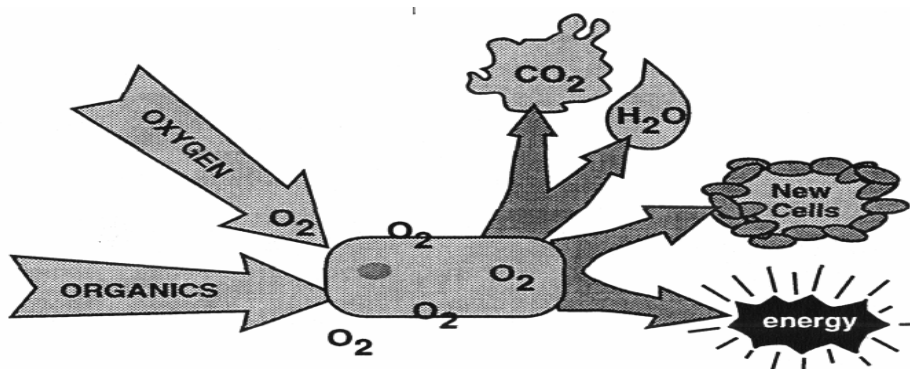


Figura 3.3 – Processo de produção de energia metabólica (Klopping *et al.*, 1995).

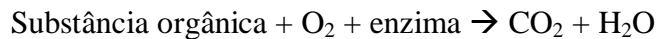
Por outro lado, à medida que os micro-organismos crescem e se misturam devido ao arejamento do meio, verifica-se a formação de partículas cada vez maiores devido à aglutinação de micro-organismos e de pequenos flocos de micro-organismos previamente associados. Este fenómeno designa-se por floculação.

As partículas agrupadas, designadas por flocos, constituem uma massa microbiana chamada lama ativada. A lama ativada é referida como um sistema de crescimento com matéria em suspensão, significando que, durante o tratamento, a matéria está presente de

forma suspensa no meio reacional líquido e não se encontra fixa num material de suporte ou sedimentada.

O processo biológico pode ser dividido em 4 ações:

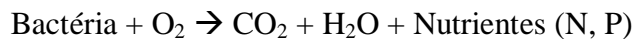
- a. Oxidação de substâncias orgânicas (CQO, CBO)



- b. Crescimento bacteriano



- c. Decomposição de bactérias



- d. Velocidade de reação (atividade)

As bactérias formam-se a partir das substâncias orgânicas. Para aumentar a produção de bactérias, as células devem produzir novas substâncias orgânicas (síntese). Este processo requer energia e matéria orgânica como material de construção de novas células.

A energia produz-se durante a conversão do material orgânico existente (proteínas, açúcares e outros). O aumento de temperatura faz com que a velocidade das reações biológicas também aumente, o que significa maiores taxas de remoção de CQO. Este processo é realizado à custa de agentes catalíticos designados por enzimas, de composição complexa essencialmente proteica, que promovem o começo da reação, mas que não participam no seu desenvolvimento. A intervenção das enzimas está associada ao uso da energia na reação biológica.

O aumento da temperatura acima de 37 °C causa problemas às enzimas, dificultando as reações metabólicas microbianas, o que se traduz na redução da taxa de decomposição de CQO. Assim, um dos parâmetros a controlar no processo de tratamento de efluente é a temperatura, que não pode exceder o valor ótimo para o funcionamento bacteriano e enzimático sem perigo de ocorrer desnaturação proteica e conseqüentemente quebra da ação catalítica.

A fase inicial de tratamento pode incluir diferentes câmaras de arejamento separadas por paredes de betão. A primeira câmara chama-se MBP (*Minimum Biosludge Production*), na qual se formam bactérias dispersas. Seguidamente, podem existir 2 câmaras chamadas seletores, que são fundamentais para o efeito de contacto entre a biomassa proveniente do clarificador secundário (retorno de lama, conhecida como lama ativada) e o substrato presente no efluente (bactérias dispersas e matéria oxidável). Nos seletores são criadas condições para uma mistura completa entre a lama e o efluente, de modo a que a diluição seja a adequada.

A disponibilidade de alimento para as bactérias provenientes do clarificador é mantida em níveis elevados nos seletores. Assim, o seu crescimento não é limitado por falta de substrato. As bactérias que absorvem e hidrolisam substrato a um ritmo elevado acabam por ser favorecidas comparativamente com as bactérias cujas velocidades de absorção e hidrólise são mais baixas.

Também o oxigénio (presente no ar comprimido) é alimentado a um ritmo elevado nos seletores. A manutenção de concentrações elevadas de oxigénio dissolvido no meio líquido é a garantia de que este reagente não constitui um fator limitativo ao crescimento que se deseja para algumas bactérias.

Se os seletores não forem usados, a concentração de biomassa e substrato dilui-se no início do reator. Nestas condições, as bactérias de crescimento rápido não dispõem de comida em níveis de concentração tão elevados como os que utilizam normalmente. Consequentemente, o seu crescimento acaba por ser limitado, permitindo às bactérias filamentosas de crescimento lento competir com as bactérias de crescimento rápido que se desejam desenvolver.

A fase final do processo pode incluir um sistema convencional de tratamento, conhecido como reator de fluxo em pistão. O efluente a tratar e a lama ativada são admitidos simultaneamente na parte inicial da bacia de arejamento. O licor de mistura resultante percorre a bacia de arejamento, ocorrendo a remoção progressiva de material orgânico

presente no efluente. A velocidade de utilização de oxigénio é elevada no início do processo, decrescendo ao longo do tempo de arejamento.

A mistura da lama ativada com o efluente na bacia de arejamento é chamada licor de mistura (*mixed liquor*). Os sólidos em suspensão consistem fundamentalmente em micro-organismos, matéria inerte residual e matéria não-biodegradável.

A massa de sólidos existente no licor de mistura é conhecida como sólidos suspensos no licor de mistura MLSS (*Mixed Liquor Suspended Solids*). A parte volátil destes sólidos, ou seja, a parte orgânica, é conhecida como sólidos suspensos voláteis no licor de mistura MLVSS, (*Mixed Liquor Volatile Suspended Solids*).

À saída da bacia de arejamento, o licor de mistura é enviado para o clarificador secundário, de modo a que os SS (Sólidos em Suspensão) sedimentem e possam ser removidos. No entanto, mais de 95% dos sólidos são recirculados para o sistema de arejamento, para que haja garantia de elevadas concentrações de micro-organismos na fase inicial de tratamento do efluente nos seletores.

Verifica-se que a produção de lama excede a quantidade necessária para a decomposição do efluente. Como os micro-organismos continuamente se reproduzem, devem ser removidos os sólidos biológicos em excesso que se geram no processo. A remoção destes sólidos em excesso é feita no interior do clarificador secundário, desviando parte da lama acumulada no fundo para o exterior, impossibilitando a sua recirculação ao sistema de tratamento do efluente.

O caudal de retorno de lama é uma das variáveis de controlo mais importantes no funcionamento do processo de tratamento de efluentes através de lamas ativadas. Esta corrente permite recircular continuamente lamas ativadas do clarificador secundário para os seletores da bacia de arejamento, sendo conhecida como retorno de lama (*return sludge*).

Os micro-organismos presentes na lama que é recirculada à bacia de arejamento são essenciais para a remoção de matéria orgânica oxidável dissolvida no efluente (CQO, CBO) e em parte, para aumento dos sólidos em suspensão totais (SST). Por outro lado, se

não houvesse retorno de lama, os sólidos acumular-se-iam no fundo do clarificador secundário e haveria o risco de serem arrastados pelo efluente clarificado.

O grau de sedimentabilidade das lamas no clarificador secundário depende do parâmetro conhecido como IVL (Índice Volumétrico de Lamas) e da taxa de recirculação de sólidos para a bacia de arejamento.

O caudal de retorno de lama pode ser entendido como um processo de balanço de sólidos em que a lama é recirculada do clarificador para a bacia de arejamento. Se o processo estiver em equilíbrio, a concentração de lamas ativadas na corrente de retorno variará em função do caudal. O caudal deve aumentar quando se pretende diminuir a concentração de lama e deve diminuir na eventualidade de se pretender aumentar a concentração de lama no clarificador.

Caudais muito elevados ou muito baixos podem afetar a qualidade da lama e a operação do clarificador. Elevado caudal de retorno faz aumentar a turbulência no clarificador, diminui o tempo de retenção de arejamento da biomassa, causando também a dispersão de partículas no clarificador. Baixo caudal de retorno leva a que a lama se acumule no fundo do clarificador (Jordão, 2006 c).

O adequado controlo do tratamento de efluentes baseia-se, entre outros parâmetros, em alterações no caudal de recirculação de lama. Os ajustes devem ser feitos de modo a que não ocorram variações significativas na concentração de sólidos na bacia de arejamento, ou seja, no parâmetro MLSS. Caso o MLSS aumente significativamente quando aumentar o caudal de lamas recirculadas, então o sistema global de tratamento não estará balanceado, visto que um caudal baixo de retorno de lamas foi acompanhado por uma acumulação de sólidos no clarificador.

O controlo do tempo de retenção das lamas no sistema é muito importante para o seu desempenho. A qualidade das lamas deve ser desenvolvida e mantida, obtendo-se uma idade das lamas compatível com o tipo, caudal e qualidade do efluente sujeito a tratamento. A idade da lama indica o número aproximado de dias que a lama ativada se mantém no

sistema antes de ser rejeitada. Esta rejeição significa na prática, a extração de lama para o processo de prensagem, não sendo recirculada para a bacia de arejamento.

Uma excessiva e prolongada rejeição de lama fará com que a idade da lama baixe, levando ao aumento da taxa de desenvolvimento de novos flocos no sistema. Pelo contrário, baixos caudais de extração de lama farão com que a idade da lama no sistema aumente progressivamente.

É importante o cálculo da idade da lama medindo a quantidade de biomassa presente no sistema global de tratamento e dividindo este valor pela quantidade de lama que sai do sistema por dia. A biomassa deve comportar a que existe no sistema de arejamento e no clarificador secundário. A lama que sai do sistema inclui não só a lama enviada para prensagem, extraída do clarificador, mas também os sólidos em suspensão arrastados pelo efluente clarificado.

A idade da lama afeta a composição da comunidade biológica existente nos flocos biológicos presentes no sistema de tratamento. Para que qualquer espécie possa sobreviver, a sua velocidade de crescimento deve ser superior à sua velocidade de remoção do sistema. A remoção excessiva de algumas células, proporcionada por elevada taxa de extração ou por perda através do efluente tratado, implica que a sua presença nas lamas de recirculação à bacia de arejamento vai diminuindo, desequilibrando o sistema biológico geral. Após estas e outras perturbações que conduzam à perda de material biológico, é necessário recuperar o volume de biomassa presente nas bacias de arejamento para que a ETARI funcione globalmente com bom rendimento.

O ambiente aquático, em que a lama ativada existe, permite o desenvolvimento de bactérias, fungos, protozoários e metazoários. A sua presença relativa na lama pode variar consoante o estágio de tratamento e o tipo de lama. Outras espécies, tais como nemátodos, estão também presentes no meio, embora as bactérias e os protozoários representem a comunidade mais importante e significativa de micro-organismos capazes de consumir a matéria orgânica que o efluente contém. As algas raramente conseguem estabilizar na lama

ativada, porque necessitam de luz e esta não penetra no licor de mistura existente na bacia de arejamento.

3.5 F/M ALIMENTAÇÃO/MICROORGANISMOS (*FOOD/BIOMASS RATIO*)

Um dos fatores mais críticos no processo de tratamento é a disponibilidade de nutrientes. Como a alimentação de matéria orgânica fornece quer energia quer matéria necessária à formação, crescimento e sobrevivência dos micro-organismos, é expectável que a velocidade de crescimento destes seja afetada pelas condições de disponibilidade de nutrientes. A quantidade de nutrientes necessária é calculada em função da matéria orgânica existente no efluente, medida através dos testes CBO₅ e CQO (Hogestsu *et al.*, 2003).

Quando os micro-organismos se encontram na presença de alimentação em abundância (significa que existe mais matéria do que a capacidade de assimilação das células), reproduzem-se a uma velocidade muito elevada (crescimento a uma velocidade logarítmica). Esta fase de crescimento, conhecida como fase de crescimento logarítmico mantém-se até que a alimentação comece a escassear, tal como está representado na Figura 3.4.

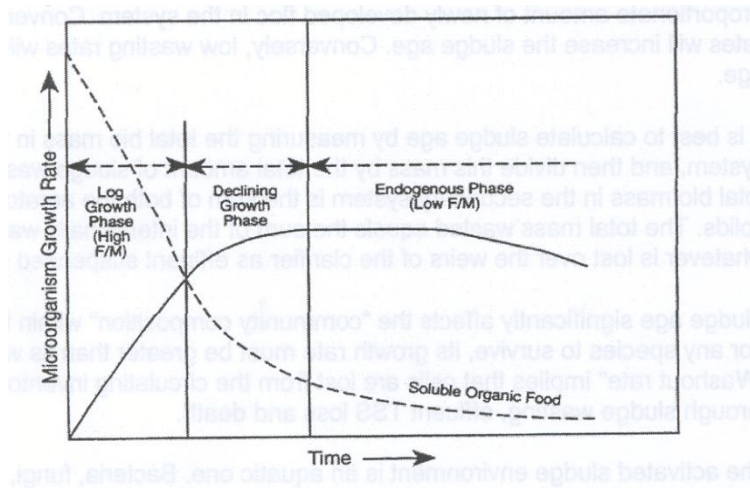


Figura 3.4 – Crescimento logarítmico (Klopping *et al.*, 1995).

À medida que os micro-organismos vão utilizando cada vez mais nutrientes disponíveis e estes começam a escassear a sua velocidade de reprodução reduz-se progressivamente. Este período designa-se de fase de declínio de crescimento (*Declining Growth Phase*).

Quando o alimento é todo consumido, a reprodução deixa de existir. As células continuam vivas, mas entram numa fase de “fome” porque não são alimentadas. Os micro-organismos usam material orgânico acumulado nas suas próprias células como fonte de energia para poderem sobreviver. Esta fase é conhecida como fase endógena (*Endogenous Phase*).

Na fase endógena a massa total de micro-organismos decresce lentamente até que as células usem todas as suas reservas internas como fonte de subsistência, começando depois a morrer. Estando o sistema microbiano consolidado, a remoção de CBO é normalmente muito boa quando a biomassa se encontra na fase de respiração endógena, porque a matéria existente inicialmente no meio já foi consumida e aquela que entra é logo consumida devido às necessidades imediatas dos micro-organismos para sobreviverem. Como regra geral, a ETARI é operada para que se consiga manter a fase de crescimento endógeno bacteriano ao longo do tempo de retenção no interior das bacias de arejamento. Assim, garante-se que praticamente toda a carga orgânica poluente é oxidada pela biomassa antes da suspensão de lama passar para o clarificador secundário.

O ajuste operacional da razão F/M é fundamental para controlar ou estabilizar a velocidade de crescimento dos micro-organismos no sistema de tratamento. Como a razão F/M permite controlar a velocidade de crescimento dos micro-organismos e como esta afeta a qualidade da lama e a sua capacidade de floculação, então esta relação é considerada como um muito importante fator de controlo sobre o crescimento microbiano.

As bactérias potencialmente floculáveis só se aglomeram em flocos numa fase estacionária (fase de declínio ou fase endógena). Quando as bactérias se desenvolvem em condições F/M elevadas, ou seja, com grande disponibilidade de matéria orgânica oxidável, então apenas se formam bactérias dispersas (células simples) que não sedimentam no clarificador secundário e são arrastadas pelo efluente tratado. Consequentemente, a qualidade do efluente é afetada caso a razão F/M não seja adequadamente controlada.

3.6 COMPOSIÇÃO MICROBIANA E FRAÇÃO DE ORGANISMOS ATIVOS

A biomassa com boas características de floculação é composta por uma comunidade de bactérias e outros micro-organismos, nomeadamente protozoários, como pode ser visualizado na Figura 3.5. Cerca de dois terços da massa total flocula facilmente e um terço é mais dificilmente floculável. Mais de 90% dos organismos encontram-se aglomerados sob a forma de partículas granulares e hastes. A gama da densidade celular total é de 10^{11} - 10^{12} células de bactérias/mL. Deste número, apenas 10^8 - 10^9 células/mL corresponde a células vivas. A fração de organismos viáveis presentes nos flocos de lamas ativadas é tipicamente de 3-20% (Klopping *et al.*, 1995).

Quando a relação F/M é menor que 0,5 (valor convencional de operação da instalação de tratamento de efluentes), a fração de organismos vivos varia de 1 a 5%. Embora muitas das células presentes na lama ativada não estejam vivas, elas fazem parte dos flocos existentes. Contudo a remoção de CBO é efetuada apenas pela parte ativa (células vivas) da biomassa. (Klopping *et al.*, 1995).

Na prática, é comum calcular a razão F/M usando a fração volátil do licor de mistura como uma estimativa para os micro-organismos nele existente. Como a fração de células vivas na lama apresenta variações, o cálculo de F/M pode ser afetado pelo facto do cálculo dos sólidos voláteis não diferenciar as células vivas das células mortas.

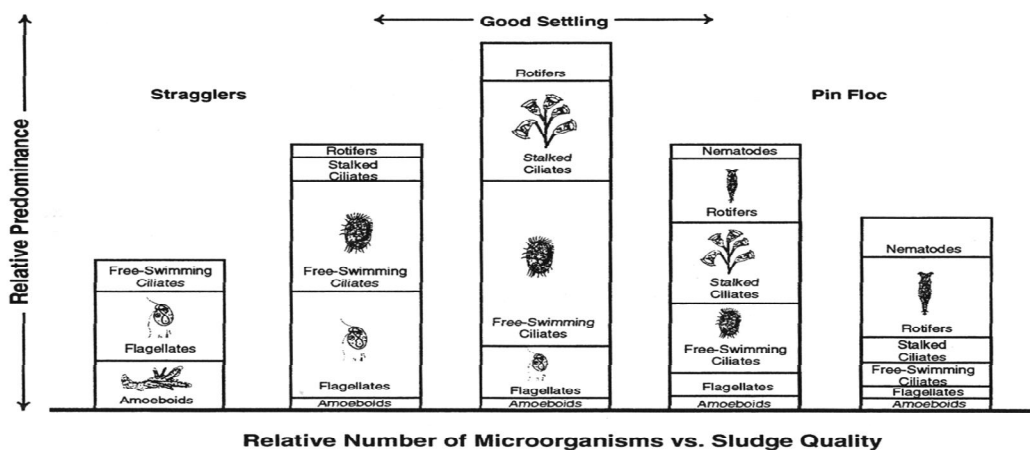


Figura 3.5 – Quantidade de microorganismos relativamente à qualidade da lama (Klopping *et al.*, 1995).

3.7 TEMPERATURA

Um importante fator de crescimento dos micro-organismos é a temperatura. O crescimento é uma consequência direta das reações metabólicas, a maior parte das quais são catalizadas por enzimas. Tal como em todas as reações químicas, a temperatura afeta a velocidade a que elas se desenvolvem. Quando a temperatura aumenta, então a velocidade de reação também aumenta, o que faz com que a velocidade de produção e crescimento celular também aumentem.

Como regra geral, a velocidade de crescimento microbiano duplica por cada 10 °C de aumento da temperatura do meio, até um valor de temperatura considerado limitante.

A temperaturas baixas o crescimento microbiano reduz-se, embora alguns micro-organismos possam subsistir mesmo a temperaturas inferiores ao ponto de congelação. Por outro lado, a temperaturas muito elevadas os micro-organismos podem ser destruídos, visto que o calor destrói as enzimas que lhes são imprescindíveis. Os organismos celulares dependem das enzimas para que se processem normalmente os seus metabolismos essenciais.

A maior parte dos micro-organismos desenvolvem-se otimamente a temperaturas moderadas, mas apenas algumas espécies toleram temperaturas extremas. Refira-se que uma das classificações sistematizadas dos micro-organismos é precisamente a temperatura a que estes se desenvolvem (Tortora *et al.*, 2005).

Os micro-organismos presentes na lama ativada do tratamento secundário de efluentes desenvolvem-se otimamente a temperaturas entre 15 e 35 °C. Estes micro-organismos são chamados mesofílicos. Esta família inclui um grupo diversificado de bactérias e algumas que podem tolerar temperaturas de 40-45 °C, mas a temperatura mais adequada a um funcionamento estável do tratamento por lamas ativadas é de 38 °C.

Microrganismos que crescem otimamente a temperaturas elevadas (60-65 °C) são chamados termofílicos. Mesmo estes organismos acabam por morrer quando a temperatura a que estão sujeitos excede 65 °C.

Assim, a temperatura ideal para a operação da ETARI seria de 30-35 °C, conforme ilustrado na Figura 3.6 representativa do efeito da temperatura na vida das bactérias.

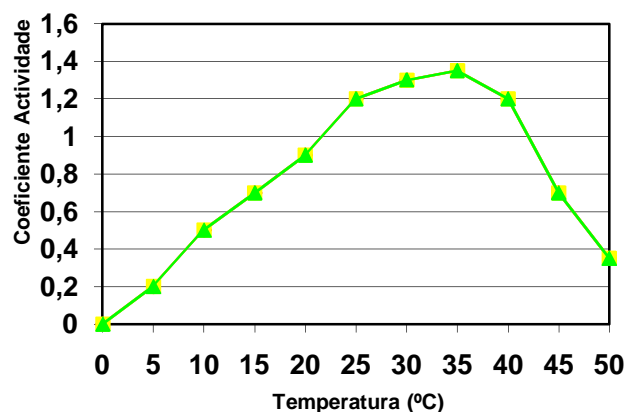


Figura 3.6 – Coeficiente de atividade microbiana em função da temperatura (Aquaflow, 2006 a).

Muitos organismos crescem muito lentamente, pelo menos, a temperaturas extremamente baixas. Alguns podem mesmo ter alguma atividade à temperatura de congelação do meio ou mesmo ligeiramente abaixo desta. Estes microrganismos são chamados psicrofílicos. Eles têm muito baixas velocidades de crescimento, quando comparados com os mesofílicos e os termofílicos, sendo que os termofílicos são aqueles que apresentam as velocidades de crescimento mais elevadas. Os mesofílicos têm um comportamento intermédio entre estes dois extremos (Rebola, 2005 a).

Os micro-organismos mesofílicos e termofílicos têm uma capacidade de remoção de CBO mais elevada do que os psicrofílicos. Este aspeto é muito importante para interpretar alterações no desempenho do tratamento biológico do efluente face a alterações de temperatura ambiente ou da temperatura do efluente.

O arrefecimento do efluente é feito em torres de arrefecimento, controladas em função da temperatura desejada. A temperatura, para além de influenciar as atividades metabólicas dos micro-organismos, também tem um efeito profundo na velocidade das transferências gasosas e nas características de sedimentação dos sólidos biológicos (Metcalf e Eddy, 1995).

3.8 PH

O pH do meio tem um efeito muito importante na velocidade de crescimento microbiano. Tal como no caso da temperatura, o efeito do pH manifesta-se diretamente no metabolismo enzimático. Condições ácidas ou alcalinas podem destruir a estrutura tridimensional das enzimas, desnaturando-as e inviabilizando a sua função catalítica e conseqüentemente fazendo parar o crescimento bacteriano. A maior parte dos micro-organismos vivem em ambientes de pH entre 6,0 e 8,5 (Ferreira *et al.*, 2010).

Tal como no caso da temperatura, alguns sistemas enzimáticos podem tolerar condições extremas de pH, sobrevivendo e adaptando-se em ambientes ácidos ou alcalinos. Por exemplo, muitos fungos adaptam-se perfeitamente a condições ácidas. No entanto, a maior parte das bactérias e protozoários crescem melhor em ambientes neutros.

Condições anormais de pH no processo de tratamento biológico podem implicar uma significativa redução de compostos orgânicos presentes no efluente a tratar. Por outro lado, a situação pode levar ao crescimento de bactérias desfavoráveis ao bom desempenho do processo.

No tratamento de efluentes de pasta de papel, deve ser garantida capacidade de se controlar o pH em valores aceitáveis do efluente de mistura (pH próximo de 7) antes da bacia de arejamento.

O controlo de pH é efetuado com H_2SO_4 (ácido sulfúrico) e com $Ca(OH)_2$ (cal hidratada).

3.9 OXIGÉNIO DISSOLVIDO

O teor em oxigénio dissolvido (OD) na massa de efluente e o teor de sólidos suspensos presentes no processo de arejamento são também fatores críticos. O processo metabólico varia consoante a presença ou ausência de oxigénio dissolvido no meio, sendo o oxigénio indispensável à degradação aeróbica microbiana da matéria orgânica de modo a criar produtos finais fortemente oxidados (Pelczar *et al.*, 1981).

Como regra geral, deverá ser garantido um teor em oxigénio dissolvido de 1-2 mg/L, no entanto, deve ser feito o ajuste da concentração de oxigénio, ou seja, da intensidade de arejamento, em função das condições processuais. Se a razão F/M aumentar, também o OD dissolvido deverá aumentar proporcionalmente. Deve-se ter em conta permanentemente a razão F/M (carga orgânica) para ajustar convenientemente o OD.

A otimização de OD é importante em termos económicos, visto que um dos maiores custos operacionais da instalação de tratamento aeróbio de efluentes é precisamente a energia requerida para arejamento dos mesmos, consumida pelos compressores de ar que alimentam a bacia de arejamento.

O arejamento deficiente do efluente pode implicar mau funcionamento da instalação, mas o mesmo exagerado pode implicar custos desnecessariamente elevados.

3.10 NUTRIENTES

Muitos dos processos naturais envolvem a síntese de novos materiais por ação dos organismos vivos. Novas células são produzidas à medida que os micro-organismos se reproduzem. Há moléculas presentes nas células que podem ser substituídas à medida que saem do sistema ou se decompõem. Os mecanismos de síntese necessitam de substâncias químicas fundamentais, cuja ação permite a construção de estruturas bioquímicas complexas inseridas na composição celular que propiciam as funções intrínsecas das células. A presença destas moléculas no efluente constitui fonte de alimentação dos micro-organismos a par da matéria orgânica dissolvida. As matérias que alimentam as células não só são usadas como fonte de energia, mas também são usadas como fonte de químicos essenciais aos processos de síntese bioquímica (Willey *et al.*, 2008).

Tal como os seres humanos, os micro-organismos devem ter uma “dieta equilibrada”. Os principais elementos por eles requeridos são o C (carbono), H (hidrogénio), O (oxigénio), N (azoto) e P (fósforo), ver Figura 3.7. Nos sistemas de tratamento de efluentes de pasta de papel é necessário fornecer oxigénio, garantido através de arejamento e quantidades suplementares dos nutrientes N e P (Rebola, 2007). Adicionalmente, outros elementos

podem ser requeridos pelos micro-organismos, mas em menores quantidades. Os macro e micronutrientes necessários aos metabolismos devem ser adequadamente disponibilizados, visto que se o fornecimento for insuficiente os micro-organismos podem não se desenvolver ou podem mesmo não sobreviver.

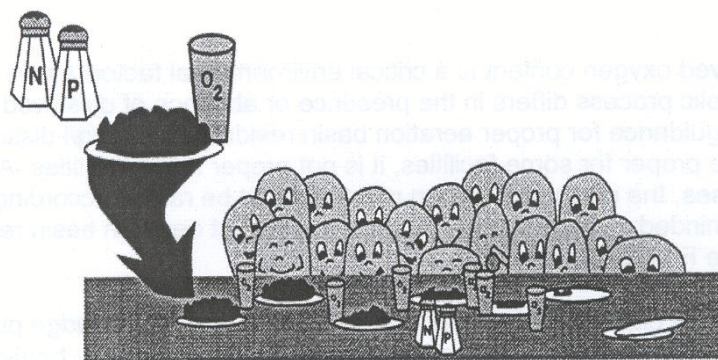


Figura 3.7 – Fornecimento de nutrientes aos microrganismos (Klopping *et al.*, 1995).

Tradicionalmente, os efluentes de pasta de papel produzida com eucalipto dispõem de quantidades de P suficientes para que o sistema biológico funcione sem problemas (Aquaflow, 2006 a). Este facto permite evitar a utilização de um aditivo fosfatado, tal como o ácido fosfórico. Já no caso do nutriente N, é necessário proporcionar uma fonte externa deste elemento, a qual é normalmente a ureia em solução.

A disponibilidade e variedade de nutrientes constituem uma vantagem competitiva para alguns dos membros da comunidade microbológica presente no meio, particularmente nas situações em que pode haver limitações de alguns dos nutrientes necessários. Estes fatores podem influenciar o crescimento de micro-organismos, de tal forma que interferem com as propriedades de sedimentação da lama ativada no clarificador secundário. A formação de lama que sedimenta mal, fenómeno conhecido como *bulking e foaming*, é um problema

típico das estações de tratamento de efluentes (Sodel e Seviou, 1990). Este fenómeno indesejável pode ser causado por uma variedade de micro-organismos sob determinadas circunstâncias processuais, que podem conduzir ao desenvolvimento exagerado de bactérias filamentosas, muito difíceis de separar por sedimentação. Para além disso, a falta de nutrientes pode estar associada à formação de espumas, materiais sobrenadantes e limos (Jenkins *et al.*, 1993)

O controlo da dosagem de N e P normalmente é feito medindo a concentração de compostos residuais que os caracterizam na saída da bacia de arejamento, antes do clarificador. Valores de concentrações residuais de compostos solúveis de NH_4^+ (azoto amoniacal) de 2,0 mg/L e de PO_4^- (fosfato) de 0,5 mg/L são tipicamente mantidos, satisfazendo as necessidades dos micro-organismos presentes no processo de tratamento. Uma dosagem deficiente de nutrientes pode ser observada à medida que os processos de *bulking* se manifestam e surgem bactérias filamentosas, devendo corrigir-se as dosagens para que o balanço de nutrientes e a população microbiana sejam restabelecidos (Klopping *et al.*, 1995).

3.11 AREJAMENTO, CLARIFICAÇÃO E DESIDRATAÇÃO DE LAMA

O oxigénio necessário ao processo aeróbio a que é sujeito o efluente pode ser fornecido através de um sistema de ar comprimido, normalmente através de uma bateria de compressores dedicados. Neste sistema o ar é injetado e difundido na base das bacias de arejamento, através de sistemas de membrana, conhecidos como difusores que permitem a libertação de micro-bolhas no efluente.

A clarificação é usada para depurar o líquido contendo matéria em suspensão proveniente da bacia de arejamento. Depois da matéria em suspensão sedimentar, a mesma é retirada através de um sistema de sucção que existe neste tipo de equipamento.

Os resíduos resultantes do excesso de lama ativada, conhecidos por lama secundária ou lama biológica, são desidratados numa prensa própria. A desidratação da lama tem a ver com aspetos operacionais de transporte, de manuseamento e de condições de aplicação.

Em termos práticos, o elevado teor em humidade, o carácter gelatinoso e a ausência de matéria fibrosa, tornam a lama secundária extremamente difícil de prensar. Por isso, para se conseguir uma secura suficientemente elevada que permita manusear e tornar viável o transporte da lama para os locais de aplicação ou deposição (compostagem, aterro, valorização energética, aplicação agrícola, etc.) é necessário criar condições adequadas para que a sua desidratação se faça de forma eficiente. Quanto maior for a secura da lama, mais baixo será o seu custo de transporte e mais fácil será o seu manuseamento e aplicação.

4 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DA CELBI, S.A

No processo de fabrico e na fábrica em geral são gerados 3 tipos de efluentes, separados na origem, sendo cada um enviado para a ETARI através de condutas individualizadas. Na Figura 4.1 apresenta-se o esquema global de encaminhamento dos diferentes tipos de efluentes.

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 de energia.

Efluente Neutro 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 todos recolhidos numa conduta que os conduz à ETARI.

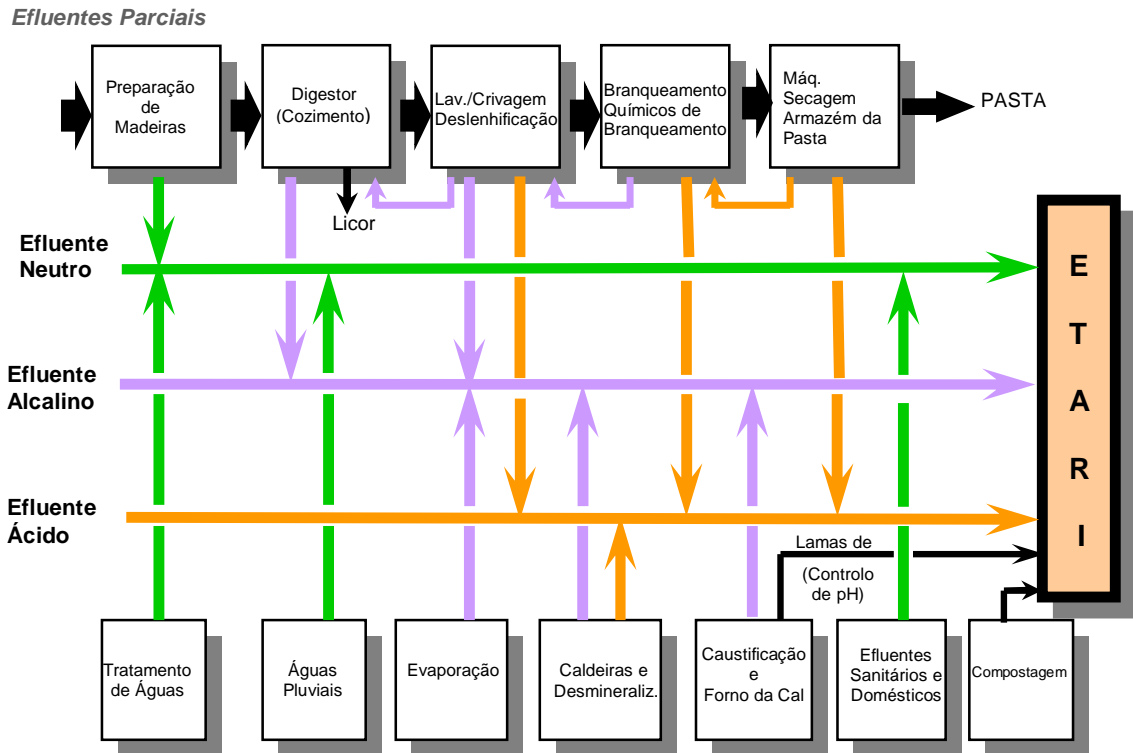


Figura 4.1 – Efluentes parciais (adaptado de rebola, 2005 b).

A estação de efluentes da CELBI está globalmente esquematizada na Figura 4.2 e será descrita de modo sequencial nas secções seguintes.

4.1 NEUTRALIZAÇÃO PRELIMINAR DE EFLUENTES

O efluente ácido é pré-neutralizado com lama de carbonato de cálcio e cal viva produzidas no forno da cal, por dissolução de cinzas extraídas do electrofiltro e através de sistemas de recuperação de lama de carbonato na área da caustificação.

Esta pré-neutralização é efetuada num tanque com agitação, construído em fibra de vidro, após adição da suspensão alcalina proveniente do forno da cal. Esta alimentação é efetuada em função do pH do efluente antes do tratamento primário.

O efluente ácido após a sua pré-neutralização e o efluente alcalino juntam-se numa câmara de mistura, a partir da qual são enviados para o tratamento primário (sedimentador 1) por ação de parafusos de Arquimedes, tal como se evidencia na Figura 4.3. É desejável que o pH do efluente que sai da câmara de mistura seja de 6-7, por forma a garantir condições adequadas de clarificação no sedimentador e para não afetar os materiais de construção.

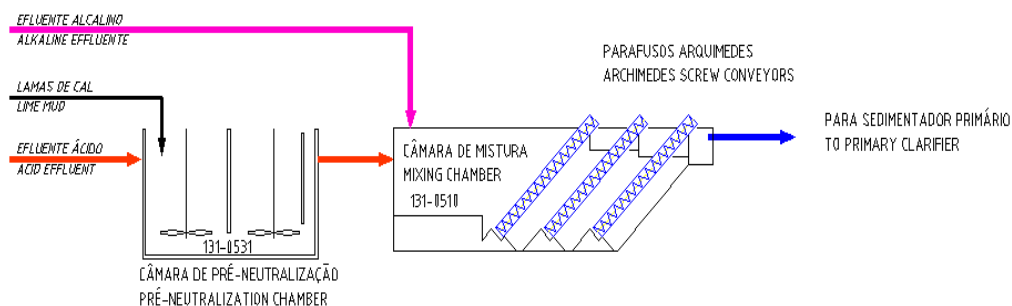


Figura 4.3 - Tratamento primário de efluentes (Celbi, 2006 a).

O efluente sanitário e do parque de madeiras não é sujeito a qualquer ação de alteração de pH, dado o seu caráter praticamente neutro.

4.2 TRATAMENTO PRIMÁRIO

4.2.1 TRATAMENTO PRIMÁRIO DOS EFLUENTES ÁCIDOS E ALCALINOS

No sedimentador 1, o efluente que resulta da mistura dos efluentes ácidos e alcalino é sujeito a um processo de remoção de sólidos, vulgarmente conhecido por clarificação ou tratamento primário. Por ação da gravidade, os sólidos em suspensão presentes nos efluentes, particularmente fibras provenientes do processo de fabrico, sedimentam no tanque de sedimentação. O material orgânico presente no efluente exibe características que requerem formas de tratamento adicionais, tais como o processo de lamas ativadas (Mara e Horan *et al.*, 2003).

A remoção de sólidos é feita por uma bomba, a qual é comandada por um mecanismo local de controlo. Este processo de bombagem de sólidos desenvolve-se transversal e longitudinalmente, de acordo com a movimentação da ponte do sedimentador.

A lama fibrosa extraída é enviada para o edifício da ETARI, podendo ser desidratada nas prensas de fibras existentes ou ser misturada total ou parcialmente com a lama biológica para facilitar a desidratação destas como esquematizado na Figura 4.4. Os resíduos fibrosos obtidos das prensas de fibras, com uma secura média de cerca de 25%, são depositados temporariamente na área impermeabilizada contígua ao edifício, designada de parque de fibras. Com auxílio de pá carregadora, os resíduos fibrosos podem ser carregados diretamente do parque de fibras para valorização externa, designadamente para o fabrico de papel e cartão prensado ou para utilização interna, na estação de compostagem, deposição em aterro controlado ou queima na caldeira de casca.

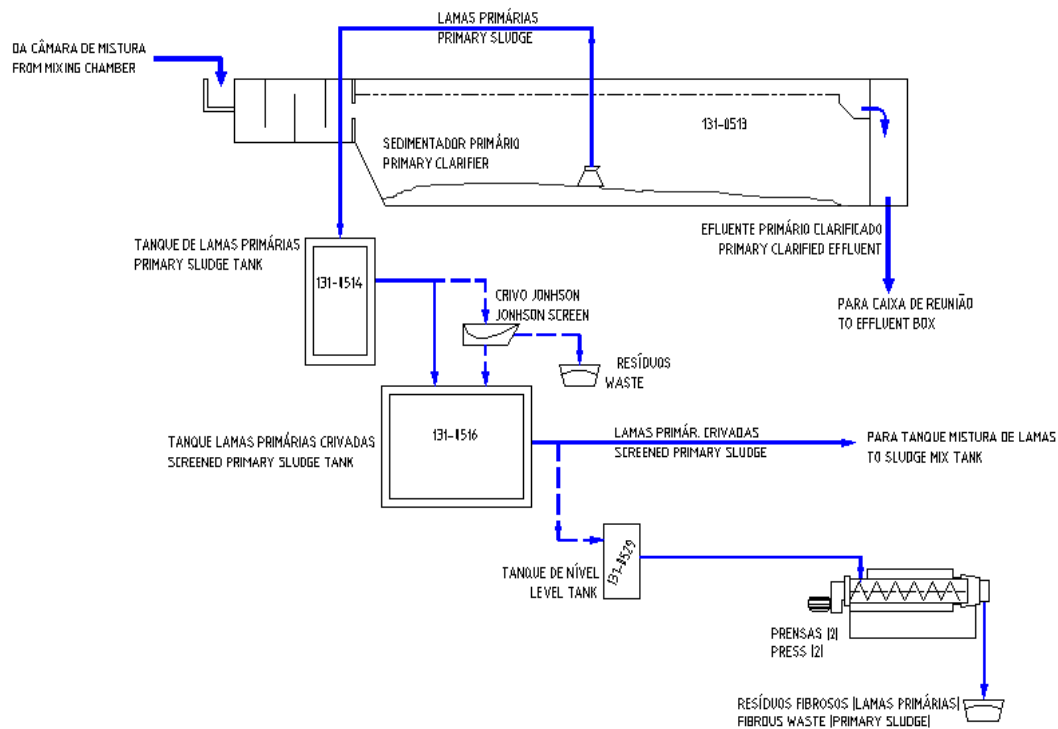


Figura 4.4 - Recuperação de lama primária (Rebola, 2005 b).

4.2.2 TRATAMENTO PRIMÁRIO DO EFLUENTE SANITÁRIO DA PREPARAÇÃO DE MADEIRAS E PLUVIAL

O efluente sanitário e do Parque de Madeiras é enviado para o sedimentador 2, no qual grande parte dos sólidos em suspensão são separados graviticamente. A limpeza do sedimentador 2 é feita periodicamente com auxílio de pá carregadora, para remoção do material sedimentado, o qual será depositado na estação de compostagem ou no aterro controlado.

Este efluente, após clarificação parcial no sedimentador 2, é ainda sujeito a um processo de crivagem, para remoção adicional de materiais sobrenadantes e outros que não foram previamente separados. Esta separação é feita através de uma grade que impede os materiais sobrenadantes de continuarem no efluente e realiza-se num novo equipamento de crivagem, do tipo *step screen*, instalado no âmbito do projeto do tratamento secundário, tal

como está representado na Figura 4.5. Os resíduos sólidos deste crivo são enviados para aterro controlado, para compostagem ou para queima na Caldeira de Casca.

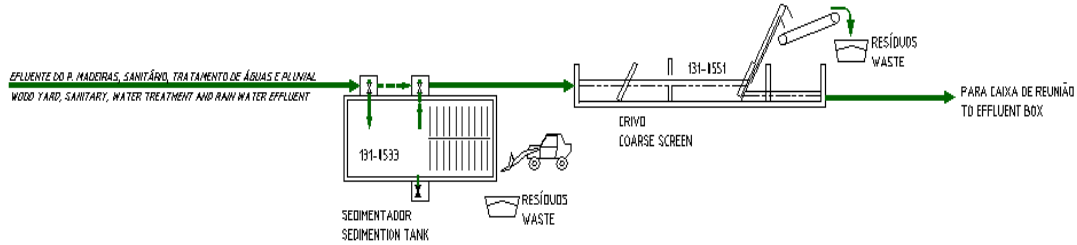


Figura 4.5 - Sedimentador PPM (Rebola, 2005 b).

4.2.3 REUNIÃO DE EFLUENTES

Os efluentes clarificados provenientes do sedimentador 1, do sedimentador 2 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. A esta caixa juntam-se também o lixiviado da compostagem e águas pluviais da zona sul da fábrica tal como se pode visualizar na Figura 4.6.

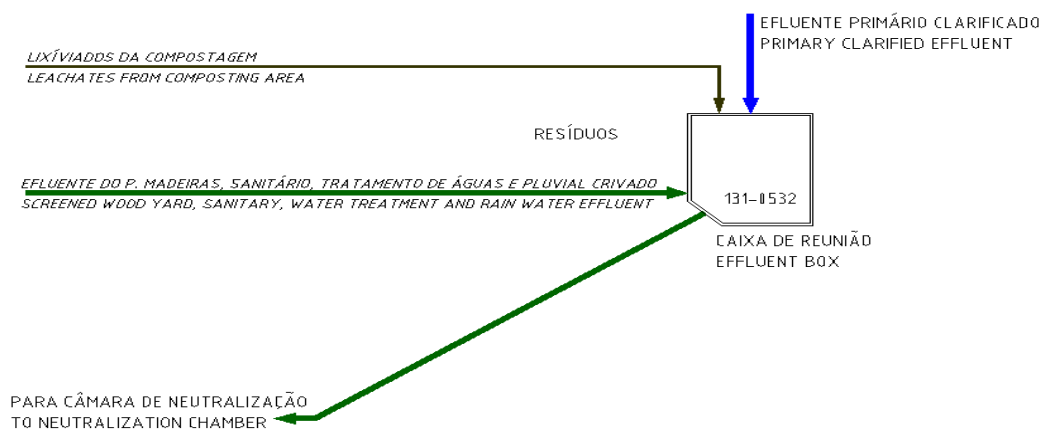


Figura 4.6 - Caixa de reunião de efluentes (AquafLOW, 2006 a).

É importante que o teor em sólidos em suspensão no efluente do tratamento primário seja mínimo, dado o efeito prejudicial dos materiais sólidos arrastados pelo efluente no funcionamento da instalação de tratamento secundário.

4.3 TRATAMENTO SECUNDÁRIO

4.3.1 BACIA DE EQUALIZAÇÃO

Após neutralização, o efluente é enviado para regulação de caudal, homogeneização e arejamento superficial na bacia de equalização, apresentada na Figura 4.7. O nível de efluente nesta bacia varia de acordo com o caudal, sendo o controlo efetuado através do funcionamento da estação de bombagem.



Figura 4.7 – Vista geral da estação de tratamento secundário (EP, 2012): 1- Bacia de emergência; 2- Bacia de equalização; 3- Desidratação de lama; 4- Reator MBP e clarificador secundário.

A bacia de equalização está equipada com arejadores superficiais flutuantes e autoaspirantes, como está representado na Figura 4.8.

Em situações de caudal elevado que impliquem um aumento anormal no nível de líquido na bacia de equalização, o efluente transbordará parcialmente para a bacia de emergência.

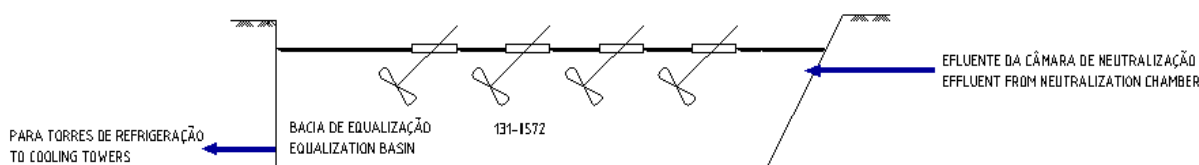


Figura 4.8 - Bacia de equalização de tratamento secundário (Aquaflow, 2006 a).

4.3.2 BACIA DE EMERGÊNCIA

Em caso de anomalias processuais que possam afetar a qualidade do efluente, tais como derrames ácidos ou alcalinos, o efluente deve ser desviado para a bacia de emergência, esquema da Figura 4.9. 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 reator biológico, por forma a minimizar os efeitos negativos sobre as bactérias.

A recuperação do efluente será feita por bombagem, de forma controlada, para montante da câmara de neutralização.

Nos períodos de paragens da fábrica, planeadas ou anuais, é conveniente dispor de efluente na bacia de emergência para garantir que o ecossistema bacteriano presente no reator biológico se mantenha em funcionamento e que não seja destruído por falta de alimentação de matéria orgânica.

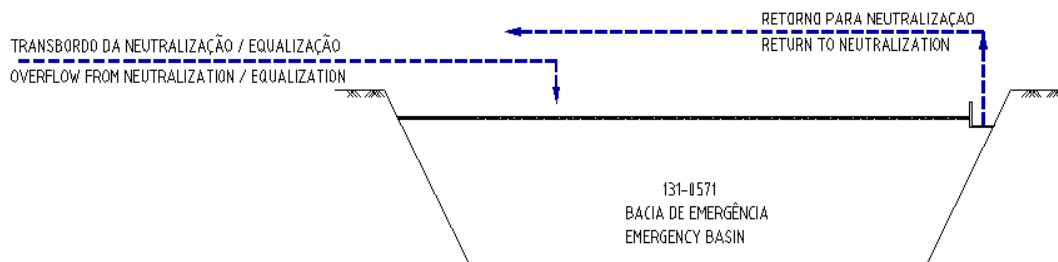


Figura 4.9 - Bacia de emergência do tratamento secundário (Aquaflow, 2006 a).

4.3.3 ARREFECIMENTO DO EFLUENTE

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 fatores fundamentais a controlar no reator biológico, uma vez que as bactérias não sobrevivem a temperaturas superiores a cerca de 40 °C, é necessário arrefecer o efluente.

Esta operação é feita em torres de refrigeração, tal como representado na Figura 4.10, 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 bacia de arejamento (reator biológico) será de 35-37 °C.

Para efeitos de controlo da temperatura do efluente e de otimização de energia, os exaustores das torres de refrigeração estão equipados com dispositivos de controlo de velocidade. É também possível seleccionar o número de torres em serviço. Existem 3 torres de refrigeração, que podem ser utilizadas parcial e sequencialmente, em função do caudal e da temperatura do efluente.

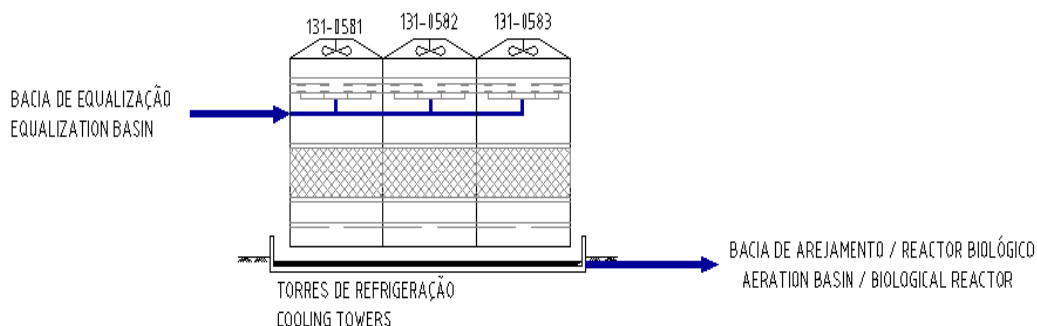


Figura 4.10 - Torres de arrefecimento de tratamento secundário (Aquaflow, 2006 b).

4.3.4 ADIÇÃO DE NUTRIENTES E ANTI ESPUMA

Antes do reator biológico são adicionados ao efluente nutrientes cujo objetivo é garantir o desenvolvimento das bactérias presentes no meio, dado que participam nos metabolismos respetivos de desenvolvimento e multiplicação. 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, visto que o teor em fósforo é elevado. No entanto, é necessário juntar um composto rico em azoto, considerando 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.

A adição de anti espuma é feita por razões operacionais, quando necessário, na bacia de arejamento, dada a injeção permanente de ar no meio e conseqüente formação de espumas. A alimentação será feita diretamente a partir dos contentores usados para efeitos de transporte, com auxílio de bomba doseadora.

Na Figura 4.11. está esquematizado este processo de adição de nutrientes e anti espuma.

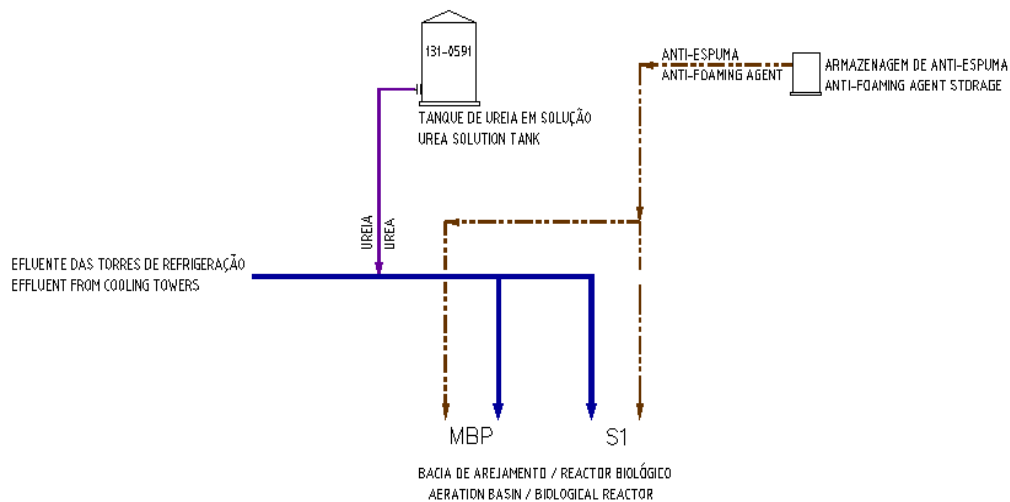


Figura 4.11 - Processo de adição de nutrientes e anti espuma (Aquaflow, 2006 a).

4.3.5 TRATAMENTO BIOLÓGICO AERÓBIO POR LAMAS ATIVADAS

O órgão fundamental do tratamento secundário de efluentes é o reator biológico. Este é constituído, em termos físicos, por uma bacia compartimentada de arejamento sequencial e controlado do efluente, como se pode ver na Figura 4.12. Nesta etapa, procede-se à decomposição da matéria orgânica solúvel presente no efluente, permitindo obter um efluente com um conteúdo orgânico baixo, que é o principal objetivo da instalação de tratamento secundário na sua globalidade.



Figura 4.12 - Reator Biológico MBP (EP, 2012).

A decomposição da matéria orgânica é feita por ação de micro-organismos, maioritariamente bactérias, que se alimentam dessa mesma matéria orgânica, constituindo um ecossistema biológico complexo e sensível, cuja robustez é fundamental para garantir os níveis desejados de eficiência de tratamento. Existem vários tipos de bactérias, interagindo no meio segundo uma cadeia alimentar que não pode ser quebrada. Parte desses micro-organismos serão retirados do sistema, constituindo a lama secundária, que contém parte do carbono orgânico retirado ao efluente, para além de outras substâncias nele presentes. Em termos práticos, os níveis de matéria orgânica no efluente avaliados pelos parâmetros CQO, CBO e COT serão drasticamente reduzidos. A bacia de arejamento é compartimentada em câmaras separadas, cada uma delas com uma missão específica, de modo a garantir uma atividade biológica adequada, um rendimento de purificação do efluente elevado e boas condições de sedimentação da lama no clarificador secundário. Existem diferentes estágios de arejamento do efluente, cada um com propósitos operacionais distintos, mas interdependentes, como se ilustra na Figura 4.13.

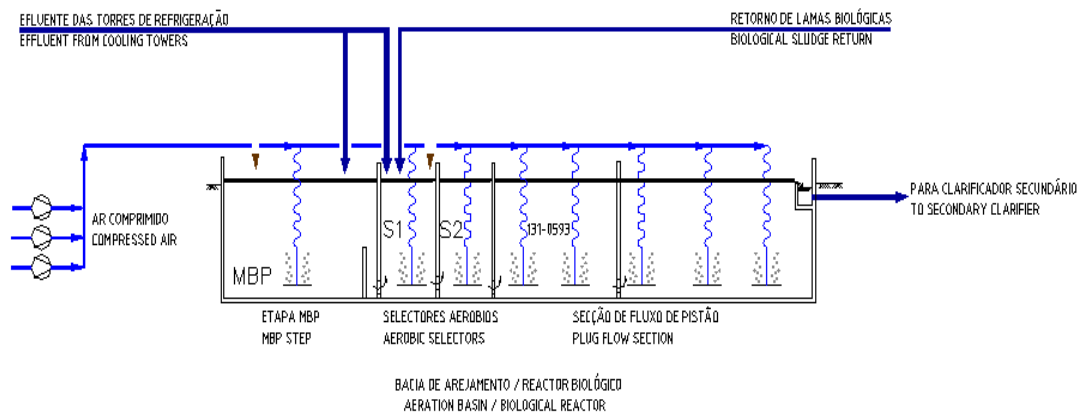


Figura 4.13 - Bacia de arejamento/reator biológico (Aquaflow, 2006 b).

4.3.5.1 ESTÁGIO MBP

A primeira parte da bacia de arejamento é designada como estágio MBP (*Minimum Biosludge Production*), ou seja, produção mínima de lama biológica, que permite, como o nome indica, criar condições operacionais para otimizar a produção de resíduos da instalação, que é sempre um fator ambiental e economicamente desfavorável. Em termos práticos, a existência desta etapa fará com que as condições em que se desenvolverão as reações biológicas posteriores conduzam a que grande parte do carbono presente no efluente não seja transferido para a lama, mas seja libertado através de mecanismos metabólicos associados ao crescimento bacteriano.

É feito o arejamento controlado do efluente no estágio MBP com ar comprimido, produzido numa bateria externa de compressores que alimentam toda a instalação. A dispersão do ar comprimido é feita com difusores de membrana.

A quantidade de efluente que alimenta o estágio MBP pode ser controlada, sendo possível desviar uma parte do efluente diretamente para a fase posterior de tratamento, sem passar pelo estágio MBP.

Os objetivos do estágio MBP são os seguintes:

- Reduzir o CQO antes da fase de tratamento com lama ativada e produzir grupos de bactérias, que constituirão alimento adequado aos micro-organismos alimentados ao sistema através da corrente de recirculação de lama proveniente do clarificador secundário. Esta lama recirculada é adicionada à bacia de arejamento já na fase da lama ativada, como se pode ver na Figura 4.14.



Figura 4.14 - Recirculação de lamas do clarificador para o reator MBP (EP, 2012).

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

- Atuar como uma bacia de equalização, minimizando picos de carga antes da fase de lama ativada, regulando picos de pH e concentração de compostos tóxicos que podem prejudicar a fase seguinte;

- Oxidar sulfuretos antes da fase de lama ativada;
- Minimizar o excesso de produção de lama.

Após o estágio MBP, por ação da gravidade, o efluente transitará para uma nova câmara designada por seletor 1 do estágio de lamas ativadas.

4.3.5.2 ESTÁGIO DE LAMA ATIVADA

O estágio de lama ativada compreende 3 etapas sequenciais de arejamento e reação: o seletor 1, o seletor 2 e o reator.

O **seletor 1** é uma câmara alimentada pelo efluente e pelo retorno de lama ativada correspondente a uma parte da lama biológica retirada do clarifloculador secundário. Esta lama irá constituir parte integrante da cadeia trófica do ecossistema biológico, sendo fundamental para a sua perenidade. O líquido obtido após a mistura do retorno de lama com o efluente no seletor 1 é conhecido como “líquido de mistura” ou “*mixed liquid*”.

O **seletor 2** é idêntico ao seletor 1, embora a tipologia dos micro-organismos presentes no meio seja diferente.

Em ambos os seletores, o caudal de ar (valor total ou caudais relativos) pode ser controlado em função das características do efluente a tratar e do efluente tratado e dos teores em oxigénio dissolvido no meio. Em termos gerais, o caudal de arejamento será função do teor em oxigénio dissolvido medido na fase do seletor 1, embora possam existir fatores operacionais que condicionem o caudal total a alimentar à bacia de arejamento e à repartição de caudais pelos seus vários componentes.

Reator de fluxo em pistão (*plug flow reator*)

Esta unidade, a jusante dos seletores, 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 axial percorrida pelo efluente e consequentemente, as

características dos micro-organismos presentes no meio sofrerão progressivamente alterações.

As condições operacionais dos seletores e do reator proporcionarão uma razão F/M elevada na fase inicial da bacia de arejamento e por outro lado, uma zona de deficiência de alimentação (*starvation section*) na parte final da bacia de arejamento. Nesta última parte, o CBO e o CQO solúveis biodegradáveis já foram consumidos.

Este tipo de gradiente de concentração de CBO e de CQO biodegradável proporcionará boas condições de sedimentação à lama no clarificador secundário. Na prática o índice volumétrico de lamas (mL/g), será baixo. Este resultado provém do facto do processo global de arejamento, conforme foi concebido, promover seletivamente o crescimento de microrganismos que têm uma grande apetência para absorver rapidamente matéria orgânica solúvel (CBO e CQO biodegradável) e que têm também uma grande velocidade de crescimento. A formação de micro-organismos filamentosos, que se dispersarão na fase líquida e que têm uma baixa velocidade de crescimento, não é favorecida neste tipo de reator tipo pistão.

Arejamento

Em toda a bacia de arejamento, serão utilizados difusores de membrana, capazes de proporcionar uma dispersão de bolhas de ar finamente divididas. Este tipo de sistema de arejamento caracteriza-se por ser muito eficiente e pelo baixo consumo de energia.

Os difusores de membrana são instalados por módulos ligados ao coletor geral de ar comprimido, sendo possível a sua elevação seletiva para serem retirados em caso de necessidade de manutenção ou de outros trabalhos.

O ar comprimido é produzido em compressores rotativos, instalados em compartimento próprio por razões de ruído ambiental.

O oxigénio dissolvido na bacia de arejamento é medido em contínuo, sendo esta medida utilizada para controlo automático da capacidade de compressão.

4.3.5.3 CLARIFICAÇÃO SECUNDÁRIA

O efluente é clarificado no decantador secundário, conhecido por clarificador secundário. O processo de clarificação consiste na sedimentação dos sólidos em suspensão presentes no efluente, cuja esmagadora maioria são aglomerados de bactérias arrastadas da bacia de arejamento, tal como está representado na Figura 4.15.

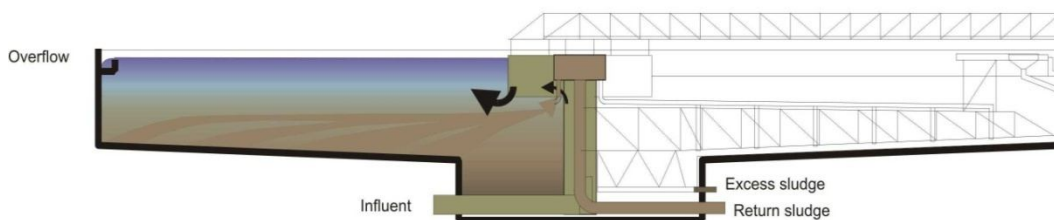


Figura 4.15 – Sistema de extração de lama do clarificador secundário (Aquaflow, 2006 b).

O efluente entra na parte central do clarificador, dividida através de uma parede circular do resto do tanque, saindo o efluente tratado pelo topo para uma caleira lateral. Neste percurso do efluente, ao longo do tempo de residência no tanque, por ação da gravidade, os sólidos em suspensão são conduzidos para o fundo do clarificador. Esta operação é facilitada por um arrastador de fundo, que permite concentrar as lamas na câmara de espessamento, integrada no clarificador. A Figura 4.16 permite visualizar os circuitos do efluente e lamas no clarificador.

O efluente clarificado é enviado para o canal de descarga de efluente fabril, que alimenta o emissário submarino.

Do interior do clarificador é extraído, por bombagem, um caudal de lama que retorna ao processo (*return sludge*), constituindo o chamado retorno de lama, que é alimentado à bacia de arejamento no seletor 1.

A lama em excesso é extraída por bombagem da câmara de espessamento (*excess sludge*), sendo enviada para a prensa de lama. Uma parte desta lama espessada pode ser enviada

para a câmara de arejamento, sempre que necessário, por razões operacionais ou quando as bombas de retorno de lamas não estiverem operacionais.

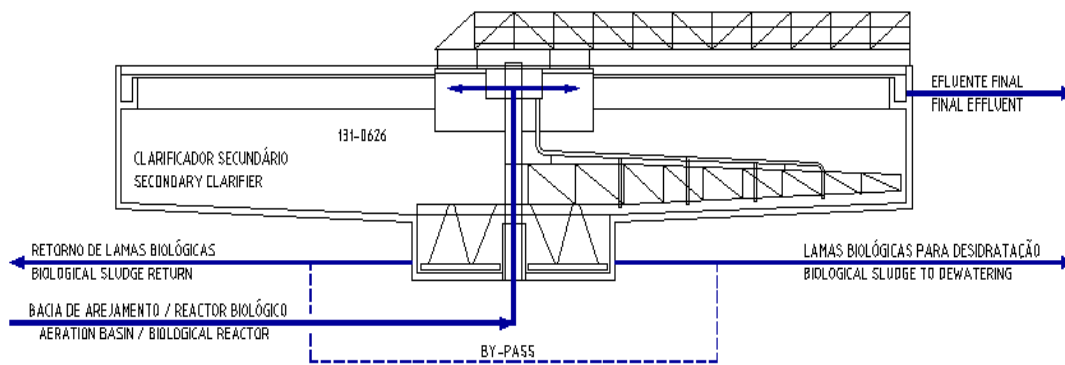


Figura 4.16 - Clarificador secundário (Aquaflow, 2006 b).

4.3.5.4 DESIDRATAÇÃO DA LAMA

A lama em excesso, extraída do clarificador secundário, é sujeita a um processo de remoção de água (desidratação), permitindo a concentração de sólidos até valores suficientemente elevados para facilitar operações posteriores de tratamento ou valorização.

O processo de desidratação desenvolve-se em duas etapas, sendo a primeira correspondente a uma pré-desidratação numa mesa de formação e a segunda a uma prensagem da lama com parafuso, a temperatura elevada com utilização de vapor de água. Na Figura 4.17 apresenta-se o esquema em que são visíveis estas operações.

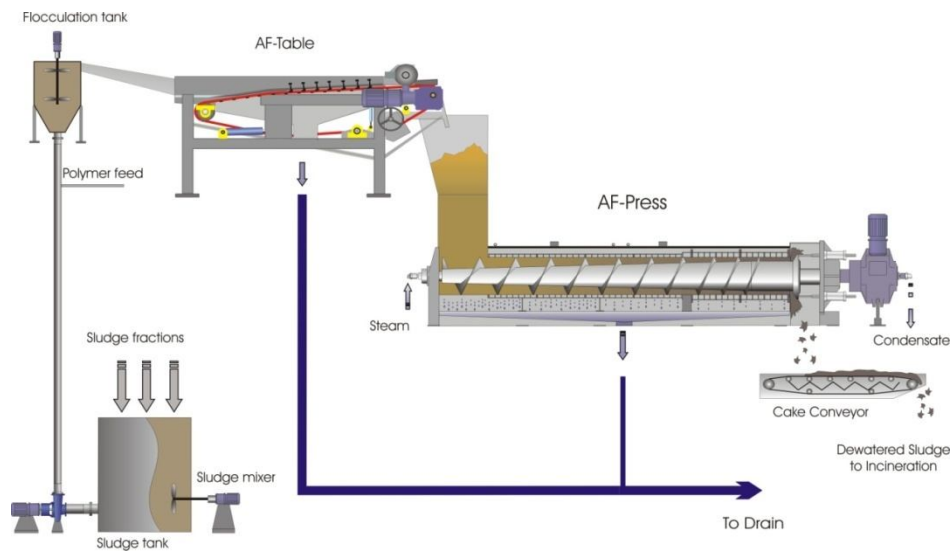


Figura 4.17 – Desidratação de lama primária e secundária (Aquaflow, 2006 c).

A prensagem é auxiliada pela adição de um polielectrólito apropriado. A lama primária, de carácter fibroso, é adicionada à lama secundária, de carácter gelatinoso, para que esta possa ser desidratada (Rebola, 2007).

Assim, a lama é bombeada directamente do espessador integrado no clarificador secundário para um tanque de mistura de lama, no qual é misturada a lama biológica com uma parte ou a totalidade da lama primária (resíduos fibrosos retirados do decantador primário de efluentes ácido e alcalino). Este tanque localiza-se no exterior do edifício da ETARI, no interior do qual se localiza a prensa de lamas secundárias, de acordo com o esquema da Figura 4.18.

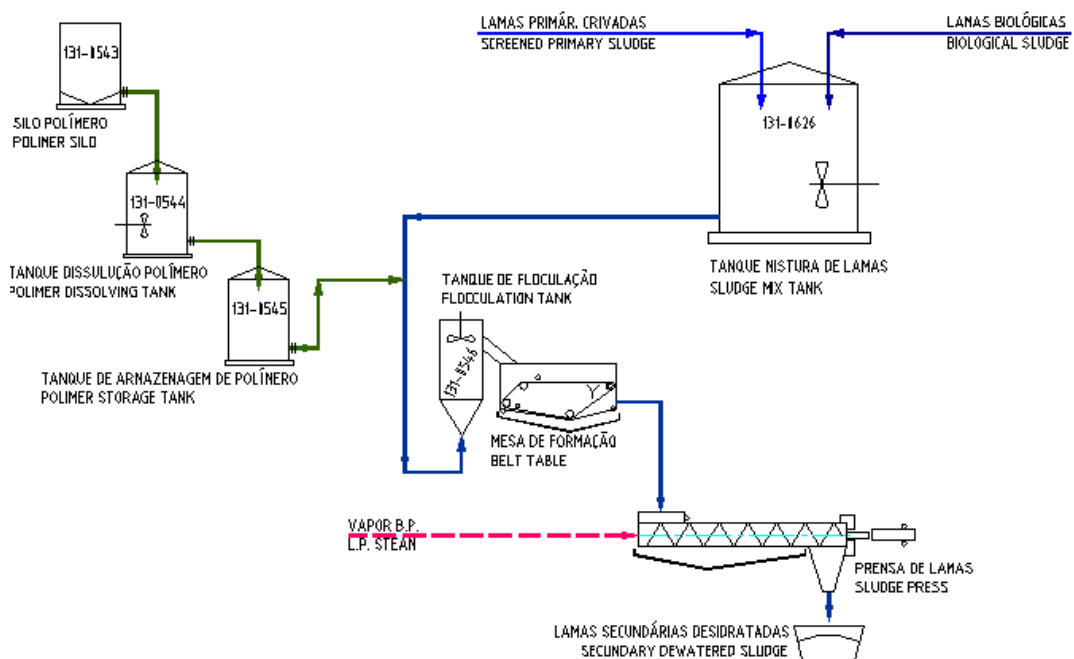


Figura 4.18 - Esquema de desidratação de lama primária e secundária (Aquaflow, 2006 c).

A mistura homogénea de lama, após lhe ser doseado floculante (polímero), é alimentada a um tanque com agitador, designado de tanque de floculação, a partir do qual passa para a prensa de lama. Dadas as características da lama, é necessária a adição deste químico auxiliar, antes da prensagem, para se obterem boas condições de desidratação.

A unidade global de prensagem inclui, na fase inicial, uma mesa de formação, constituída por uma tela, na qual uma parte da água é removida por gravidade e o material é pré-desidratado. Posteriormente, a lama é desidratada numa prensa de parafuso. A prensa descarrega o material desidratado num transportador, que o conduz para o exterior.

Para se conseguirem securas elevadas, foi previsto o aquecimento do material até temperaturas elevadas na prensa, existindo uma linha de vapor de baixa pressão para o efeito. O aquecimento permite reduzir a viscosidade da água presente na lama, tornando mais fácil a sua remoção.

O filtrado resultante da desidratação da lama é rejeitado para o sistema de esgotos do edifício da ETARI, sendo posteriormente conduzido para a instalação de tratamento de

efluentes. A drenagem é feita para o efluente do Parque de Madeiras e Pluvial, e não para o efluente da câmara de mistura a montante dos parafusos de Arquimedes, para evitar riscos de se iniciar atividade biológica no sedimentador 1, devido à adição do efluente da prensa contendo bactérias.

Os resíduos da prensa, conhecidos como lama secundária, com uma secura média superior a 33%, são depositados temporariamente na área impermeabilizada contígua ao edifício, designada de parque de fibras ou parque de lamas. Deste local, os resíduos podem ser carregados diretamente para os locais de aplicação, internos ou externos, utilizando uma pá carregadora.

5 TRABALHO EXPERIMENTAL

A metodologia utilizada na realização deste trabalho consistiu, numa primeira fase, em fazer o levantamento das características de projeto, bem como do funcionamento da ETARI. Para caracterizar o funcionamento desta foram realizados diferentes cálculos, com base em resultados laboratoriais, que permitiram, juntamente com a bibliografia consultada entender o que estava errado na operação e funcionamento da ETARI.

Depois da fase de caracterização da estação de tratamento secundário, atendendo a que havia necessidade de controlar a altura da lama, foi criado um sistema de medição manual no clarificador. Os dados obtidos por este sistema artesanal vieram permitir controlar a evolução da altura de lama de modo contínuo, criando-se, para isso, uma nova variável processual, inexistente até ao momento, a introduzir no sistema de controlo de processo.

5.1 DADOS DE PROJETO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO SECUNDÁRIO

A Tabela 5.1 mostra a produção de pasta da Celbi e a quantidade de efluente a tratar nos últimos seis anos. Verifica-se que a produção praticamente duplicou, embora o caudal de efluente a tratar apenas tenha aumentado 34%. Esta relação não linear deve-se essencialmente ao fecho dos circuitos de lavagem da pasta.

No ano de 2007 deu-se o arranque da instalação de tratamento secundário, pelo que foi possível obter uma diminuição considerável da carga poluente determinada pelos parâmetros SST, CQO e CBO₅, respetivamente em 67%, 57% e 87%.

Esta estação foi dimensionada para um caudal médio de 1400m³/h, embora em 2006 se produzisse um caudal de 1180 m³/h. Este caudal foi aumentado substancialmente para 1513 m³/h a partir de 2010, quando a produção aumentou para 550 000 ton/ano. Em 2011 a produção sofreu novo incremento para 600 000 ton/ano, tendo o caudal de efluente a tratar aumentado para 1577 m³/h. Deste modo, verifica-se que o caudal teve uma aumento global de 34% desde o ano de 2006.

Verifica-se pela análise da Tabela 5.1 que a partir do ano de 2010 a eficiência global da estação de tratamento secundário diminuiu, o que era expectável devido ao aumento do caudal a tratar para valores superiores aos projetados para a instalação.

Tabela 5.1 – Evolução da produção de pasta e caudal de efluente a tratar (EP, 2011).

Ano	Caudal m ³ /d	P.Pasta t/d	SST mg/L	CQO mg/L	CBO₅ mg/L	
2006	28 310	853	64	488	123	
2007	28 142	889	21	209	16	→
2008	28 803	819	21	221	14	
2009	38 144	1090	27	238	12	
2010	36 323	1478	51	429	22	→
2011	37 850	1658	58	512	39	→

Início de funcionamento do tratamento secundário.
Produção 300 000 ton/ano.

Produção 550 000 ton/ano.

Produção 600 000 ton/ano.

Os valores de projeto apresentam-se na Tabela 5.2

Tabela 5.2 - Dados de valores do projeto (Aquaflow, 2006 a).

Parâmetro	Unidades	Dados projeto
Caudal		
Média	m ³ /h	1400
max mês	m ³ /h	2100
max pico	m ³ /h	3700
SST		
Média	t/d	3.5
max mês	t/d	4.3
CQO		
Média	t/d	18
max mês	t/d	22.5
AOX		
Média	kg/tpsa	<0.25
max mês	kg/tpsa	<0.25
Tot-N		
Média	kg/d	190
max mês	kg/d	205
Tot-P		
Média	kg/d	190
max mês	kg/d	205

A produção projetada da Celbi para o ano de 2012 é de 640 000 TPSA/ano, sendo a produção máxima diária de 1850 TPSA/dia, aproximadamente. A produção desta quantidade de pasta fez aumentar o caudal de efluente a tratar para cerca de 39 000 m³/d, o que origina um caudal de efluente de 1625 m³/h a ser enviado para tratamento, cerca de 225 m³/h acima do valor médio de projeto indicado pelo fornecedor.

Os picos de caudal são normalmente absorvidos na bacia de equalização. Em situações de nível alto, picos de caudal superiores a 2500 m³/h dão origem a transbordo de efluente para a bacia de emergência, sendo reenviado para a bacia de equalização quando o caudal/nível o permitirem.

A tabela 5.3 descreve a capacidade dos diferentes equipamentos da estação de tratamento da CELBI.

Quando a estação de tratamento secundário foi projetada, a bacia de emergência apresentava uma capacidade de retenção de efluente a ser tratado de cerca de 1,75 dias, atualmente essa capacidade de retenção diminuiu para cerca de 1,25 dias.

Tabela 5.3 - Principais capacidades dos equipamentos de tratamento (Aquaflow, 2006 a).

Parâmetro	Unidade	Medida
Tratamento Primário		
Dimensões	m x m	80*21
Sedimentador 1		
Profundidade	m	4
Tratamento Secundário		
Bacia Neutralização	m ³	300
Bacia Equalização	m ³	9000
Bacia Emergência	m ³	49 000
Torres de Arrefecimento		
Unidades	Pcs	3
Queda temperatura	°C	60 para 35
Volume Reatores		
Total	m ³	16 000*
MBP	m ³	4000
Seletores+arejamento	m ³	12 000
Capacidade de Ar	Nm ³ /h	3x6480
Clarificador Secundário		
Diâmetro	m	64
Profundidade	m	4.25

* Volume total útil – 13 000 m³

O sistema de tratamento secundário foi projetado e instalado pela empresa Aquaflow, hoje pertencente ao grupo Veolia. A empresa estipulou um conjunto de valores de garantia de projeto para o funcionamento da ETARI, que se apresenta na Tabela 5.4.

Tabela 5.4 - Valores de garantia (Aquaflow, 2006 a).

Parâmetro		Unidades	Garantia
SST	max mês	mg/L	<30
	max dia	kg/d	<2160
CQO	max mês	kg/d	<7000
	max dia	kg/d	<8400
CBO	max mês	kg/d	<335
	max dia	kg/d	<600
AOX	max mês	kg/tpsa	<0.25
	max dia	kg/tpsa	<0.25
Tot-N	max mês	kg/d	190
	max dia	kg/d	205
Tot-P	max mês	kg/d	<165
	max dia	kg/d	<198

5. 2 DADOS DE OPERAÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO SECUNDÁRIO

Na Tabela 5.5 apresentam-se os valores de emissão da empresa e os valores máximos permitidos pela legislação em vigor no ano de 2007. Mostram-se também os valores limite permitidos após aplicação da legislação europeia para o tratamento de efluentes líquidos e que devem respeitados a partir de 2008.

Tabela 5.5 - Comparação dos limites de emissão da Celbi com os limites legais (Celbi, 2011 a).

Parâmetro	Unidade	2004	2005	2006	2007	Limite legal até 31 dez 2007	Limite legal após 31 dez 2007	2008	2009	2010	2011
Caudal	m ³ /TPSA	32,1	32,7	34,0	31,6	42,0	42	38,4	35,0	36,3	37,85
CQO	kg O ₂ /TPSA	18,4	18,9	15,8	6,7	23,0	15	8,2	8,4	10,68	10,5
CBO ₅	kg O ₂ /TPSA	5,2	5,6	3,9	0,5	6,0	1,4	0,5	0,4	0,55	0,70
SST	Kg/TPSA	2,3	2,5	2,1	0,7	3,0	1,5	0,8	1,0	1,26	1,16
AOX	kg CL ₂ /TPSA	0,09	0,10	0,07	0,03	0,15	0,15	0,04	0,05	0,05	0,07
Total N	kg N/TPSA	0,15	0,14	0,19	0,14	0,25	0,25	0,16	0,15	0,12	0,09
Total P	kg P/TPSA	0,18	0,22	0,16	0,09	0,25	0,20	0,11	0,07	0,08	0,09

Pode perceber-se que no ano de 2006 os valores de emissão da empresa, nomeadamente de CBO₅ e SST deixariam de ser permitidos perante a lei, o que levou à decisão de construção e instalação de um sistema de tratamento secundário.

Verifica-se que durante o ano de 2011, a média de sólidos suspensos totais na descarga do efluente foi de 1,16 kg/TPSA, sendo que o limite legal é 1,5 kg/TPSA. Por outro lado a emissão de CQO apresenta um valor de 10,5 kg O₂ /TPSA, sendo o limite legal de 15 kg O₂ /TPSA. Por estes dois parâmetros podemos perceber que os valores de emissão estão próximos dos valores limite legais, o que pressupõe uma pequena margem para novos aumentos de produção de pasta.

Sendo que o valor projetado de produção para o ano de 2012 será de 640 000 ton/ano, os valores de CQO e SST irão subir, influenciando também o parâmetro CBO₅, prevendo-se que a emissão de SST ficará próximo do valor limite de emissão 1,5 kg/TPSA.

Tal como pode ser visualizado na tabela 5.6, os maiores contribuintes em CQO são os efluentes ácido e alcalino com 29,3 e 21,8 ton/d respetivamente. Ora, estes valores excedem largamente a capacidade de tratamento projetada que é de 22,5 ton/d, conforme descrito anteriormente na Tabela 5.2.

Tabela 5.6 - Contribuição dos diferentes efluentes em CQO e SST (EP, 2011).

Efluente	Caudal		CQO		SST	
	m ³ /d	m ³ /TPSA	t/d	kg/TPSA	t/d	kg/t
Efluente ácido	16800	9,9	29,3	17,3	6,0	3,7
Efluente Alcalino	13150	8,0	21,8	13,9	9,6	6,2
Efluente PPM	7900	4,3	4,5	2,7	8,6	4,9
Total	37850	22,2	55,6	33,9	24,2	14,8

Como se observa na Tabela 5.6, o efluente a tratar apresenta um CQO total de 55,6 ton/d, o que significa um valor duas vezes e meia superior ao valor projetado para o tratamento secundário. Este fato coloca a questão de falta de capacidade deste tratamento para produções de pasta tão elevadas. Provavelmente o problema estará na limitação do volume do reator biológico e na respetiva capacidade de oxigenação que impede o desenvolvimento dos micro-organismos e a depuração do efluente na extensão pretendida. Aumentando o volume do reator, os valores de CQO, SST e CBO₅ no efluente final iriam baixar bastante.

Uma vez que a nível físico não podem ser feitas alterações é indispensável avaliar as principais fontes responsáveis pela carga poluente, nomeadamente SST e CQO e tentar otimizar o funcionamento da estação de tratamento atual.

Estando o tratamento secundário a operar dentro dos limites legais exigidos, existem, certamente, alguns fatores limitantes que eventualmente podem ser otimizados e assim permitirão melhorar o desempenho do tratamento, obtendo uma maior folga para que o

mesmo possa ser operado ainda com uma produção de pasta superior, sem colocar em causa o cumprimento dos limites legais.

Para avaliar as principais fontes poluentes elaborou-se a Tabela 5.7 que mostra a evolução dos parâmetros CQO e SST dos diferentes efluentes parciais desde o ano de 2006. Na tabela está ainda compilada informação sobre a carga poluente à entrada do tratamento biológico (sedimentador 1) e a carga poluente do efluente final, através dos parâmetros CQO, SST e CBO₅.

Tabela 5.7 - Análise dos diferentes efluentes à saída do sedimentador 1 e do efluente final (EP, 2012).

Ano	Efluente ácido		Efluente alcalino		Efluente PPM		Sedimentador 1		Efluente Final		
	CQO mg/L	SST mg/L	CQO mg/L	SST mg/L	CQO mg/L	SST mg/L	CQO mg/L	SST mg/L	CQO mg/L	SST mg/L	CBO ₅ mg/L
2006	1112	269	491	261	148	282	712	80	488	64	123
2007	1367	190	832	702	412	1286	1037	57	209	21	16
2008	1426	461	994	566	528	1373	958	93	221	21	14
2009	1158	345	967	327	483	1384	977	67	238	27	12
2010	1491	447	1509	406	503	793	1425	131	429	51	22
2011	1741	411	1539	740	655	1045	1502	141	512	58	39

Pela análise da Tabela 5.7, verifica-se que:

- O efluente ácido constituiu a maior contribuição de CQO, provavelmente devido às fibras provenientes dos derrames de pasta nos arranques e paragens das instalações.
- O efluente alcalino é o principal responsável pelo aumento de CQO. Tal deve-se aos derrames de licor e condensados contaminados originários de arranques e paragens das instalações produtivas.
- O efluente do PPM contribuiu para o aumento substancial de SST.

- Seria vantajoso que o sedimentador 1 fosse limpo em toda a extensão, para que o teor de SST na descarga do mesmo passasse para um valor próximo de 100 mg/L tendo em conta a alteração de 67 para 131 mg/L, observada entre os anos de 2009 e 2010. Com esta alteração poder-se-ia melhorar a eficiência de remoção de SST no tratamento secundário.

5.3 CÁLCULOS DE PARÂMETROS OPERACIONAIS

Todos os cálculos dos parâmetros operacionais efetuados e que se apresentam de seguida foram feitos com base em resultados laboratoriais. Esses resultados permitiram calcular valores médios mensais com os quais se realizaram todos os cálculos dos parâmetros de qualidade do efluente e dos parâmetros operacionais da estação de tratamento.

5.3.1 CÁLCULO DA IDADE DA LAMA

Lama existente na bacia de arejamento

MLSS (Sólidos Suspensos no Licor de Mistura) = 5209 mg/L (análise laboratorial)

Bacia de arejamento

Volume útil = $V = 13\,000\text{ m}^3$ (volume útil da bacia de arejamento)

(Equação 2)

$MLSS_{\text{tot}} = 5\,209\text{ mg/L} \times 13\,000\text{ m}^3 = 5209 \times 10^{-3}\text{ kg/m}^3 \times 13\,000\text{ m}^3 = 67\,717\text{ kg}$

Caudal de sólidos no efluente tratado (sólidos em suspensão no efluente)

$SST_{\text{out}} = 35\text{ mg/L}$ (análise laboratorial)

Caudal_{out} = $35\,140\text{ m}^3/\text{d}$ (integrado de caudal obtido do computador de processo)

(Equação 3)

$$SST_{out} = 35 \text{ mg/L} \times 35\,140 \text{ m}^3/\text{d} = 35 \times 10^{-3} \text{ kg/m}^3 \times 35\,140 \text{ m}^3/\text{d} = 1229,9 \text{ kg/d}$$

Lama retirada do sistema (*excess sludge*)

Caudal volumétrico de lamas = 8,3 L/s ou $Q = 29,88 \text{ m}^3/\text{h}$ (valor obtido do computador de processo)

% sólidos = 1,8 % (análise laboratorial)

(Equação 4)

$$\text{Caudal mássico} = 8,3 \text{ L/s} \times 0,018 = 8,3 \times 3600 \text{ kg/h} \times 0,018 = 537,84 \text{ kg/h}$$

Tempo de operação = 24 h/d

(Equação 5)

$$\text{Caudal mássico de lama retirada (caudal de sólidos)} = 24 \text{ h/d} \times 537,84 \text{ kg/h} = 12\,908,16 \text{ kg/d}$$

Idade da lama

(Equação 6)

$$\begin{aligned} \text{idade lamas} &= \left(\frac{\text{Quantidade existente na bacia arejamento}}{\text{lamas retiradas} + \text{sólidos suspensão efluente}} \right) \\ &= \frac{67717 \text{ kg}}{\left(12908,16 \frac{\text{kg}}{\text{dia}} \right) + \left(1229,9 \frac{\text{kg}}{\text{dia}} \right)} = \frac{67717}{14137,1} = 4,8 \text{ dias} \end{aligned}$$

Valores recomendados para a idade da lama – 16 a 20 dias (Aquaflow, 2006 b).

Sabe-se que lamas “jovens” implicam uma redução de eficiência e problemas de sedimentação. Lamas “velhas” podem-se decompor e dar origem à libertação de flocos de

pequena dimensão, que contribuem para o aumento de SST no efluente fabril tratado. Estando o valor calculado muito inferior ao valor recomendado, deve entender-se que este parâmetro deverá ser sujeito a otimização.

5.3.2 CÁLCULO DA RAZÃO F/M (SLUDGE LOAD)

CQO alimentado (F = Food = Alimentação = Carga Orgânica)

CQO = 1240 mg/L (análise laboratorial)

Caudal_{in} = 34 972 m³/d (valor obtido do computador de processo)

(Equação 7)

$CQO_{in} = 1240 \text{ mg/L} \times 34\,972 \text{ m}^3/\text{d} = 1240 \times 10^{-3} \text{ kg/m}^3 \times 34\,972 \text{ m}^3/\text{d} = 43\,365,28 \text{ kg CQO/d}$

Sólidos existentes na bacia de arejamento (M = Biomassa)

MLSS = 5209 mg/L (análise laboratorial)

Bacia de arejamento

Volume = V = 13 000 m³ (volume da bacia de arejamento)

O valor MLSS_{tot} foi calculado pela Equação 2.

F/M (Alimentação / Biomassa)

(Equação 8)

$$\frac{F}{M} = \frac{CQO_{in}}{MLSS_{tot}} = \frac{\frac{43365,3 \text{ kg}}{\text{dia}}}{67717 \text{ kg MLSS}} = \frac{0,64 \text{ kg}}{\text{kg MLSS dia}}$$

Valores recomendados para MLSS: 3,5 g/L – 4,0 g/L ou seja 3500 mg/L – 4000 mg/L (Aquaflow, 2006 b).

Valores recomendados para a Razão F/M: 0,25 – 0,45 kg CQO/kg MLSS/d (Aquaflow, 2006 b).

A quantidade de biomassa no reator, medida através do parâmetro MLSS, tem de estar em equilíbrio com a carga orgânica alimentada, medida através do parâmetro CQO. Através do cálculo da razão F/M verifica-se que o valor atual é cerca de 83% superior ao valor médio recomendado pelo fornecedor do equipamento, o que evidencia a necessidade de melhoramento deste parâmetro. O ajuste é feito alterando o caudal de lamas recirculadas ao reator.

5.3.3 EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO (CQO)

Entrada

CQO = 1240 mg/L (análise laboratorial)

Caudal_{in} = 34972 m³/d (valor integrado obtido do computador de processo)

CQO_{in} = 43 365,28 kg/d (calculado pela equação 7).

Saída

CQO = 374 mg/L (análise laboratorial)

Caudal_{out} = 35 140 m³/d (valor integrado obtido do computador de processo)

(Equação 9)

CQO_{out} = 374 mg/L x 35 140 m³/d = 374 x 10⁻³ kg/m³ x 35 140 m³/d = 13 142,4 kg/d

Eficiência

(Equação 10)

$$Eficiência(\%) = \frac{CQO_{in} - CQO_{out}}{CQO_{in}} * 100 = \left(\frac{43\,365,3 - 13\,142,4}{43\,365,3} \right) * 100 = 69,7 \%$$

Valores recomendados: CQO no efluente de saída <200 mg/L, Eficiência (CQO) > 60 %
(Aquaflow, 2006 b)

A eficiência de remoção de CQO apresenta-se pouco acima do limite inferior recomendado e o teor de CQO no efluente de saída está muito alto pelo que se deve tentar melhorar o sistema a este nível.

A eficiência de remoção de matéria orgânica dissolvida (CQO, CBO) pode ser alterada atuando nas seguintes variáveis:

Adequado MLSS no reator (3,5 g/L < MLSS < 4,0 g/L);

Arejamento em boas condições (O₂ residual 1,5 – 2,0 mg/L, medido no final da bacia de arejamento);

Razão F/M ajustada (0,25 < F/M < 0,45 kg CQO/kg MLSS/d);

Controlo de pH adequado (valores desejáveis: 7,0 < pH < 7,5; valores toleráveis: 6,5 < pH < 8,0);

Dosagem ajustada de nutriente (residual de azoto amoniacal no efluente de saída: 1,5 mg/L < NH₄⁺ < 2,0 mg/L);

Controlo de temperatura do efluente na saída da torre de refrigeração (37 – 38 °C).

(Aquaflow, 2006).

5.3.4 EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO (SST)

Entrada

$SST_{in} = 162 \text{ mg/L}$ (análise laboratorial)

$Caudal_{in} = 34\,972 \text{ m}^3/\text{d}$

(Equação 11)

$SST_{in} = 162 \text{ mg/L} \times 34\,972 \text{ m}^3/\text{d} = 162 \times 10^{-3} \text{ kg/m}^3 \times 34\,972 \text{ m}^3/\text{d} = 5665,5 \text{ kg/d}$

Saída

$SST_{out} = 35 \text{ mg/L}$

$Caudal_{out} = 35\,140 \text{ m}^3/\text{d}$

$SST_{out} = 1229,9 \text{ kg/d}$ (calculado pela Equação 3)

Eficiência

(Equação 12)

$$Eficiência(\%) = \frac{SST_{in} - SST_{out}}{SST_{in}} * 100 = \left(\frac{5665,5 - 1229,9}{5665,5} \right) * 100 = 78,3 \%$$

Valores recomendados: SST no efluente de saída <30 mg/L, Eficiência (SST) > 90 % (Aquaflow, 2006 b).

A eficiência de remoção de SST calculada apresenta-se bastante aquém do valor recomendado pelo fornecedor, pelo que constitui também um parâmetro a incrementar.

A eficiência de remoção de sólidos em suspensão (SST) depende das características de sedimentabilidade das lamas, medida através do parâmetro IVL.

5.3.5 PRODUÇÃO DE LAMA

Carga orgânica alimentada

CQO = 1240 mg/L (análise laboratorial)

Caudal_{in} = 34 972 m³/d

CQO_{in} = 43 365,3 kg/d (pela equação 7)

Carga orgânica residual na saída

CQO = 374 mg/L

Caudal = 35 140 m³/d

CQO_{out} = 13 142,4 kg/d (pela Equação 9)

Produção de lama (*excess sludge*)

Caudal volumétrico de lamas = 8,3 L/s

% sólidos na lama = 1,8 % (análise laboratorial)

Caudal de sólidos_{out} = 537,84 kg/h (pela Equação 4)

Tempo de operação = 24 h/d

Caudal de lama (caudal de sólidos) = 24 h/d x 537,8 kg/h = 12 908,16 kg/d (pela Equação 5).

Rendimento de produção de lama extraída (*excess sludge*)

(Equação 13)

$$\frac{\text{Caudal lama}}{CQO_{in} - CQO_{out}} = \frac{\frac{12\,907,2 \text{ kg sólidos}}{\text{dia}}}{(43\,365,3 - 13\,142,4) \text{ kg}} = \frac{0,427 \text{ kg sólidos}}{\text{kg removido}}$$

5.3.6 RETORNO DE LAMA

Retorno de lama (*return sludge*)

Caudal de retorno de lama = 584 L/s (computador de processo)

(Equação 14)

Caudal de retorno de lama = $584 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s} \times 3600 \text{ s/h} \times 24 \text{ h} = 50\,457,6 \text{ m}^3/\text{d}$

Concentração de sólidos no retorno de lama (MLSS) = 5209 mg/L (análise laboratorial)

(Equação 15)

Caudal de sólidos = $5209 \text{ mg/L} \times 50\,457,6 \text{ m}^3/\text{d} = 5209 \times 10^{-3} \text{ kg/m}^3 \times 50\,457,6 \text{ m}^3/\text{d}$
= 262 833,6 kg/d

Carga orgânica alimentada

$CQO_{in} = 1240 \text{ mg/L}$ (análise laboratorial)

Caudal $_{in} = 34\,972 \text{ m}^3/\text{d}$

$CQO_{in} = 43\,365,3 \text{ kg/d}$ (pela equação 7)

Relação entre o retorno de lama e a carga orgânica

(Equação 16)

$$\frac{\text{Caudal lama}}{\text{Carga orgânica}} = \frac{262\,833,6 \text{ kg} \frac{\text{lama}}{\text{dia}}}{43\,365,3 \text{ kg} \frac{\text{CQO}}{\text{dia}}} = \frac{6,1 \text{ kg sólidos}}{\text{kg CQO}}$$

5.3.7 CICLO DE RETORNO DE LAMA

Retorno de lama

Caudal de retorno de lama = $50\,457,6 \text{ m}^3/\text{d}$ (pela Equação 14)

Concentração de sólidos no retorno de lama = 5209 mg/L (análise laboratorial)

Caudal de sólidos = 262 833,6 kg/d (pela equação 15)

Produção de lama (*excess sludge*)

Caudal volumétrico de lama = 8,3 L/s

% sólidos na lama = 1,8 % (análise laboratorial)

Caudal de sólidos = 537,84 kg/h (pela Equação 4)

Tempo de operação = 24 h/d

Caudal de lama (caudal de sólidos) = 12 908,16 kg/d (pela equação 5)

Relação entre o retorno de lama e a lama extraída (ciclo de retorno de lama)

(Equação 17)

$$Cycle\ rate = \frac{Retorno\ Lama}{Excesso\ Lama} + 1 = \frac{262\ 833,6\ kg\ \frac{lama}{dia}}{12\ 907,2\ \frac{kg}{dia}} = 21,36\ d$$

Valor recomendado para o ciclo de retorno de lama: 20 – 25 dias (Aquaflow, 2006 b).

O ciclo de retorno de lama encontra-se dentro dos parâmetros indicados pelo fornecedor, embora ainda possa ser aumentado.

5.3.8 CARGA DIÁRIA DE SUBSTRATO (*VOLUMETRIC LOADING RATE*)

Carga orgânica alimentada (CQO)

CQO_{in} = 1240 mg/L (análise laboratorial)

Caudal_{in} = 34 972 m³/d

CQO_{in} = 43 365,3 kg/d (pela Equação 7)

Volume do reator (V)

$V = 13\,000\text{ m}^3$ (volume da bacia de arejamento)

Carga de substrato

(Equação 18)

$$\frac{CQO_{in}}{V} = \left(\frac{43365,3 \frac{Kg}{dia}}{13000 \frac{m^3}{dia}} \right) = 3,34 \text{ kg/m}^3$$

5.3.9 TEMPO DE RESIDÊNCIA NO REATOR

Volume do reator (V)

$V = 13\,000\text{ m}^3$

Caudal volumétrico do efluente

$Q_v = 35\,140\text{ m}^3/\text{d}$

Tempo de retenção

(Equação 19)

$$tr = \frac{V}{Q_v} = \left(\frac{13\,000\text{ m}^3}{\frac{35\,140\text{ m}^3}{\text{dia}}} \right) = 0,37\text{ dia} * \frac{24\text{h}}{\text{dia}} = 8,9\text{ h}$$

5.3.10 TEMPO DE RESIDÊNCIA NO REATOR + CLARIFICADOR

Volume do reator (V)

$V_1 = 13\,000\text{ m}^3$

Volume do clarificador secundário

Diâmetro da bacia = 64 m = r = 32 m

Profundidade na periferia = 4,25 m

(Equação 20)

$$V = \pi r^2 * 4,25 = 13\ 672,2\ m^3$$

Caudal volumétrico do efluente

$$Q_v = 35140\ m^3/d$$

Tempo de retenção

(Equação 21)

$$tr = \frac{V_1 + V_2}{Q_v} = \frac{13\ 000 + 13\ 672,2}{35\ 140} = 0,76\ \frac{m^3}{dia} * 24\ \frac{h}{dia} = 18,2\ h$$

5.3.11 TEMPO DE RESIDÊNCIA TOTAL DO EFLUENTE NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO SECUNDÁRIO

Volume do reator (V)

$$V_1 = 13\ 000\ m^3$$

Volume do clarificador secundário

$$V_2 = 13\ 672,2\ m^3$$

Volume da bacia de equalização

$$V_3\ \text{máximo} = 9000\ m^3$$

$$V_3\ \text{usado (estimativa)} = 7500\ m^3$$

Tempo de retenção

(Equação 22)

$$tr = \frac{V_1 + V_2 + V_3}{Q_v} = \frac{13\ 000 + 13\ 672,2 + 7500}{35\ 140} = 0,97\ \frac{m^3}{dia} * 24\ \frac{h}{dia} = 23,28\ h$$

5.3.12 TESTE DE SEDIMENTAÇÃO

Concentração de sólidos no retorno de lama (*return sludge* = RS)

RS = 5209 mg/L (análise laboratorial)

Volume de lama no teste de sedimentação (30 min)

SV = 963 mL/L (teste de sedimentação com proveta)

Índice volumétrico de lama (*sludge volume index*)

(Equação 23)

$$IVL = \frac{SV}{RS} = \frac{963 \frac{mL}{L}}{5209 \frac{mg}{L}} = \left(\left(963 \frac{mL}{L} \right) / \left(5,209 \frac{g}{L} \right) \right) = 185 \text{ mL/g}$$

Valores recomendados para o teor de sólidos no retorno de lama: RS <6 g/L (Aquaflow, 2006 b).

Valores recomendados para o teste de sedimentação: SV <200mL/L (Aquaflow, 2006 b).

Valores recomendados para o IVL: IVL < 80 mL/g (Aquaflow, 2006 b).

A análise do índice volumétrico de lamas é feita para prever as características de sedimentabilidade da lama.

Este valor deve ser inferior a 80 mL/g para indicar uma boa tendência para a sedimentação, devendo este parâmetro ser medido regularmente no decurso de operação. Se houver muitas bactérias filamentosas ou flocos de reduzida dimensão, a lama apresentará más condições de sedimentabilidade (IVL > 200 mL/g). O facto do valor obtido ser muitas vezes superior ao valor recomendado denota más condições de sedimentabilidade destas

lamas, devendo por isso alterar-se o sistema de forma a garantir a diminuição deste parâmetro e assim contribuir para o melhoramento da eficiência do processo

5.3.13 DOSAGEM DE NUTRIENTES

No caso do efluente da CELBI, só é feita a adição do nutriente azoto (N). A alimentação do nutriente fósforo (P) não é necessária, porque existe abundantemente no efluente. A alimentação de N é feita através da adição de ureia.

- **Dosagem de N**

Volume do tanque de ureia = $V = 30 \text{ m}^3$

Teste de rebaixamento do tanque: variação de 4,0 % em 24 horas (informação processual)

(Equação 24)

$Q_v = \text{Caudal volumétrico} = \text{Variação de volume} / \text{tempo} = \Delta V / t = \Delta h \times V / t = 4,0 / 100 \times 30 \text{ m}^3 / 24 \text{ h} = 0,05 \text{ m}^3 / \text{h}$

$D = \text{Densidade da solução de ureia} = 1,126 \text{ kg/L} = 1126 \text{ kg/m}^3$ (especificação do produto)

(Equação 25)

$Q_m = \text{Caudal mássico da solução de ureia} = Q_v \times D = 0,05 \text{ m}^3 / \text{h} \times 1126 \text{ kg/m}^3 = 56,3 \text{ kg/h}$
% de N na ureia = 20,5 % (especificação do produto)

(Equação 26)

$\text{Caudal de N} = 20,5 / 100 \times Q_m = 20,5 / 100 \times 56,3 \text{ kg} = 11,54 \text{ kg/h}$

Carga orgânica (CQO)

$\text{CQO} = 1240 \text{ mg/L}$ (análise laboratorial)

$\text{Caudal} = 34\,972 \text{ m}^3 / \text{d}$

$\text{CQO}_{in} = 43\,365,3 \text{ kg/d}$ (pela Equação 7)

Relação Carga Orgânica: Nutriente (CQO:N)

$$\text{CQO} = 43\,365,3 \text{ kg/d}$$

$$\text{N} = 11,54 \text{ kg/h}$$

$$\text{CQO:N} = 43\,365,3 \text{ kg/d}:11,54 \text{ kg/h} = 43\,365,3 \text{ kg/d}:11,54 \text{ kg/h} \times 24\text{h} = 43\,365,3 \text{ kg/d}:276,96 \text{ kg/d} \cong 200:1,28$$

Valores recomendados: CQO:N = 200:4 – 5 ou CQO:N = 250:3 (processo estabilizado),
(Aquaflow, 2006 b)

Nota-se que o valor encontrado é muito inferior ao recomendado, pelo que é imperativo adicionar mais azoto ao reator biológico e, desse modo, garantir o teor deste nutriente indispensável à biossíntese de novas biomoléculas e conseqüentemente à formação de novas células microbianas potenciadoras da remoção de carga poluente.

O valor de N no efluente final é analisado sob a forma de azoto amoniacal e nitrato, designados como azoto solúvel residual. Deve ser doseada ureia em quantidade suficiente para manter um teor constante de azoto solúvel no efluente final de 1,5 – 2,0 mg/L, consoante indicado pelo fornecedor.

6 ANÁLISE DE RESULTADOS E MELHORAMENTOS INTRODUZIDOS

Pela caracterização da estação de tratamento e através da análise dos cálculos dos parâmetros operacionais concluiu-se o seguinte:

- 1) Em primeiro lugar existe a limitação da capacidade do tratamento secundário, uma vez que não foi desenhado para operar com uma produção tão elevada. A solução para este problema pode eventualmente passar pela realização de investimentos avultados, nomeadamente a instalação de um novo reator biológico.
- 2) O controlo de oxigénio dissolvido estava a ser feito de forma manual, não havendo ajuste dos compressores em função do oxigénio dissolvido existente no reator MBP. Pelo fato do sistema de controlo de oxigénio não funcionar em modo automático e de os compressores trabalharem em modo manual, não se realizava corretamente o ajuste da instalação, pelo que é necessária a colocação de novos medidores de OD no reator MBP e Seletor 1, que por sua vez enviarão informação contínua para o controlo dos compressores.
- 3) Deve ajustar-se o controlo do pH do efluente enviado para bacia de emergência, para evitar choques químicos com licor no tratamento secundário, uma vez que este tipo de contaminação leva à destruição da vida, sendo necessário novamente tempo para formar as colónias.
- 4) A idade da lama secundária situava-se em 4,8 dias, valor que é manifestamente baixo face aos valores de referência indicados pela empresa que projetou o sistema de tratamento (pelo menos 12 a 14 dias). Assim sendo, estas lamas são consideradas “jovens” e levam à redução da eficiência do sistema e a problemas na sua sedimentação. Da literatura sabe-se que com a diminuição da idade da lama aumenta a instabilidade e a variabilidade de SST no efluente final, existindo um maior arrastamento de SST. Logo a idade lamas deve ser aumentada, o que se obtém diminuindo a extração de lamas e a recirculação para o reator.
- 5) A razão F/M encontrava-se nitidamente acima de 0,5 de kg CQO/kg MLSS/d, mais precisamente em 0,64 kg CQO/kg MLSS/d. Sabendo que a quantidade de biomassa que é

medida através do parâmetro MLSS deve estar em equilíbrio com a carga orgânica alimentada, medida através do parâmetro CQO, ajusta-se este rácio diminuindo a recirculação de lamas ao reator. Deve alterar-se a relação de recirculação ao reator para um valor entre 80 a 120 % do caudal de entrada segundo os dados do fabricante.

6) Mesmo com as atuais cargas, em setembro de 2011, o tratamento secundário possuía uma eficiência de 69,7% de redução de CQO, encontrando-se este valor acima do valor inicial de garantia que era de 60% (*vide* 5.3.3.). No entanto para obter reduções de cerca de 80%, a relação F/M terá que ser inferior a 0,5 kg CQO/kg MLSS, com base na informação do fornecedor.

7) A eficiência de remoção de SST em setembro de 2011 situava-se nos 78, 3%, cerca de 12% abaixo do valor de inicial de garantia que era de 90%. Este valor correspondia a cerca de 30 mg/L de SST na descarga do efluente. Durante o ano de 2011 a descarga de SST atingiu 58 mg/L. A eficiência da remoção de SST depende das características de sedimentabilidade das lamas, medidas através do parâmetro IVL.

8) O ciclo de retorno de lamas encontrava-se dentro do valor recomendado, sendo de 21,32 dias (deveria estar entre 20-25 dias).

9) O teste de sedimentação (IVL) apresentou um valor elevado de 185 mL/g, quando este valor deveria ser inferior a 80 mL/g para indicar uma boa tendência de sedimentação. Se existirem muitas bactérias filamentosas ou flocos de pequena dimensão, a lama apresentará más condições de sedimentabilidade. À medida que a carga de CQO aumenta, o IVL também aumenta, diminuindo a sedimentabilidade da lama, pelo que este parâmetro deve ser medido regularmente no decurso da operação.

10) No que diz respeito à dosagem de nutrientes, adiciona-se apenas azoto, na forma de ureia. A relação CQO:N estava muito baixa (200:1,28), o que pode ser a razão da existência de bactérias filamentosas. O consumo de ureia era de 11,54 kg/h. O valor de N no efluente final é analisado sobre a forma de azoto amoniacal e nitrato, designados como azoto solúvel residual. Em setembro de 2011 o residual era inexistente. Deve ser adicionada ureia suficiente para manter constante o azoto solúvel na descarga do efluente entre 1,5 a 2 mg/L.

11) Verificou-se não existir um controlo da altura da lama no clarificador secundário, o que se entendeu indispensável para a controlar a relação F/M e a idade das lamas, entre outros parâmetros.

Em virtude da conclusão parcial exposta em 11) houve necessidade de proceder à medição da altura do manto de lama no início do desenvolvimento do trabalho experimental de otimização. Este controlo era fundamental para avaliar a evolução das condições do clarificador face às alterações processuais a que o tratamento iria ser sujeito.

Para este efeito foi construído um medidor manual, utilizando uma mangueira, tal como se pode visualizar na Figura 6.1. A mangueira possui 6 metros de comprimento e foi marcada com diferentes alturas. Foi colocado um peso na sua extremidade para permitir que chegasse ao fundo do clarificador e funcionasse como sifão para a caleira de descarga que se encontrava a uma quota mais baixa do que a superfície do clarificador. O líquido entra para o interior da mangueira e por ação do peso, esta desce para o fundo do clarificador até atingir o manto de lama. Nessa altura observa-se o comprimento de mangueira que entrou no clarificador. Estas medições foram realizadas em quatro pontos diferentes, cujas marcações podem ser vistas na Figura 6.2. Com este equipamento foi possível realizar medições precisas da altura do manto e a partir deste momento foi criada uma variável processual para introdução destes valores nos relatórios de processo. Esta variável designada por 131AO072 “Altura de lama no clarificador” e passou a medida e introduzida no sistema de controlo uma vez por dia.

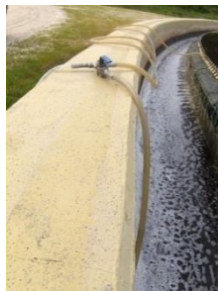


Figura 6.1- Medidor de altura de lamas (EP, 2012).

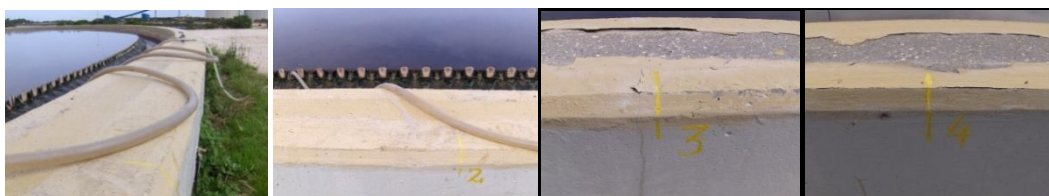


Figura 6.2 - Pontos de medição no clarificador (EP, 2012).

Depois de se ter construído o medidor procedeu-se à caracterização inicial da altura de lama. Observou-se que o manto de lamas estava com uma altura exagerada de 250 cm. Deste modo tornou-se necessário controlar a altura do manto para cerca de 25 % da altura do clarificador secundário (Aquaflow, 2006 a). Pela Tabela 5.3, uma vez que o clarificador secundário apresenta uma profundidade de 425 cm, pressupõe-se um manto de lamas equivalente a cerca de 110 cm. Assim, foi necessário retirar grande parte da lama do clarificador para posterior controlo da relação F/M. Só depois de efetuar estes dois acertos foi possível baixar a idade da lama, através da diminuição da recirculação e da extração da lama.

No sentido de resolver as questões atrás expostas, fizeram-se várias alterações processuais que se descrevem em seguida e que conduziram aos resultados apresentados nas Tabelas 6.1 e 6.2.

A) Aumentou-se o caudal de extração de lama secundária para desidratação para um valor de 25 m³/h, com o objetivo de baixar o manto de lama no clarificador secundário. Isto permitiu uma diminuição da altura de lama de 260 cm para 100 cm, tal como pode ser

visualizado na Tabela de resultados 6.1. Posteriormente foi reduzido o caudal de extração de lama para um valor compreendido entre 12 a 15 m³/h, com o objetivo de aumentar a idade das lamas.

B) No dia 10 de novembro foi parado um dos compressores. O objetivo desta paragem era avaliar o abaixamento da pressão de oxigénio nas membranas difusoras e assim tentar aumentar o oxigénio dissolvido no interior do reator. Realizou-se esta operação em simultâneo com a diminuição da temperatura no reator de 37° C para 31° C com o objetivo de aumentar a difusão do oxigénio. Verificou-se um aumento do oxigénio dissolvido, mas no entanto diminuiu o ritmo da divisão celular, o que se apresentou lógico, na medida em que a temperatura ótima de crescimento não estava a ser atingida.

C) Ao mesmo tempo que se aumentou o caudal de extração de lama secundária, baixou-se a recirculação de lama do clarificador para o seletor 1 do reator biológico, de 120 para 100%. Com estas duas operações baixou-se simultaneamente a relação F/M e aumentou-se a idade das lamas.

A relação F/M média entre o dia 3 de janeiro e o dia 20 de fevereiro foi de 0,37 kg CQO/kg MLSS. Tendo o fornecedor indicado um valor de 0,5 kg CQO/kg MLSS para o funcionamento ótimo do sistema e considerando o valor de partida de 0,64 kg CQO/kg MLSS, podemos concluir que as alterações processuais introduzidas deram resultado positivo.

D) Verificou-se que com o abaixamento da recirculação e da extração de lama, a idade da lama secundária começou a aumentar, tendo atingido um máximo de 14 dias no dia 16 de janeiro de 2012 (Tabela 6.1).

E) No dia 17 de janeiro surgiram colónias, que foram detetadas e registadas em vídeo pelo laboratório da empresa e que não apareciam há mais de dois anos no tratamento biológico. Este fato demonstrou que o sistema entrou em equilíbrio, uma vez que houve o aparecimento de populações de micro-organismos que não estavam presentes anteriormente, devido à idade das lamas ser muito baixa.

F) Devido ao fato da “idade da lama” ser uma das variáveis mais importantes para o controlo do processo de lama ativada e não existir qualquer indicação processual relativa,

foi criada a variável que consta da Equação 24, o que permitiu acompanhar a evolução da idade da lama *online* através do sistema de controlo de operação. Esta equação foi criada a partir de dados laboratoriais e de operação conhecidos, permitindo saber com grande precisão a idade das lamas e, assim, fazer uma avaliação imediata do estado do tratamento, tal como pode ser visto nas Figuras 6.3 e 6.4.

(Equação 24)

131-YF001

$$= \left((L_{ARE_SST}) * 13000 \right) * 0,001 \frac{(131 - CI - 585)}{(131 - FC - 642) * 1000} * \left(\frac{131 - CI - 585}{100} \right) + ((131 - FI - 053 * 24) * (L_{EF_SST_C}) * 0,001)$$

Em que:

L_{ARE_SST} → Sólidos Suspensos Totais na bacia de arejamento (mg/L)

13000 → Volume do reator (m³)

131-FC642 → Caudal de extração de lamas (m³/h)

131-CI585 → Consistência das lamas extraídas (m³/h)

131-FI053 → Caudal de efluente fabril (m³/h)

$L_{EF_SST_C}$ → Sólidos suspensos totais no efluente fabril (mg/L)

Estudo e Otimização da Estação de Tratamento Secundário da Celbi, S.A.



Figura 6.3 - Idade da lama biológica (EP, 2012).

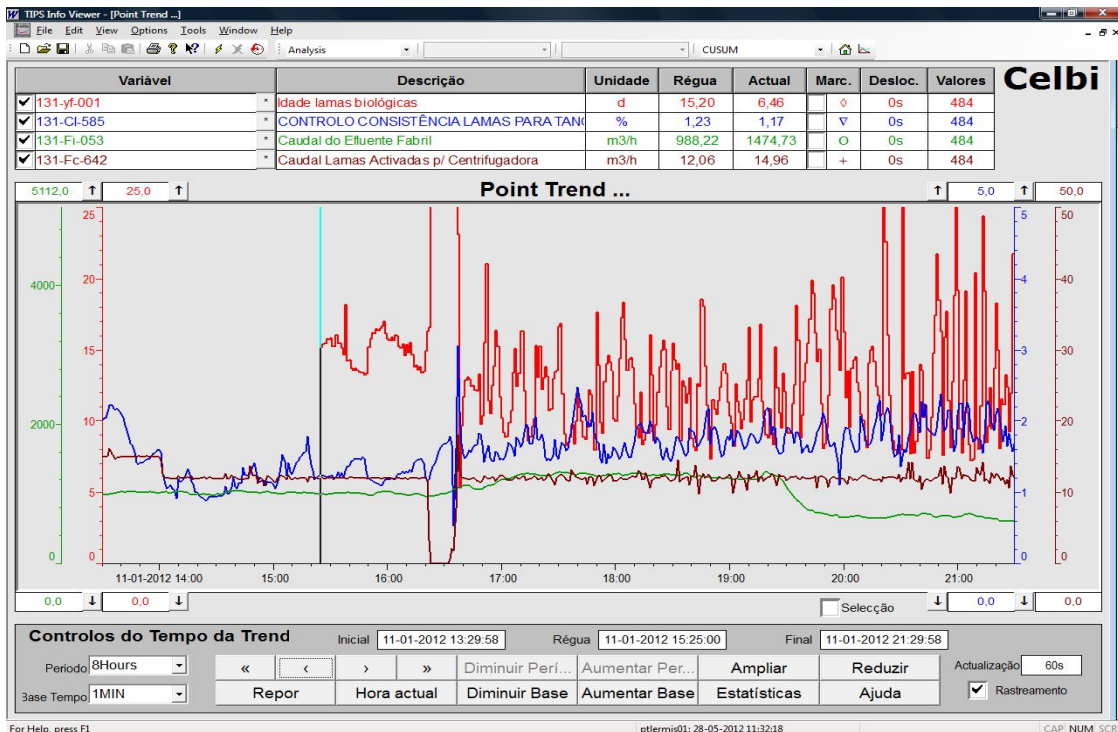


Figura 6.4 – Informação *online* da idade da lama biológica (EP, sistema controlo 2012).

Tabela 6.1 - Tabela de resultados finais (EP, 2012).

EFUENTE INICIAL (mg/L)		DATA		ALTUKALAMA NO CLARIFICADOR (cm)				RETORNO LAMAS (t- ξ CQO/kg MLSS) (mg/L)			IDADE LAMAS (dias)		EXTRACÇÃO (m ³ /h)		EFUENTE FINAL (mg/L)	
CBO ₅	CQO	SST	DATA	1(cm)	2(cm)	3(cm)	4(cm)	FM	MLSS	IVL			SST	CQO	CBO ₅	
476	1230	308	20.10.2011	235	235	255	260	0.63	5534	176			25	42	390	37
	1356	299	23.10.2011	225	225	225	225							23	293	
			25.10.2011	225	220	220	225	0.55	6416	151				26	319	
	1506	255	26.10.2011	205	205	215	210	0.54	6101	161			26	345		
	1410	216	28.10.2011	210	210	210	210	0.57	6557	148			27	413		
			04.11.2011	205	205	205	205	0.51	6297					35	534	40
	1010	250	07.11.2011	210	215	215	215	0.64		154				37	495	24
	786	159	16.11.2011	205	205	205	205	0.27	6564	146			12	34	313	34
	1110	226	23.11.2011	190	190	190	190	0.33	6387	149				25	254	
	486	1316	02.12.2011	150	150	150	150	0.53	5316	179				48	363	63
2438	738	19.12.2011	100	100	100	100	0.55	5346	122				48	394		
1040	335	26.12.2011	35	35	35	35	0.88	6145	80			15	147			
926	370	03.01.2012	40	40	40	40	0.38	5733	131				37	315	17	
		05.01.2012	70	70	70	70	0.41	5635	160				46	293		
690	117	06.01.2012	100	100	100	100	0.39						37	268		
876	106	09.01.2012	100	100	100	100	0.38	5435	114				44	234	17	
966	170	10.01.2012	100	100	100	100	0.47	5442	119				61	469		
790	246	12.01.2012	100	100	100	100	0.40	5547	176		10		43	548		
1030	200	13.01.2012	120	120	120	120	0.40	5828	129		12		36	319		
1096	331	16.01.2012	150	150	150	150	0.35	6923	130		14		41	374		
1036	168	17.01.2012	170	170	170	170	0.35	6955	108		12		37	467		
1040	396	19.01.2012	130	150	150	150	0.36	7816	122		11		58	618	47	
		25.01.2012	120	120	120	120	0.31	7951	107		8		131	527		
1216	327	28.01.2012	130	130	130	130					11		58	540	101	
1456	317	01.02.2012	100	100	100	100	0.33	9344	91		11		62	567	33	
1430	403	06.02.2012	90	90	90	90	0.32	10480	57		9		72	512	105	
1750	378	20.02.2012	90	90	90	90	0.35	9757	94		6		53	598	65	
1230	295	01.03.2012	90	90	90	90	0.62	7794	100		6		38	569		
1346	268	08.03.2012	30	30	30	30	0.58	6390	83		5		116	628		
1246	304	15.03.2012	25	25	25	25	0.60	6302	94		5		38	460		
		25.03.2012	25	25	25	25	0.51	6710	85		5					

Os dados do dia 28.01.2012 são desprezados para efeito de cálculo., por ter apresentado comportamento atípico

Tabela 6.2 - Tabela de resultados finais entre setembro de 2011 e agosto de 2012 (EP, 2012).

	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maio	Junho	Julho	Agosto
Sedimentador1												
SST(mg/L)	69	130	117	201	239,5	228,3	131,3	115	169,8	137,3	120	69
Efluente entrada												
SST(mg/L)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	162				266	385						193
CQO (mg/L)	1240	nd	nd	nd	1125	1423	nd	nd	nd	nd	nd	1077
Caudal (m ³ /dia)	34972	nd	nd	nd	32090	30731	nd	nd	nd	nd	nd	38987
Efluente saída												
SST(mg/L)	35	42	39	81	44	64	66	72	72	71	70	52
CQO(mg/L)	374	453	395	666	432	572	509	442	543	593	452	390
Caudal(m ³ /dia)	35140	33676	34138	31403	33175	31552	34670	36349	36996	36856	36828	38907
Remoção CQO (%)	69,7	nd	nd	nd	60,3	58,7	nd	nd	nd	nd	nd	63,8
Remoção SST (%)	78,3	nd	nd	nd	82,9	82,9	nd	nd	nd	nd	nd	73,1
Prod. Pasta (ton/dia)	1725	1788	1728	1773	1670	1897	1825	1791	1830	1670	1831	1760

nd – Não definido.

Da análise da Tabela 6.1, verificou-se que com o aumento da idade da lama secundária, o IVL baixou para 114,5 mg/L, tendo melhorado a sedimentação, o que levou a uma redução de SST no efluente final, tendo-se obtido um valor médio de 48,9 mg/L, entre o dia 3 de janeiro e o dia 20 de fevereiro. Relativamente aos parâmetros de CQO e CBO₅ no efluente final, o valor médio obtido na mesma altura foi de 424,9 mg/L e 53,3 mg/L respetivamente.

O aumento da concentração de MLSS favorecia a idade da lama, bem como o aumento da sedimentabilidade.

Durante o estágio aumentou-se sistematicamente a quantidade de ureia adicionada ao tratamento secundário. Passou-se de cerca de 4% no início para 9 % de consumo diário de um tanque de 30 m³ de capacidade, tendo o consumo de ureia aumentado de 11,54 kg/h para 25,97 kg/h. A relação CQO:N passou de 200:1,28 para 200:2,86, próximo do valor mínimo indicado para o processo estabilizado (200:3).

Na Tabela 6.2 pode-se verificar que mesmo com um aumento de SST 3,5 vezes superior no sedimentador 1, comparando o mês de setembro 2011 com os meses de janeiro e fevereiro de 2012, com as alterações processuais introduzidas, foi possível obter taxas de remoção de SST de 82,9% e taxas de remoção de CQO de 60,3% e 58,7% (janeiro, fevereiro respetivamente). Estes resultados demonstram uma boa reação do tratamento secundário relativamente à remoção de SST, tendo aumentado esta eficiência em 4,6%. Quanto à eficiência de remoção de CQO parece que não foi possível atingir taxas de remoção mais elevadas, o que se deve aos elevados caudais a tratar, bem como aos elevados teores de CQO nesses efluentes.

Pode-se ainda verificar da análise da Tabela 6.2, que quanto mais baixo for o valor de SST à saída do sedimentador 1, menores serão os valores de SST e CQO na descarga do efluente.

7 CONCLUSÃO

Após a caracterização do estágio foi possível ficar a conhecer profundamente a estação de tratamento da Celbi, S.A., o que, completado com os conhecimentos teóricos sobre o funcionamento e operação de estações de tratamento biológico permitiu criar sensibilidades para a sugestão de alterações processuais conducentes a um melhor desempenho no tratamento do efluente fabril.

A construção de um medidor manual da altura das lamas veio permitir, pela primeira vez, a medição deste parâmetro de controlo e doravante a realização de medições sistemáticas em 4 pontos distintos do clarificador secundário e a criação de uma nova variável processual (designada por 131AO072) para introdução dos valores lidos nos relatórios de processo e assim facilitar o controlo de operação do sistema.

As modificações processuais conduziram à alteração de alguns parâmetros de controlo da estação de tratamento secundário para valores muito mais próximos dos valores recomendados pela empresa que projetou e instalou o sistema de tratamento de efluentes, nomeadamente:

- a diminuição da altura de lamas no clarificador, que passou de um valor de um valor muito exagerado de 250 cm para um valor de 100 cm, mais lógico para um equipamento com 425 cm de profundidade;
- o aumento da idade das lamas, inicialmente demasiado jovens, passando de 4,8 dias para 14 dias;
- a diminuição da razão F/M, originalmente muito elevada, que baixou de 0,64 kg CQO/kg MLSS/dia para 0,37 CQO/kg MLSS/dia;
- a diminuição do IVL de 185 mL/g para valores entre 80 e 94, que se repetiram várias vezes, tendo-se até atingido pontualmente o valor de 57 mL/g;

- o melhoramento da relação CQO:N, que passou de um valor notoriamente baixo de 200:1,28 para um valor de 200:2,86, mais apropriado para um processo estabilizado.

Com as alterações processuais introduzidas, foi possível incrementar a taxas de remoção de SST, tendo-se obtido no final valores de 82,9%, superiores aos valores de eficiência registados no início do trabalho, obtidos para caudais bastante inferiores de efluente a tratar.

Em relação à eficiência de remoção de CQO não foi possível ultrapassar a eficiência inicialmente determinada de 69,7%, o que se deve, certamente, aos elevados caudais a tratar e respetivos teores elevados de CQO.

Como conclusão final pode afirmar-se que, embora o tratamento secundário esteja fisicamente limitado, não sendo possível obter alguns valores de garantia iniciais dados pelo fornecedor, é possível otimizar o tratamento com um controlo mais apertado das variáveis de processo e assim obter valores de desempenho bastante bons, tendo em conta que a estação de tratamento secundário foi projetada para uma produção de apenas 300 000 ton/ano e que atualmente a produção se encontra num valor de 640 000 ton/ano.

8 BIBLIOGRAFIA

Aquaflow, *Training of Operation and Maintenance MBP Reator and Secondary Clarifier*, Veolia Water, StoraEnso Fine Paper, Celbi Pulp Mill, Portugal, **2006 a**.

Aquaflow, *Training of Operation and Maintenance Neutralisation and Equalisations Basins*, Veolia Water, StoraEnso Fine Paper, Celbi Pulp Mill, Portugal, **2006 b**.

Aquaflow, *Training of Operation and Maintenance AF-Screen*, Veolia Water, StoraEnso Fine Paper, Celbi Pulp Mill, Portugal, **2006 c**.

Bento, A.P., Sezerino, P. H., Barbosa, T. C. e Philippi, L. S., *Comparação entre Modelos Adaptados ao Diagnóstico do Tratamento de Esgotos por Lodos Ativados, Baseados em Parâmetros Biológicos*, VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Victória, **2002**.

Bitton, G., *Wastewater microbiology*, 3rd, Wiley-Liss, **2005**.

Biermann, C.J., *Essentials of Pulping and Papermaking*, San Diego, Academic Press, Inc., California, **1993**.

Biermann, C.J., *Handbook of Pulping and Paper*, 2nd ed., Academic Press, New York, **1996**.

Celbi, Celulose da Beira Industrial (CELBI S.A.) Altri, *Relatório de Sustentabilidade*, Leirosa, **2011 a**.

Celbi, *História da Empresa*, disponível <http://www.celbi.pt/>, acedido 15 de dezembro, **2011 b**.

Celpa, *Boletim Estatístico, Industria Papeleira Portuguesa*, Lisboa, **2011**.

Celbi, *Produção de Pasta, Licores e Energia*, Departamento de Sistemas de Gestão, Leirosa, **2010**.

Celbi, *Estação de Tratamento de Efluentes*, Departamento de Sistemas de Gestão, Leirosa, **2006 a**.

Celbi, *Curso de Formação: Instruções de Operação de Tratamento Secundário de Efluentes*, Departamento de Sistemas de Gestão, Leirosa, **2006 b**.

Celbi, *Aspetos Gerais sobre Poluição e Controlo Ambiental*, Departamento de Sistemas de Gestão, Leirosa, **1999 a**.

Celbi, *Aspetos Gerais sobre a Poluição Líquida nas Fábricas de Pasta de Papel*, Departamento de Sistemas de Gestão, Leirosa, **1999 b**.

Eikelboom, D.H. *Process Control of Activated Sludge Plants by Microscopic Investigation*, 1st edition, ASIS, **2000**.

Ek, M., Gellerstedt, G. and Henrikson, G., *Pulp and Paper Chemistry and Technology*, 1st Edition, IWA Publishing, London, **2009**.

Ferreira, W.F.C., Sousa, J.C.F. e Lima, N. *Microbiologia*, Lidel, Ed. Técnicas, Lisboa, **2010**.

Giordano, G. *Avaliação Ambiental de um Balneário e Estudo de Alternativa para Controle da Poluição Utilizando o Processo Eletrolítico para o Tratamento de Esgotos*. Niterói – RJ, 1999. 137 p. Dissertação de Mestrado (Ciência Ambiental) Universidade Federal Fluminense, **1999**.

Hogetsu, A., Ogino, Y. e Takemika, T. *Technology Transfer Manual of Industrial Wastewater Treatment*, Ministry of Environment- Government of Japan, Tokyo, **2003**.

Jordão, P., *Manual de Operação do Tratamento Secundário*, Departamento de Sistemas de Gestão, IOP 131.01.03, Celbi, Leirosa, **2006 c**.

Jenkins, D., Richard, M.G. e Daigger, G.T. *Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming*, 2nd Edition, Lewis Publishers, Michigan, **1993**.

klopping, Paul H., Marshall, Richard H., Richard, Michael G., *Activated Sludge Operations for Pulp & Papermills*, Callan and Brooks Publishing, Oregon, **1995**.

Lemos, J.F., Descrição Resumida do Processo de Fabrico, Departamento de Sistemas de Gestão, IOP 000.02.01, Celbi, Leirosa, **2009**.

Lima, N. e Mota, M., *Biotechnologia - Fundamentos e Aplicações*, Lidel-Edições Técnicas, Lisboa, **2003**.

Mara.D e Horan.N.J. *The Handbook of Water and Wastewater Microbiology*, Academic Press, London, **2003**.

Metcalf & Eddy, *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*, 3rd ed., McGraw-Hill International Editions, New Dehli, **1995**.

Pelczar, M., Reid, R. e Chan, E.C.S. *Microbiologia*, volume II, McGraw-Hill, S. Paulo, trad. de Manuel Adolpho May Pereira, **1981**.

Quercus, *Tratamento de Águas Residuais*, disponível <http://www.Quercus.pt/>, acessido 12 março, 2012.

Rebola, J., *Micro-Organismos Importantes- Informações de Caracter Geral*, Departamento de Sistemas de Gestão, IOP 131.10.03, Celbi, Leirosa, **2005 a**.

Rebola, J., *Processos Bioquímicos*, Departamento de Sistemas de Gestão, IOP 131.01.04, Celbi, Leirosa, **2005 b**.

Rebola, J., *Descrição Estação de Tratamento Primário e Secundário*, Departamento de Sistemas de Gestão, IOP 131.01.01, Celbi, Leirosa, **2007**.

Soddell, J.A., Seviou, L.R.J., *Journal of Applied Bacteriology, Microbiology of Foaming in Activated Sludge Plants*, 69, **1990**.

Tortora, G.J., Funke, B.R. e Case, C.L. *Microbiologia*, 8ª ed., Artmed Editora S.A., Porto Alegre, Brasil, Trad. Roberta M. Martins, **2005**.

Willey, J.M., Sherwood, L.M. e Woolverton, C.J. *Prescott, Harley e Klein's Microbiology*, 7th ed., McGraw-Hill, USA, **2008**.