

U. PORTO

FEUP FACULDADE DE ENGENHARIA
UNIVERSIDADE DO PORTO

TRATAMENTO DE ÁGUA E DE ÁGUAS RESIDUAIS

MANUAL DE APOIO

Novembro de 2023

Ficha Técnica

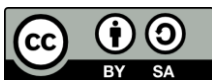
Projeto Gráfico. Norcópia
1.ª edição. 2023

ISBN. 978-972-752-302-3

DOI. <https://doi.org/10.24840/978-972-752-302-3>

© Cristina Santos. 2023

© Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto
Rua Dr. Roberto Frias. 4200-465 Porto



Este livro é publicado eletronicamente e está licenciado sob a Licença Creative Commons Atribuição – Partilha 4.0 Internacional.

Para ver uma cópia desta licença, visitar <https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/> ou contactar: Creative Commons, PO Box 1866, Mountain View, CA94042, USA.

Qualquer parte desta publicação pode ser consultada, copiada e reproduzida livremente, de acordo com os termos da Licença.



Agradecimento

A autora expressa um sincero agradecimento ao Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, pelo apoio financeiro na edição deste manual, e a todos os alunos e colegas docentes que leram atentamente os textos de apoio que lhe deram origem, contribuindo assim para a sua melhoria em diversos aspetos.

Prefácio

O presente Manual tem como objetivo compilar informações essenciais para o estudo de soluções de tratamento de água e de águas residuais em áreas urbanas e resulta da experiência letiva e pedagógica da Doutora Engenheira Cristina Maria Monteiro dos Santos como docente das unidades curriculares das áreas de Civil (Hidráulica) e de Ambiente - enquadrada no leccionamento dos Mestrados Integrados da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, e como profissional neste domínio da engenharia.

Ao longo dos diversos capítulos, são introduzidos os conceitos base dos processos que compõem os sistemas de tratamento, assim como noções fundamentais e essenciais para desenvolvimento do correspondente projeto e, também, à posterior fase de exploração. Os temas apresentados são complementados pela experiência técnica da autora e por diversos exemplos, devidamente ilustrados e referentes a casos reais.

Não é intuito deste Manual substituir a bibliografia da especialidade, mas sim apoiar o estudo desta área complexa e ampla da engenharia. Os leitores são, por isso, convidados a seguir as referências indicadas, sempre tenham a necessidade de aprofundar os conceitos apresentados.

Neste âmbito, o Manual expõe de forma clara, os princípios gerais e alguns específicos relativos aos processos comuns de tratamento de água (nomeadamente filtração e desinfecção) no capítulo 1, com o respetivo enquadramento legal e com a indicação dos elementos de base necessários ao dimensionamento. O capítulo 2, mais desenvolvido, é dedicado ao tratamento de águas residuais – considerando sistemas de tratamento físicos, químicos e biológicos, bem como alguns com características baseadas em soluções naturais, com referência a diversos aspetos fundamentais, como as considerações de base para um projeto, o seu desenvolvimento, os processos de tratamento, a gestão dos subprodutos (controlo e minimização de odores, e gestão de lamas) e o desenvolvimento hidráulico e mássico ao longo de todas as componentes constituintes de uma instalação de tratamento de águas residuais.

Por isso, considero o conteúdo do presente Manual, como um excelente apoio para o estudo destas matérias, constituindo uma referência a consultar, em particular para quem se inicia ou pretende um maior enquadramento nesta área de conhecimento – muito atual e de interesse prático imediato.

Porto, abril de 2023,

J. Tentúgal Valente

Professor Associado Aposentado - FEUP

TRATAMENTO DE ÁGUA E DE ÁGUAS RESIDUAIS

MANUAL DE APOIO

Novembro de 2023

Cristina Santos

PhD, Professora Associada Convidada

Faculdade de Engenharia da universidade do Porto

Nota da autora:

As considerações de dimensionamento apresentadas neste manual são as que contam na bibliografia de referência para os temas abordados, listada no final de cada capítulo. Recomenda-se a leitura desses documentos no caso de se pretender aprofundar conhecimentos relativos aos aspetos aqui descritos.

Esta primeira edição constitui uma base que se pretende desenvolver no futuro, com atualizações relevantes a incluir em futuras edições, resultantes da investigação em curso nesta área.

ÍNDICE

1.	TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO.....	5
1.1.	PROCESSOS DE TRATAMENTO.....	7
1.2.	FILTRAÇÃO	10
1.2.1.	Filtros lentos	14
1.2.2.	Filtros Rápidos.....	15
1.2.3.	Perda de carga.....	18
1.2.4.	Meios especiais de filtração	19
1.3.	DESINFEÇÃO DE ÁGUA PARA CONSUMO	20
1.3.1.	Desinfeção com cloro.....	22
1.3.2.	Desinfeção com Ozono	28
1.3.3.	Outros processos de desinfeção.....	29
1.4.	REFERÊNCIAS	31
2.	TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS	32
2.1.	Projeto de ETAR.....	34
2.1.1.	Fases de projeto.....	38
2.1.2.	Coordenação de projeto	41
2.1.3.	Assistência técnica	42
2.2.	ELEMENTOS BASE DE PROJETO.....	42
2.2.1.	População e caudais	42
2.2.2.	Concentrações e cargas poluentes.....	51
2.3.	PROCESSOS DE TRATAMENTO.....	52
2.4.	DIMENSIONAMENTO DA FASE LÍQUIDA.....	56
2.4.1.	Obra de entrada	56
2.4.2.	Tratamento preliminar	62
2.4.3.	Tratamento primário	70
2.4.5.	Fases de tratamento posteriores.....	80
2.5.	SUBPRODUTOS DO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS	81
2.5.1.	Produção e caracterização das lamas de ETAR	82
2.5.2.	Tratamento de lamas.....	83
2.5.3.	Destino final.....	98
2.6.	DESODORIZAÇÃO	101
2.6.1.	Confinamento e remoção de ar contaminado	105
2.6.2.	Tratamento de ar contaminado	108
2.6.3.	Dimensionamento de sistemas de desodorização.....	114
2.7.	PERFIL HIDRÁULICO.....	118
2.8.	SISTEMAS NATURAIS DE TRATAMENTO	120

2.8.1. Lagunagem.....	120
2.8.2. Leitões de macrófitas (wetlands).....	130
2.9. REFERÊNCIAS	137
ANEXO.....	139

1. TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

O abastecimento de água para consumo em Portugal atinge, hoje em dia, uma cobertura de quase 100% (Figura 70). Isto significa que a água potável chega a praticamente todas as portas das edificações do nosso país (as exceções são geralmente relacionadas com a resistência à mudança e com localizações geográficas remotas). Este cenário traz garantias de saúde pública pela segurança no consumo, graças também a um controlo frequente e regulado da qualidade da água abastecida.

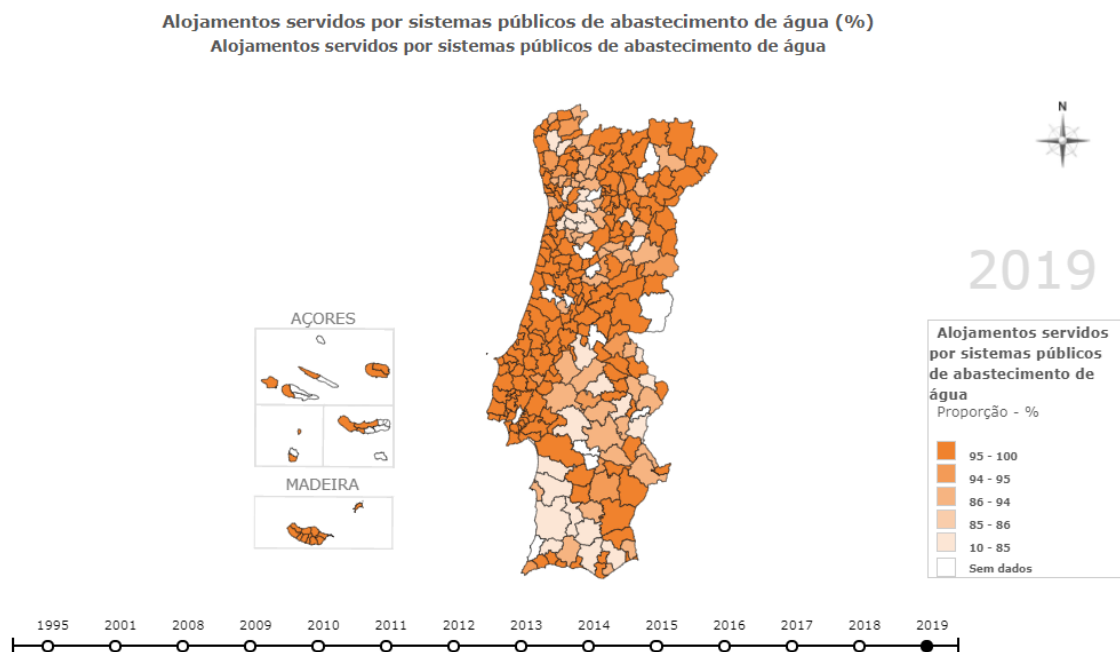


Figura 1 – Populações com abastecimento de água em 2019 (Fonte: www.pordata.pt).

Os desafios que agora se colocam aos sistemas de abastecimento têm a ver com a otimização das redes e a sua adaptação face às alterações no padrão do consumo. Uma forma de rentabilizar os sistemas é atribuir diferentes níveis de qualidade a diferentes tipos de uso, sendo que água de excelente qualidade é frequentemente usada em fins menos nobres.

A água distribuída pelas redes de abastecimento tem origem em linhas de água superficiais, subterrâneas ou em águas marítimas (com é o caso da Ilha de Porto Santo, na Região Autónoma da Madeira). Para além destas origens mais tradicionais, começam a surgir origens alternativas como a utilização de águas tratadas em ETAR, o aproveitamento das águas pluviais e a reutilização das águas cinzentas (produzidas em lavatórios, banheiras e chuveiros). No entanto, seja qual for a origem, para se atingir determinado nível de qualidade da água para consumo (que pode ser diferente, dependendo do fim a que se destina) é necessário proceder ao seu tratamento. No caso da água para consumo humano (ingestão, higiene, confeção de alimentos) os valores de qualidade mínimos admissíveis são os que constam na última coluna da Tabela 1.

Tabela 1 – Excerto dos limites de qualidade estipulados na legislação em vigor (adaptado de (Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de agosto, 1998) e (Decreto-Lei n.º 152/2017 de 7 de dezembro, s.d.)).

PARÂMETRO	DL 236/98		DL 152/2007 Qualidade da água para consumo humano
	Águas superficiais ⁽¹⁾ (classe A1, VMA)	Águas para rega	
pH	6,5 a 8,5	4,5 a 9,0	6,5 a 9,5
Cor (mg/L, escala Pt-Co)	20	-	20
SST (mg/L)	25	60	-
Temperatura (°C)	25	-	-
Condutividade (mS/cm, 20oC)	1000	-	2,5
Cheiro (Factor de diluição, a 25oC)	3	-	3
Nitratos (mg/l NO ₃)	50	50	50
Fluoretos (mg/l F)	1,5	15	1,5
Ferro (mg/l Fe)	0,3	5,0	0,2
Manganês (mg/l Mn)	0,05	10	0,05
Cobre (mg/l Cu)	0,05	5,0	2,0
Boro (mg/l B)	1,0	3,75	1,0
Níquel (mg/l Ni)	-	2,0	0,020
Arsénio (mg/l As)	0,05	10	0,010
Cádmio (mg/l Cd)	0,005	0,05	0,005
Crómio (mg/l Cr)	0,05	20	0,050
Selénio (mg/l Se)	0,01	0,05	0,010
Mercúrio (mg/l Hg)	0,0010	-	0,001
Cianetos (mg/l CN)	0,05	-	0,050
Sulfatos (mg/l So ₄)	250	575	250
Cloretos (mg/l Cl)	200	70	250
Pesticidas totais (mg/l)	1,0	-	0,50x10 ⁻³

⁽¹⁾ destinadas à produção de água para consumo humano.

Em resumo, pode-se sintetizar os objetivos do tratamento da água para consumo, em três aspetos fundamentais:

- Receber e tratar a água captada, na quantidade necessária para o abastecimento da população a jusante, incluindo eventuais perdas ao longo do processo de tratamento e de abastecimento;
- Atribuir à água a qualidade necessária para os usos a jusante, incluindo meios de desinfecção suficientes para garantir a ausência de microrganismos no percurso da água até ao ponto de consumo;
- Gerir e valorizar os subprodutos gerados no processo de tratamento.

1.1. PROCESSOS DE TRATAMENTO

Os processos de tratamento atribuídos à água destinada aos sistemas de abastecimento são definidos com base no tipo de água captada e nos objetivos de qualidade necessária para os usos pretendidos. Para além disso, é necessário ter em conta requisitos físicos e económicos, versatilidade do tratamento e a otimização do processo na fase de exploração (baixo consumo de produtos e de energia).

Um sistema de tratamento de água destinada ao consumo humano (ingestão, higiene, confeção de alimentos) deverá produzir uma água sem cor, turvação, cheiros, pesticidas e com um pH e teores de cálcio e alcalinidade adequados ao organismo humano. Terá ainda de ser desinfetada para eliminar os microrganismos presentes, nomeadamente colónias de coliformes fecais (com origem em descargas de águas residuais não tratadas ou insuficientemente tratadas nas linhas de água, por exemplo). Para se atingir estes objetivos, geralmente são definidas as etapas de tratamento descritas no Quadro 1 e no Quadro 2.

Recentemente, processos membranares como osmose inversa, nanofiltração e a eletrodialise têm sido aplicados com sucesso no tratamento de água mas precisam ainda de uma acentuada redução de custos de exploração que os tornam ainda pouco viáveis.

A água de lençóis subterrâneos muito profundos tem geralmente uma excelente qualidade, apresentando uma composição constante num mesmo lençol, sendo menos vulnerável à poluição que a água de camadas menos profundas. De um modo geral, a água subterrânea não contém oxigénio dissolvido. Podem encontrar-se neste tipo de água algumas substâncias como o gás carbónico, ferro, manganês, amónia ou ácidos húmicos e mais raramente nitratos e pesticidas (em zonas onde se pratica uma agricultura intensiva).

Quadro 1 – Processos mais comuns de tratamento de águas de captações subterrâneas, destinadas ao consumo humano.

Tipo de captação: ÁGUAS SUBTERRÂNEAS
Arejamento para oxigenar e retirar gás carbónico.
Filtração através de areia para eliminar ferro e manganês e eventualmente amónia.
Desinfeção para garantir a qualidade bacteriológica durante a adução até à distribuição. A desinfeção é realizada geralmente com cloro através de uma solução de hipoclorito de sódio (NaOCl).
Tratamentos específicos para eliminação de nitratos e pesticidas (por exemplo, remoção de azoto e filtração em carvão ativado granular, respetivamente).

Quadro 2 – Processos de tratamento mais comuns de águas de captações superficiais, destinadas ao consumo humano.

Tipo de captação: ÁGUAS SUPERFICIAIS
Flotação para eliminar as microalgas presentes na água, que se vão acumulando na superfície do flutador e são removidas por uma ponte raspadora (sendo enviadas para a câmara de mistura de lamas). É uma tecnologia de tratamento cada vez menos usada, tendo sido ultrapassada pela pré-oxidação com ozono.
Pré-ozonização (pré-oxidação com ozono): para retirar alguma cor à água, oxidar o ferro, manganês e compostos organoclorados presentes na água, como os hidrocarbonetos dissolvidos e detergentes. Permite controlar os cheiros e sabores, assim como destruir microalgas que persistam e reduzir o potencial de formação de organoclorados (compostos cancerígenos).
Controlo da alcalinidade da água (injeção de agente regulador de pH) porque geralmente, a água de origem superficial apresenta algum teor em anidrido carbónico (CO ₂), conferindo-lhe alguma acidez. Para a correção dessa acidez, utiliza-se água de cal agente regulador de pH. O controlo da alcalinidade da água deve ser feito antes do processo de mistura rápida, uma vez que este é afetado pelo pH, o que, por conseguinte, afeta a dose de coagulante.
Coagulação (mistura rápida): neste processo é adicionado coagulante (sulfato de alumínio), injetado à entrada da mistura rápida para promover a formação de coágulos através da desestabilização das partículas, seguida da sua agregação. A adição de sulfato de alumínio permite igualmente diminuir a dose de polieletrólito adicionado na floculação.
Floculação (mistura lenta): na caixa de saída da câmara de mistura rápida é injetado polieletrólito, o qual permite promover a consistência do coágulo e diminuir a dose de coagulante adicionado. A floculação permite formar flocos sobre os quais a maior parte das matérias em suspensão se vão fixar.

<p>Decantação: permite a separação entre a fase líquida (água) e a sólida (flocos formados nas etapas anteriores, originando lamas) por ação da gravidade.</p>
<p>Filtração: a filtração é responsável pela redução do número de bactérias e pela remoção de impurezas em suspensão na água. Permite a eliminação dos flocos restantes assim como eventualmente o azoto amoniacal ainda presente.</p>
<p>Ozonização intermédia: desinfecção com ozono, oxidando grande parte da matéria orgânica.</p>
<p>Filtração em Carvão Ativado Granular (CAG) importante para remover orgânicos, como os pesticidas (cuja eficiência de remoção é de 100%). Permite também eliminar fenóis e toxinas, bem como substâncias que podem conferir odores e sabores desagradáveis à água.</p>
<p>Desinfecção permite eliminar bactérias residuais e proteger a água de possíveis recontaminações durante o seu trajeto até ao consumidor. A desinfecção é realizada geralmente com cloro através de uma solução de hipoclorito de sódio (NaOCl) de fácil preparação, económica e com armazenamento pouco complexo do ponto de vista da segurança (em comparação com o cloro gasoso, por exemplo). No entanto, apresenta a desvantagem de na presença de matéria orgânica formar organoclorados – trihalometanos (compostos potencialmente cancerígenos). Contudo, nesta fase de tratamento da água, desinfecção final, pressupõe-se que a água já se encontra isenta de matéria orgânica ou, pelo menos, com um número muito reduzido.</p>

A composição da água superficial é mais variável. Contém oxigénio dissolvido, bactérias e matérias em suspensão (turvação), como algas e substâncias orgânicas que podem originar problemas de odores e sabores.

De acordo com o Decreto-Lei 236/98 de 1 de agosto, as captações superficiais usadas para produção de água para consumo humano são classificadas nas categorias A1, A2 e A3, sendo a categoria A1 correspondente às águas que apresentam qualidade superior. A exigência dos processos de tratamento está assim dependente da classificação do local de captação sendo definido, no referido Decreto-Lei, os seguintes esquemas tipo:

- Classe A1 – tratamento físico e desinfecção;
- Classe A2 – tratamento físico e químico, e desinfecção;
- Classe A3 – tratamento físico, químico de afinação e desinfecção.

A Figura 2 apresenta um exemplo real do sistema de tratamento da ETA de Lever, que capta água na albufeira da barragem de Crestuma-Lever no rio Douro. Segundo a Águas de Portugal, nesta estação de tratamento produzem-se em média 270 000 m³ de água por dia para abastecer as regiões do Grande Porto e parte do Vale do Sousa, abrangendo 1,39 milhões de pessoas.

As lamas produzidas nas diferentes fases do processo são pré-tratadas na própria ETA (submetidas normalmente a um processo de espessamento e desidratação) e seguem para destino final autorizado. Para além da tradicional deposição em aterro sanitário, são já muitos os diferentes destinos dados a estas lamas como uso em processos industriais ou o tratamento de águas residuais, por exemplo.

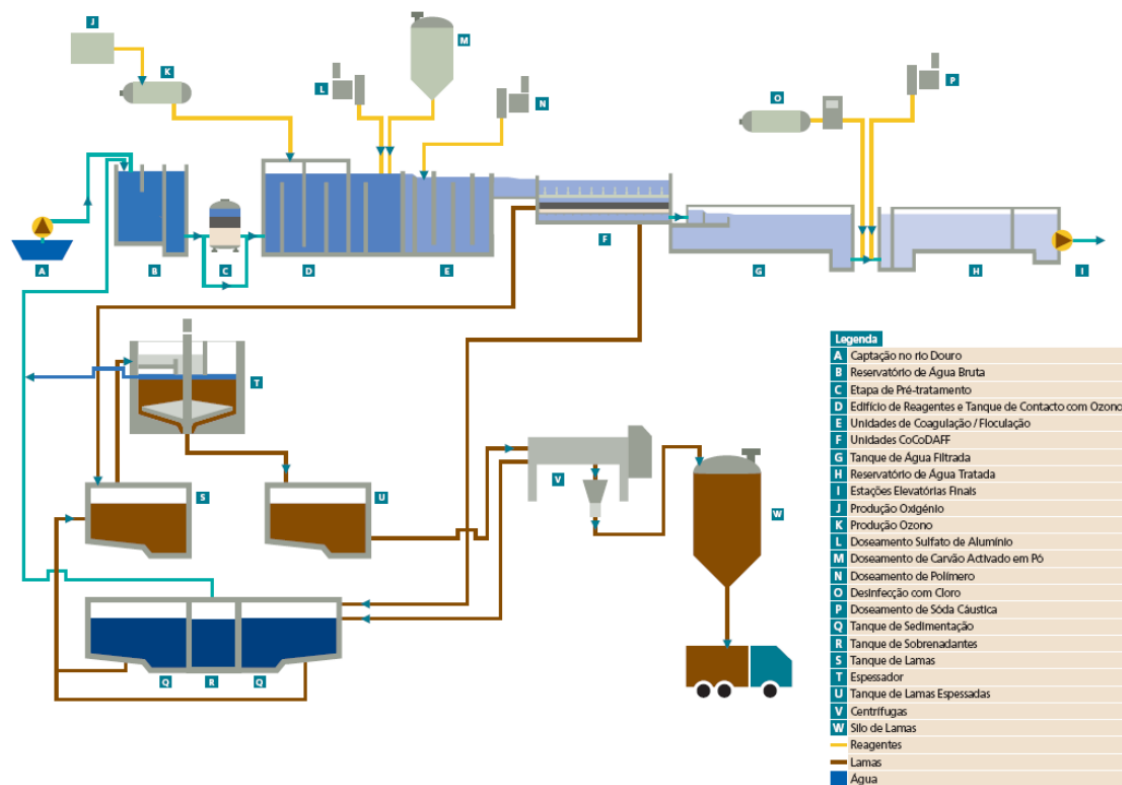


Figura 2 – Esquema de tratamento da ETA de Lever (Fonte: <https://proarecursoshidricos.wordpress.com/>).

1.2. FILTRAÇÃO

A filtração tem como objetivo principal fazer a separação dos sólidos presentes em determinado fluído por passagem em meio filtrante que os retém. As características do meio filtrante determinam o grau de eficácia deste processo e o tipo (dimensão) das partículas que ficam retidas.

Os sólidos retidos podem ser os resíduos provenientes do local de captação e também flocos e precipitados (como os de ferro e manganês) resultantes de eventuais processos de coagulação-floculação e precipitação a montante.

Este tipo de tratamento pode também ser utilizado na etapa de tratamento terciário de estações de tratamento de águas residuais, no caso de descarga em meio sensível ou de reutilização da água tratada.

A filtração das águas pode ser feita por dois métodos (Brito, et al., 2010):

- filtração sobre suporte (filtração à superfície), efetuada através de um material filtrante introduzido no início de cada ciclo de operação, formando uma camada porosa sobre um suporte fixo;
- filtração em leito granular, normalmente constituído por camadas de areia ou antracite. Meios mistos, desestratificados e meios sintéticos são também utilizados.

Na filtração em leito granular, método mais comum, as partículas de dimensão superior aos poros do leito ficam nele retidas durante a passagem da água pelo leito. O processo é interrompido quando a perda de carga do escoamento atinge um limite pré-estabelecido ou quando a qualidade da água a jusante começa a não ser suficiente. Nesse caso, a entrada da água no filtro é interrompida e inicia-se o processo de limpeza que pode ser de dois tipos: remoção parcial do meio filtrante ou limpeza em contracorrente. Na Figura 3 apresenta-se um esquema-tipo deste tipo de filtros e na Figura 4 é possível ver os tipos de materiais que compõem o meio filtrante.

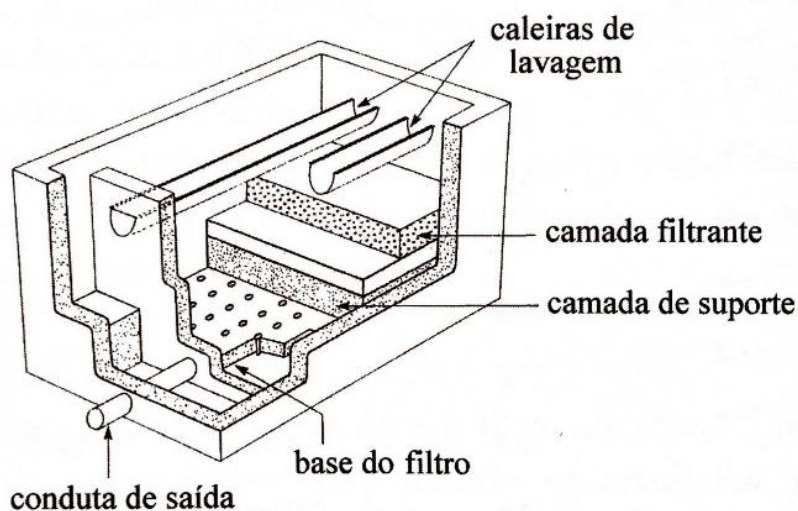


Figura 3 - Esquema representativo de um filtro rápido (Alves, 2007).

MEIOS FILTRANTES



Figura 4 – Tipos de meios filtrantes para filtro de leito granular (Fonte: www.hubel.pt).

A classificação dos filtros pode ser feita de acordo com diversos critérios (tipo de operação, tipo de meio filtrante, sentido do escoamento, processo de lavagem, etc.) sendo que, no âmbito desta disciplina serão usados os seguintes:

- Taxa específica de filtração (ou velocidade de filtração): definida pelo caudal de água filtrada por unidade de área superficial do filtro, distingue os filtros rápidos dos lentos (Tabela 2);
- Controlo de caudal: distingue os filtros de pressão dos filtros gravíticos.

Tabela 2 – Parâmetros característicos dos filtros (adaptado de (Cheng, 2011) e (Brito, et al., 2010)).

PARÂMETRO	Valores	
	Lentos	Rápidos
Velocidade de filtração ($m^3/d/m^2$) (Carga hidráulica superficial)	5 a 7,5	100 a 200 (gravítico) 240 a 400 (pressão)
Profundidade do Leito: (m)		
Cascalho	0,3	0,5
Areia	1,0 a 1,5	0,8 a 1,1
Características dos grãos de areia:		
Tamanho efetivo (mm)	0,15 a 0,35	$\geq 0,45$
Coeficiente de uniformidade	2 a 3 (destratificado)	$\leq 1,5$ (estratificado)
Intervalo de limpeza (d)	10 a 20	0,5 a 3
Altura da base drenante (m)	0,3 a 0,5	-
Altura da água acima do meio filtrante (m)	0,7 a 1	-
Perda de carga máxima (m)	1	3
Caudal específico de água de lavagem ($m^3/min/m^2$)	-	0,25 a 0,45 (gravítico) 0,5 a 0,7 (pressão)
Caudal específico de ar de lavagem ($m^3/min/m^2$)	-	0,7 a 1,5
Tempo de lavagem (min)	-	15 a 25 (gravítico) 10 a 20 (pressão)

A base do filtro constitui o respetivo sistema de drenagem e tem as funções de suporte do meio filtrante, recolha da água tratada e distribuição da água de lavagem. Esta camada de base pode ser materializada por tijolos perfurados ou por um sistema de drenos envoltos por cascalho.

O meio filtrante é caracterizado pelos seguintes parâmetros:

- Diâmetro efetivo (d_{10}): abertura de malha do peneiro que deixa passar 10% do material filtrante, em peso;
- Coeficiente de uniformidade (U): razão entre a abertura de malha do peneiro que deixa passar 60% do material filtrante em peso e a que permite a passagem de 10% desse material ($U = d_{60}/d_{10}$);
- Esfericidade (ψ): razão entre a área superficial de uma esfera de volume equivalente ao da partícula e a área superficial da partícula, medindo o afastamento da forma esférica da partícula;
- Porosidade (ϵ): razão entre o volume dos poros (volume de vazios) e o volume total do meio.

A Tabela 3 resume os valores característicos dos parâmetros referidos, para os meios filtrantes mais comuns.

Tabela 3 – Principais características dos meios filtrantes mais comuns (adaptado de (do Monte, et al., 2016)).

PARÂMETRO	Antracite	Carvão ativado	Granada	Ilmenita	Areia
Massa volúmica (kg/L)	1,4 a 1,75	1,3 a 1,7	3,6 a 4,3	4,2 a 5,0	2,55 a 2,65
Diâmetro efetivo (d_{10})	0,45 a 0,55 ⁽¹⁾	0,8 a 1,0	0,2 a 0,4	0,2 a 0,4	0,3 a 0,6
Coeficiente de uniformidade (U)	$\leq 1,65$	1,3 a 2,4	1,3 a 1,7	1,3 a 1,7	1,3 a 1,8
Esfericidade (ψ)	0,46 a 0,60	0,75	0,42 a 0,55	0,40 a 0,55	0,70 a 0,80
Porosidade (ϵ)	0,50 a 0,60	0,50	0,42 a 0,55	0,40 a 0,55	0,40 a 0,47

⁽¹⁾ 0,8 a 1,2 se corresponder à camada superior de um filtro multicamada.

⁽²⁾ $\leq 1,85$ se corresponder à camada superior de um filtro multicamada.

1.2.1. Filtros lentos

Os filtros lentos são geralmente usados para águas com concentrações relativamente baixas de sólidos em suspensão e turvação reduzida. Funcionam unicamente por ação da força gravítica da água sobre o meio filtrante, pelo que elevadas concentrações de sólidos podem inviabilizar o processo. O meio filtrante é preenchido com materiais de grão fino, de modo a garantir uma velocidade lenta de filtração.

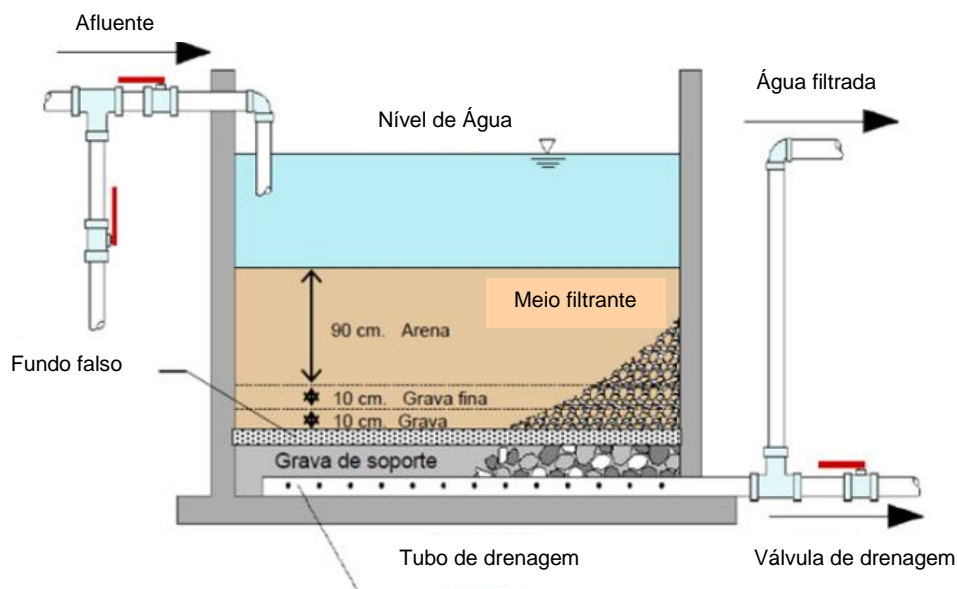


Figura 5 – Esquema típico de um filtro lento (Fonte: adaptado de www.fundesyram.info).

Um dos mecanismos associados a este tipo de filtração é biológico, provocado pela biocamada que se forma na superfície do filtro que serve de barreira muito eficaz na remoção de impurezas sólidas e também dissolvidas. Os processos de limpeza têm início quando a altura de água acima do meio filtrante atinge o valor limite estipulado (Tabela 2). Nessa altura, a água é removida por um sistema de descarga instalado para o efeito, e os sólidos acumulados no leito são removidos com uma camada de 15 a 50 mm de areia para lavagem no exterior. Tendo o leito uma altura de 100 a 150 cm, a limpeza pode ser efetuada 4 a 5 vezes consecutivas sem adicionar areia (Cheng, 2011).

No arranque de um filtro lento (após as operações de limpeza, por exemplo), é introduzida água pelo sistema de drenagem até todo o leito ficar submerso. Inicia então o processo de filtração com a passagem de água bruta em sentido descendente, sem risco de danificar a estrutura do meio filtrante. No entanto, esta água filtrada é rejeitada nos primeiros 4 a 7 dias, tempo necessário para a biocamada ficar ativa.

Este tipo de filtros exige uma elevada área superficial e um grande volume de enchimento, assim como mão de obra rigorosa na operação, que os colocam em desvantagem face aos filtros rápidos e os tornam cada vez menos utilizados.

1.2.2. Filtros Rápidos

Na Europa, os filtros mais comuns são do tipo rápido, por gravidade monocamada ou de duas camadas (Brito, et al., 2010) e podem ser aplicados após as operações de coagulação-floculação, com ou sem decantação. Podem ser gravíticos ou de pressão induzida por bombagem. A Figura 6 representa o esquema de funcionamento e lavagem de um filtro rápido e a Figura 7 apresenta um exemplo de filtração rápida.

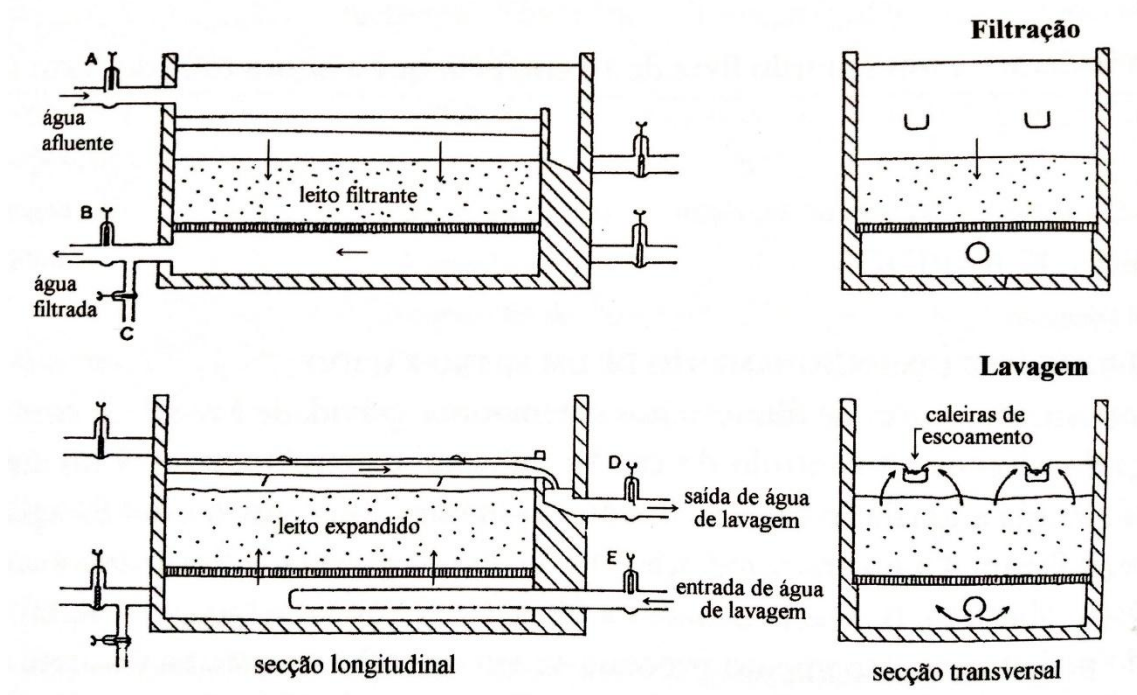


Figura 6 – Representação esquemática de um filtro rápido (na linha superior o modo filtração e na linha inferior o modo lavagem) (Alves, 2007).



Figura 7 – Unidade de Filtração (e flotação) da ETA de Lever.

A água a tratar passa pelo meio filtrante e é depositada num reservatório de água filtrada, a partir do qual segue para a etapa seguinte ou é usada para lavagem dos filtros. O processo de limpeza é ativado quando a altura de água sobre o filtro (perda de carga por colmatção do leito) atinge um valor máximo de 2,5 a 3 m. Neste caso a água armazenado no reservatório de água filtrada passa em contracorrente pelo leito e mistura-se com as partículas anteriormente retidas no meio filtrante.

Durante o processo de filtração, a entrada de sólidos no meio filtrante é significativa, pelo que a limpeza em contracorrente se processa de modo a fazer mexer as partículas do meio, soltando os resíduos retidos e enviando-os para um reservatório exterior.

Em certos casos, para otimizar o processo de lavagem, é adicionado ar comprimido à água em contracorrente. Esta água suja de lavagem segue então para um depósito de águas de lavagem onde é submetida a tratamento sendo a parte líquida enviada para a entrada da ETA e a parte sólida enviada para o tratamento de lamas.

A determinação do número de filtros necessário para determinada estação de tratamento pode ser feita através da fórmula empírica:

$$N=0,044.Q^{0,5}, \text{ com } [Q]=\text{m}^3/\text{d}$$

sendo que, para um caudal a tratar até 7500 m³/d deve-se instalar pelo menos dois filtros e, para um caudal superior, o número mínimo de filtros deve ser quatro.

No caso de filtros pressurizados (Figura 9), o modo de funcionamento é em tudo idêntico aos filtros rápidos gravíticos, no entanto, todo o processo efetua-se dentro de cilindros fechados apropriados para suportar pressões elevadas. A água passa sob pressão pelo meio filtrante que pode, por isso, ter aberturas de dimensões mais reduzidas. O modo de lavagem é também por injeção de água limpa em contracorrente. O elevado custo de operação pode restringir o uso destes dispositivos, comuns em instalações pequenas, piscinas e unidades industriais.

Na ETA de Lever (Figura 2) a água, proveniente da captação superficial ou das captações subterrâneas, recebe um tratamento inicial de filtração pressurizada, passando no sentido descendente por filtros compostos por uma camada de antracite e por várias camadas de areia de diferente granulometria. Ao ser filtrada por este processo, a água beneficia de uma forte redução da turvação ou do teor de Manganês, conforme a situação (respetivamente, captação superficial e captação em profundidade).



Figura 8 – Sistema de filtração pressurizada da ETA de Lever.

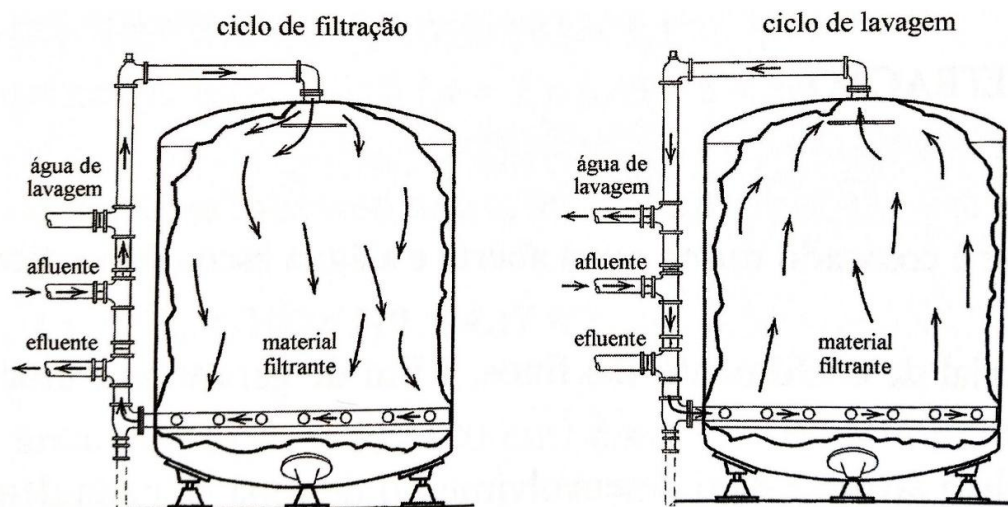


Figura 9 – Esquema ilustrativo de um filtro sob pressão (Alves, 2007).

1.2.3. Perda de carga

As perdas de carga num filtro são função do caudal, da taxa de filtração e também das características do meio filtrante e dos sólidos suspensos da água a tratar. Correspondem ao somatório das perdas de carga no filtro limpo (resistência à passagem no meio filtrante e da rede de drenagem) com as perdas de carga provocadas pelos materiais retidos (Brito, et al., 2010). O cálculo de cada parcela é baseado na fórmula de Darcy-Weisbach, usada nos escoamentos interiores, adaptada para o escoamento por meios filtrantes, de onde resultam as seguintes equações parciais representadas no Quadro 3.

Quadro 3 – Equações para determinação da perda de carga.

- Perda de carga por atrito (passagem de água limpa pelo meio filtrante) h_f :	$h_f = \frac{L(1-\varepsilon)U^2}{\varepsilon^3 g} \cdot \frac{f}{d_p}$, sendo o fator de atrito determinado por: $f = 150 \frac{(1-\varepsilon)}{Re} + 1,75$
- Perda de carga devida aos materiais retidos h_{fm} :	$h_{fm} = k_1 \cdot C^{k_2}$
- Perdas de carga no processo de lavagem (passagem de água em contracorrente) h_{f1} :	$h_{fL} = \frac{L_e(1-\varepsilon_e)(\rho_p - \rho)}{\rho}$ Sendo L_e a profundidade do leito expandido e ε_e a porosidade do leito expandido dados por: $\varepsilon_e = \left(\frac{U_L}{U_t}\right)^k$ e $L_e = L \frac{(1-\varepsilon)}{(1-\varepsilon_e)}$
- Correspondendo: d_p ao diâmetro equivalente das partículas do leito ($d_p = \text{esfericidade} \times d_c$); d_c ao diâmetro médio; U a velocidade superficial de filtração (velocidade de escoamento superficial); L a profundidade do leito; ε a porosidade do leito; ε_e a porosidade do meio expandido; g a aceleração da gravidade; Re o número de Reynolds; ρ a massa volúmica da água; ρ_p a massa volúmica do meio filtrante; C a concentração mássica de sólidos; U_L a velocidade superficial da água de lavagem em contracorrente; U_t a velocidade terminal das partículas e k , k_1 e k_2 são constantes.	

No caso de leitos estratificados, a estimativa das perdas de carga pode ser conseguida tomando em consideração a distribuição de tamanhos das partículas do leito. Esta pode ser separada em frações por peso x_i , de partículas com diâmetro d_{ci} , sendo $\sum x_i = 1,0$. Assumindo porosidade constante do leito com profundidade L_i , associado às partículas d_{ci} , então $L_i = x_i \cdot L$. A perda de carga total, associada às diversas frações de partículas é dada por:

$$hf = \frac{L(1-\varepsilon)U^2}{\varepsilon^3 g} \sum \frac{f_i \cdot x_i}{d_{pi}}$$

Para evitar fenómenos de vácuo no meio filtrante, que degrada a qualidade da água filtrada por libertação de gases dissolvidos na água, o ponto de descarga da água filtrada deve ser localizado à mesma cota ou acima da superfície do leito filtrante.

1.2.4. Meios especiais de filtração

Outros meios de filtração existem e são aplicados no tratamento de águas para consumo, embora não tanto nas redes de distribuição do nosso país. Entre eles podem-se enumerar os filtros de cartuxo, os filtros de membrana e as membranas de osmose inversa.

Os filtros de cartuxo aplicam-se muito na captação de água para usos agrícolas, pois representam uma solução eficaz, simples e de fácil manutenção. Consistem na passagem da água por um cartuxo filtrante localizado no centro do aparelho, com uma abertura de malha que depende do nível de filtração pretendido. Podem funcionar de forma automática, com sensores que determinam a diferença de pressão a montante e a jusante da malha, acionando o modo de limpeza (semelhante à contracorrente dos filtros granulares) sempre que esse valor ultrapassa um valor pré-estabelecido para o filtro em questão. Na Figura 10 apresenta-se um exemplo de filtro com cartuxo, da marca AMIAD, com modelos capazes de filtrar caudais até 50 m³/h.



Figura 10 – Filtro AMIAR TAF Series (Fonte: <http://www.amiad.com>).

A filtração por membranas (Figura 11) contempla meios filtrantes estruturados de diversos tipos de polímeros, tais como: PVDF (Difluoreto de Polivinilideno), o PTFE (Politetrafluoretileno), PES (Polietersulfona) e PAN (Poliacrilonitrila). Apresentam alto poder de retenção, devido à presença de poros de dimensões variadas, sendo o tamanho do poro que determina qual o tipo de membrana selecionada, e o tipo de materiais retidos. Dependendo do tipo de aplicação que se pretende dar à água tratada, existem hoje disponíveis os seguintes níveis de filtração:

- Microfiltração: partículas de dimensão superior a 0,1 μm ;
- Ultrafiltração: partículas entre 0,1 - 0,01 μm ;
- Nanofiltração: partículas de 0,01 a 0,001 μm ;
- Osmose Inversa: partículas com dimensões inferiores a 0,001 μm .



Figura 11 – Sistema de filtração por membranas da ProMinent (Fonte: www.prominent.pt).

A filtração por membrana apresenta uma eficácia excelente, podendo produzir água de qualidade ultra-potável, com níveis de qualidade muito para além dos pretendidos para o consumo humano. Apresentam, no entanto, encargos muito elevados que muitas vezes acabam por inviabilizar o processo, devido aos altos custos de exploração, quer na vertente da manutenção dos equipamentos quer na bombagem da água para permitir a pressão mínima necessária para escoar pelo filtro.

1.3. DESINFEÇÃO DE ÁGUA PARA CONSUMO

A desinfeção da água destinada ao consumo humano tem como objetivo fundamental eliminar microrganismos patogénicos, potencialmente prejudiciais para a saúde dos consumidores. Nem todos os microrganismos são eficazmente eliminados nesta etapa (o que a distingue de um processo de esterilização completa) mas é atingido um nível excelente de redução de risco. Esta etapa é obrigatória em qualquer processo de tratamento de água para consumo (mesmo que grande parte dos microrganismos fique retida nos processos de montante) como garantia e salvaguarda de que esse nível muito baixo de risco se mantém até à torneira dos consumidores.

Os processos de desinfecção podem ser físicos (temperatura, radiação UV, filtração por membranas, entre outros) ou químicos, mais comuns, com recurso o cloro e/ou ozono (Figura 12).



Figura 12 – Sistema de desinfecção final com Cloro na ETA de Lever, à saída da estação (Fonte: www.addp.pt).

Os desinfetantes químicos a usar devem obedecer aos seguintes requisitos (Brito, et al., 2010):

- Possuir toxicidade para os microrganismos e não ser tóxicos para os consumidores nas concentrações aplicadas;
- Possuir coeficiente de morte celular elevado, ser suficientemente persistentes para prevenir o reaparecimento dos microrganismos nos sistemas de distribuição;
- Ser solúveis em água ou nos tecidos celulares;
- Possuir estabilidade e ser uniformes na composição;
- Não ser corrosivos;
- Desodorizar e desinfetar simultaneamente;
- Ter baixo custo e disponibilidade no mercado.

A atuação do desinfetante é influenciada pelo tempo de contacto, pela quantidade e tipo de microrganismos presentes na água a tratar, pela temperatura e pH, pela presença de sólidos em suspensão e/ou de matéria orgânica na água, entre outros.

A quantificação da concentração de desinfetante a aplicar para eliminar a quase totalidade dos microrganismos presentes, segue uma lei do tipo:

$$C^n t_p = k$$

Em que C representa a concentração de desinfetante, n e k são constantes características e t_p é o tempo necessário para a eficácia pretendida.

1.3.1. Desinfeção com cloro

As vantagens do uso de cloro para desinfeção da água para consumo estão relacionadas com:

- A eficácia de inativação de um grande número de microrganismos patogénicos comumente presentes na água;
- A possibilidade de manter uma concentração aceitável e facilmente quantificada nas redes de abastecimento;
- O baixo custo e baixo registo de incidentes na sua aplicação;
- A redução de cheiros e sabores indesejados na água;
- A potencialidade de oxidação do ferro e manganês.

Contudo, não é um método isento de desvantagens. As mais relevantes são:

- Formação de subprodutos indesejáveis (trihalometanos e compostos organoclorados, potencialmente cancerígenos) quando em contacto com matéria orgânica;
- Uma dosagem incorreta pode levar ao aparecimento de sabor e cheiro na água.

A dosagem de um desinfetante, neste caso o cloro, deve ser a suficiente para que ocorra a oxidação de todas as substâncias inorgânicas e da amónia disponível (cloraminas ou cloro combinado) e, para além disso, que fique uma concentração residual para permitir reações futuras ao longo das redes. O cloro residual total é a soma do cloro residual combinado (cloraminas) com o residual livre (efetivamente ativo).

Variando-se as dosagens de cloro para um mesmo tempo de contacto, verifica-se o chamado *breakpoint*, ou *ponto crítico*, que ocorre quando há equilíbrio da relação cloro/matéria oxidável (Figura 13). O cloro residual que vai permanecer é o que se adiciona para além do *breakpoint*. Considera-se que a desinfeção só ocorre totalmente se for ultrapassado este ponto crítico e permanecer cloro residual na água.

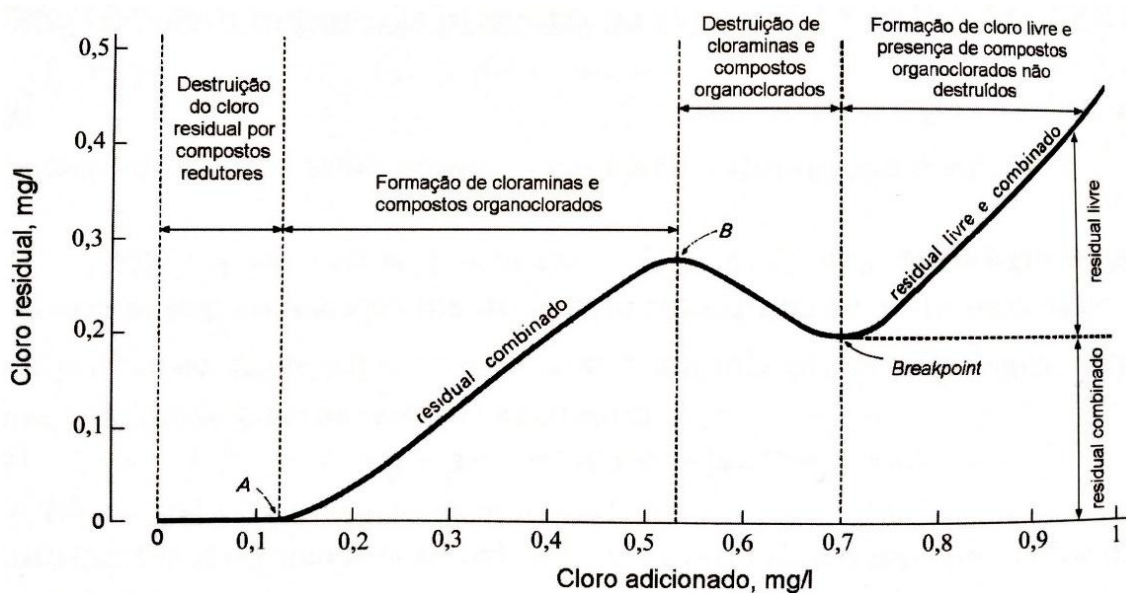


Figura 13 – Curva de cloração ao ponto crítico (Alves, 2007)

Na curva de cloração ao ponto crítico são identificadas quatro zonas:

1. Carência imediata de cloro – as doses iniciais de cloro reagem com a matéria orgânica e mineral facilmente oxidável (ferro manganês, etc.) originando cloreto, que não possui poder desinfetante;
2. Formação de cloraminas – o cloro adicionado reage com a amónia originando cloraminas, que possuem poder desinfetante, ao qual se dá o nome de cloro residual combinado.
3. Destruição das cloraminas – quando o cloro adicionado começa a reagir com as cloraminas presentes, forma NCl_3 , óxido nitroso (N_2O) e azoto (N_2). É, portanto, reduzido o teor em cloro residual combinado.
4. Formação de cloro residual livre – a partir de uma certa dose de cloro, deixa de haver destruição das cloraminas e todo o cloro adicionado origina ácido hipocloroso ou ião hipoclorito, a que se dá o nome de cloro residual livre.

A desinfecção com cloro ocorre geralmente no final do processo de tratamento, num processo designado por pós-cloração. As doses aplicadas devem ser determinadas a partir da curva de cloração ao ponto crítico e orientadas de forma a obter concentrações residuais livres superiores a 0,5 mg/L em qualquer ponto da rede de abastecimento.

No entanto, quando a concentração bacteriana da água captada ultrapassa os limites estabelecidos pela legislação em vigor, é feita uma pré-cloração, ou seja, uma desinfecção antes de qualquer processo de tratamento. Este processo tem como objetivo principal

minimizar problemas operacionais associados ao crescimento biológico nas estações de tratamento, prevenindo a formação de limos nos filtros, tubagens e tanques e reduzindo potenciais odores e sabores. A operação de muitas unidades de sedimentação e filtração acaba por ser auxiliada com uma pré-cloração para evitar o desenvolvimento de algas e bactérias (Alves, 2007).

A desinfecção por cloro é feita de três possíveis formas: cloro gasoso, hipoclorito de sódio e hipoclorito de cálcio.

No caso do cloro gasoso, o cloro é injetado na água por infusão direta (difusores colocados no fundo do tanque de contacto, aproveitando a pressão nas botijas de cloro gasoso liquefeito ou por sistema de vácuo como o da Figura 14) ou indireta em que parte da água é retirada, saturada com cloro, e adicionada à restante por intermédio de agitadores ou de injeção em regimes turbulentos (ressaltos, soleiras de Venturi, canais Parshall, etc.) a montante do tanque de contacto. Podem também usar-se, com o cloro gasoso, bombas de jato ou agitadores de aspiração.

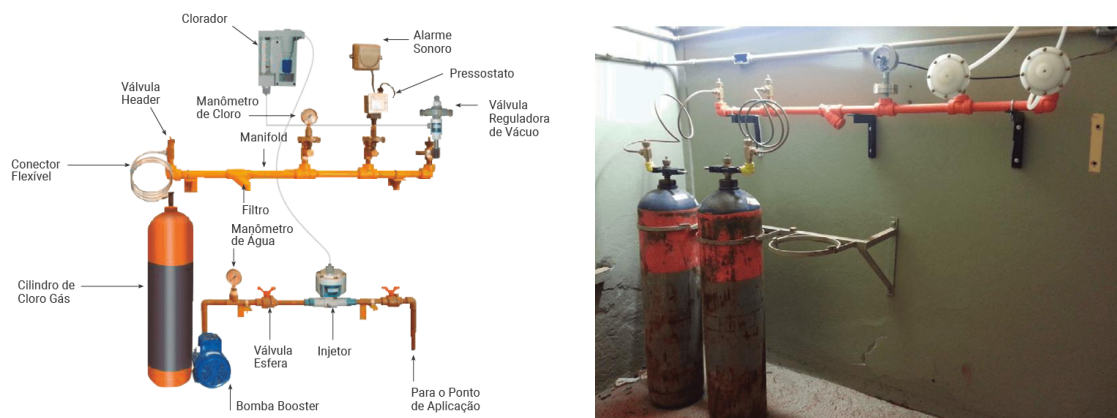


Figura 14 – Sistema de desinfecção por cloro gasoso (Fonte: www.fluidfeeder.com.br).

No caso de soluções de hipoclorito, a desinfecção é feita por introdução direta da solução no tanque de contacto, eventualmente com ajuda de um agitador (Figura 15). O hipoclorito de sódio é produzido a partir da dissolução do cloro gasoso numa solução de hidróxido de sódio e o hipoclorito de cálcio é formado a partir do precipitado resultante da dissolução do cloro gasoso numa solução de óxido de cálcio (cal) e hidróxido de sódio.

A estratégia de controlo da dosagem é normalmente do tipo “feedback”, utilizando um sistema de determinação automática de cloro residual livre na saída do tanque de contacto.



Figura 15 – Sistema de desinfeção por hipoclorito de sódio no reservatório de água para consumo da FEUP.

Os parâmetros que mais influenciam a eficácia da desinfeção por cloro são:

- O pH: a desinfeção é mais eficaz a pH baixo;
- Turvação: a desinfeção é mais eficaz quando a água é submetida a um tratamento preliminar para remoção da turvação e, em particular, todas as substâncias que reajam com o cloro que, normalmente, ficam retidas numa etapa de filtração;
- Temperatura: apesar de interferir na estabilidade do cloro na água, o aumento da temperatura tem uma influência positiva na ação germicida deste desinfetante;
- Tempo de contacto: uma desinfeção eficaz exige um tempo de contacto mínimo de 30 minutos;

- Concentração de cloro: a definir em função da resistência dos microrganismos que se pretende eliminar, considerando a necessidade de se garantir um teor de cloro residual livre no sistema de distribuição;
- Estado de conservação e extensão da rede de abastecimento: as características da tubagem (tipo de material, revestimento interno e idade) as características de escoamento nos tubos e a possibilidade de desenvolvimento de biofilmes e deposição de sedimentos, são fatores que levam ao consumo do cloro residual livre. Em redes muito extensas, é necessário prever pontos de recloração ao longo do percurso da água.

Relativamente ao tanque de contacto, aqui referido por diversas vezes, o seu dimensionamento deve ter em conta o tempo de contacto mínimo que garanta a eficácia de desinfeção, e disposições construtivas que impeçam curto-circuitos da água. Para garantir estes dois princípios normalmente constrói-se dois ou mais compartimentos interligados para definir um percurso único de passagem da água (Figura 16). As considerações de dimensionamento a ter em conta são:

- Razão C/L entre 10 e 40
- Tempo de contacto mínimo: 20 a 40 min;
- Profundidade do tanque: 2 a 4 m.

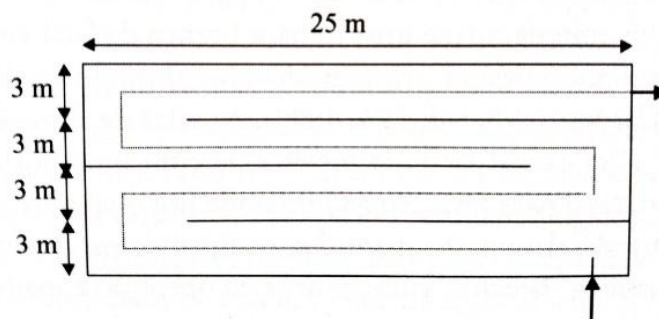


Figura 16 – Exemplo de tanque de cloração (Alves, 2007).

O manuseamento e a preparação dos agentes para desinfeção da água com cloro deve ser feito de acordo com regras específicas de segurança, como as que constam na recomendação nº 05/2007 do IRAR, resumidas no Quadro 4.

Para esclarecimento dos consumidores, a EPAL, Empresa Pública das Águas Livres, responsável pelo sistema multimunicipal de abastecimento da região de Lisboa, publicou o folheto informativo apresentado no seguinte link www.epal.pt/EPAL/docs/default-source/agua/ficha-cloro.pdf?sfvrsn=21, com indicações interessantes no âmbito deste tema.

Quadro 4 – Recomendação nº 05/2007 do IRAR, relativo aos produtos de cloro mais usados na desinfecção de água para consumo humano

Cloro gasoso
<p>O produto é fornecido sob a forma de gás liquefeito sob pressão, sendo armazenado em recipientes de aço (garrafas ou tanques), com um teor de cloro de 99,5% (m/m).</p> <p>Trata-se de um gás muito tóxico e corrosivo, 2,5 vezes mais denso do que o ar. O seu armazenamento e manuseamento estão sujeitos a rigorosas regras de segurança.</p> <p>Devem-se proteger os recipientes da luz solar, não devendo a temperatura exceder 50°C.</p> <p>No local de armazenamento, bem como no local onde se encontra instalado o equipamento de dosagem, deve existir uma saída de emergência, com abertura para o exterior e, idealmente, com uma barra antipânico na respetiva porta.</p> <p>Deve ser colocada a ficha de identificação e segurança do produto em local visível e de fácil acesso, permitindo uma atuação mais célere em caso de acidente.</p> <p>Deve ser dada uma atenção especial a fugas que possam ocorrer na instalação. É necessário dispor sempre de um sistema de deteção de fugas de cloro e de uma unidade para a sua neutralização. Recomenda-se a verificação periódica da resposta do equipamento de deteção e neutralização de fugas de cloro, a qual deve incluir a calibração dos sensores dos detetores de fugas (calibração dos valores de concentração de cloro no ar para os quais estes sensores ativam os alarmes de fuga de cloro).</p> <p>É indispensável a existência de máscaras antigás e, se possível, de equipamento de respiração autónoma, e lava-olhos na zona exterior do edifício dos recipientes de cloro.</p> <p>Na maioria dos casos, o cloro é extraído, sob a forma gasosa, por depressão, para formar uma solução superclorada. É esta solução que é injetada na água a desinfetar.</p> <p>Este produto é temporalmente muito estável.</p> <p>No processo de aquisição do produto, é indispensável incluir como critério de seleção a garantia da qualidade do mesmo, nomeadamente no referente às impurezas e às substâncias tóxicas. Neste contexto, recomenda-se a consulta da norma NP EN 937.</p>
Hipoclorito de sódio
<p>O produto é fornecido sob a forma de solução aquosa, com uma concentração em cloro ativo até 15%.</p> <p>Trata-se de um líquido corrosivo contendo soda, com um pH superior a 11 a 20°C. Sempre que haja manuseamento do produto é indispensável usar luvas e óculos protetores.</p> <p>Deve ser colocada a ficha de identificação e segurança do produto em local visível e de fácil acesso, permitindo uma atuação mais célere em caso de acidente.</p> <p>Não deve ser adicionado ácido numa solução de hipoclorito de sódio, pois isso provoca a libertação de cloro gasoso, gás tóxico que pode ser mortal.</p> <p>O produto pode ser injetado diretamente ou após diluição. Dependendo das características da água, com a adição de hipoclorito pode ocorrer a precipitação de ferro, manganês, alumínio, carbonato de cálcio e hidróxido de magnésio. Esta situação prejudica o funcionamento do equipamento de bombagem e origina problemas nos reservatórios e nas redes de distribuição pública e predial.</p> <p>A estabilidade do produto depende da concentração em cloro ativo, da temperatura e da duração do armazenamento, das impurezas presentes na solução e da exposição à luz solar. Este produto apresenta perdas de cloro ativo na ordem dos 2 a 4% por mês. A decomposição do hipoclorito de sódio com o tempo vai influenciar o caudal e a taxa de doseamento, bem como potenciar a produção de subprodutos indesejáveis, tais como cloritos e cloratos.</p> <p>No processo de aquisição do produto, é indispensável incluir como critério de seleção a garantia da qualidade do mesmo, nomeadamente no que se refere às impurezas (cloratos) e às substâncias tóxicas (metais pesados). Neste contexto, recomenda-se a consulta da norma EN 901:2007.</p>

Hipoclorito de cálcio

O produto é fornecido sob a forma sólida de cor branca, com um teor de cloro de 60 a 70% (m/m), apresentando perdas de cloro ativo na ordem dos 2 a 2,5% por ano. 2 15% (m/m): 15 g de cloro ativo por 100 g de solução comercial.

Trata-se de um produto corrosivo que deve ser armazenado em local seco e com um sistema de ventilação, não sujeito a fontes de calor e onde não existam materiais oxidáveis. Sempre que haja manuseamento do produto é indispensável usar luvas e óculos protetores.

Deve ser colocada a ficha de identificação e segurança do produto em local visível e de fácil acesso, permitindo uma atuação mais célere em caso de acidente.

Não deve ser adicionado ácido numa solução de hipoclorito de cálcio, pois isso provoca a libertação de cloro gasoso, gás tóxico que pode ser mortal.

O produto deve ser dissolvido antes de ser aplicado. Sendo um produto pouco solúvel (solubilidade máxima de 25 g/L a 20°C) e cujo processo de dissolução é muito lento, é necessário preconizar uma agitação durante tempo suficiente. Recorda-se que, dependendo das características da água, a adição de hipoclorito pode dar origem a precipitações ao longo do sistema de distribuição.

No processo de aquisição do produto, é indispensável incluir como critério de seleção a garantia da qualidade do mesmo, nomeadamente no que se refere às impurezas e às substâncias tóxicas. Neste contexto, recomenda-se a consulta da norma NP EN 900.

1.3.2.Desinfecção com Ozono

O ozono é um oxidante muito forte (10 a 100 vezes superior ao do cloro o que implica menores tempos de contacto para a mesma eficácia de desinfecção), com cheiro desagradável e cor azulada. Tem também uma ação significativa na remoção de cheiro e sabor da água e na redução do teor de ferro e manganês e matéria orgânica. Na ETA de Lever, o ozono é usado numa etapa de pré-oxidação (Figura 2 e Figura 17) logo após o tratamento preliminar, para remover matéria orgânica e eliminar microrganismos e algas existentes na água captada, nocivos para os processos a jusante.



Figura 17 – Pré-oxidação da água captada na ETA de Lever (Fonte: www.addp.pt).

Entre as principais vantagens da desinfecção com o ozono estão, para além do forte poder desinfetante que permite tempos curtos de contacto com a água, a estabilidade perante pH de

6 a 8,5 e a transformação de grande parte das substâncias não degradáveis em compostos degradáveis.

As principais desvantagens têm a ver com a inexistência de poder desinfetante residual o que pode potenciar o desenvolvimento de microrganismos nas redes de distribuição a jusante. Por este facto, o recurso à ozonização como última etapa de desinfeção num ETA raramente acontece, sendo conveniente, nesses casos, a introdução de pequenas doses de cloro a pós o tratamento com ozono.

A produção de ozono é feita no local, neste caso, na própria ETA, devido à sua instabilidade que não permite transporte ou armazenamento. Os métodos de produção podem ser de dois tipos: irradiação ultravioleta ou por descarga elétrica.

Numa ETA a monitorização dos níveis de ozono é realizada contínua e automaticamente, quer nas zonas de produção, quer na área envolvente. Por ser um oxidante forte, o ozono reage com os olhos e o sistema respiratório humano. Por isso, equipamentos de segurança ativam alarmes quando a concentração de ozono excede 0,1 ppm e a produção é interrompida para níveis acima de 0,3 ppm.

1.3.3. Outros processos de desinfeção

Outros processos de desinfeção comuns no tratamento de água para consumo humano, são a elevada temperatura, a radiação UV, o Iodo e o Permanganato de Potássio. No entanto estes processos são mais usados no tratamento de pequenos volumes de água uma vez que acarretam custos de instalação e/ou exploração elevados o que os torna pouco competitivos quando comparados, por exemplo, com a desinfeção por cloro.

O efeito germicida da radiação UV situa-se no comprimento de onda entre 245 a 285 nm, intervalo em que o ADN dos microrganismos absorve a radiação, o que interfere na sua informação genética. A morte celular ocorre por disrupção da molécula de ADN dos microrganismos evitando a replicação celular. Em termos operacionais, este tipo de desinfeção processa-se pela passagem de uma película fina de água, sem turvação e sem sólidos suspensos, por uma lâmpada de vapor de mercúrio. Não há criação de subprodutos nem criação de cheiros e sabores na água desinfetada e o tempo de contacto é muito curto, de apenas alguns segundos. Têm, no entanto, uma desvantagem clara: não permite dotar a água de desinfetante residual para jusante. Assim, e à semelhança da desinfeção por ozono, se a radiação UV estiver à saída da ETA, é necessário dotar a água de doses pequenas de cloro.

Na Figura 18 apresenta-se como exemplo, o sistema de desinfeção por ultravioleta instalado na ETA de Gondomar.



Figura 18 – Desinfecção por UV na ETA de Gondomar (Fonte: www.cm-guimarães.pt).

No caso de desinfecção por calor, é necessário, para uma ação eficaz, elevar a temperatura da água acima de 100°C durante, pelo menos, 10 minutos. A energia necessária para este processo, quando se trata de desinfetar caudais elevados de água, a perda de sais minerais e o processo posterior de arrefecimento são desvantagens que acabam por inviabilizá-lo.

Quanto ao uso de lodo e de Permanganato de Potássio, a desinfecção passa pela adição dos reagentes diretamente na água, mas tendo em conta o consumo de reagentes e por não garantirem uma eliminação completa dos microrganismos patogénicos, estes processos só são viáveis para pequenos volumes de água e no caso dos outros processos não serem possíveis.

1.4. REFERÊNCIAS

- Alves, C., 2007. *Tratamento de Águas de Abastecimento*. 2ª Edição ed. s.l.:Publindústria.
- Brito, A. G., Oliveira, J. M. & Peixoto, J. M., 2010. *Tratamento de Águas para Consumo Humano e Uso Industrial*. s.l.:Publindústria.
- Cheng, C.-Y., 2011. *Filtração de Água*. s.l.:Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- Decreto-Lei n.º 152/2017 de 7 de dezembro, s.d. *Ministério do Ambiente*. s.l.:Diário da República Portuguesa, 1ª Série 235.
- Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de agosto, 1998. *Ministério do Ambiente*. s.l.:Diário da República, série I-A.
- do Monte, H. M., Santos, M. T., Albuquerque, A. & Barreiros, A. M., 2016. *TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS - operações e processos de tratamento físico e químico*. s.l.:Cursos Técnicos ERAR/ISEL.
- Libânio, M., 2005. *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. Campinas: Átomo.

2. TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS

A atividade humana gera impactes na natureza, nomeadamente nos recursos hídricos, no solo e no ar. Ao nível urbano, tendo em conta a permanência de pessoas em elevado número num mesmo local, só uma correta gestão ambiental pode permitir a criação de um ambiente saudável e sustentável, requisito fundamental para a permanência urbana e o desenvolvimento social. No que aos recursos hídricos diz respeito, a gestão da água potável para consumo e das águas residuais domésticas e pluviais é um desafio que tem vindo a ser mantido por sucessivas gerações, sempre com vista à melhor herança possível para as gerações futuras.

A gestão da água é, neste âmbito, um dos principais requisitos para a sustentabilidade do ambiente urbano e abrange todo o ciclo da água desde a captação, até à devolução ao meio hídrico (Figura 19). Para que esta devolução não crie a degradação do meio recetor, esta entrega deve ser feita de forma controlada em termos qualitativos e quantitativos.

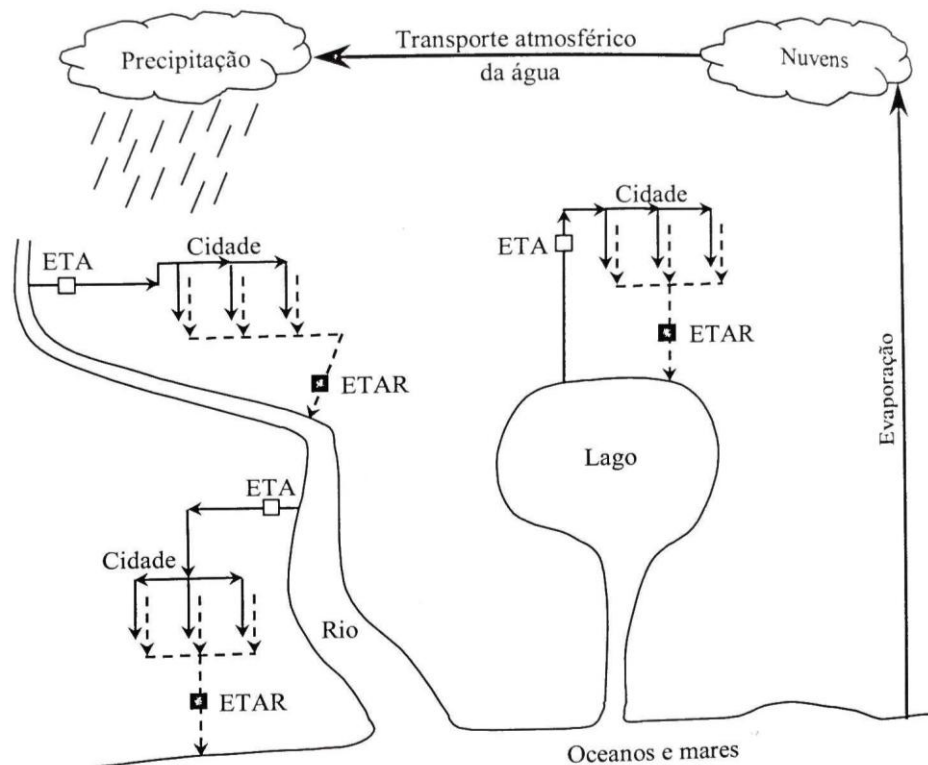


Figura 19 – Ciclo hidrológico natural e ciclo hidráulico urbano (Sousa & Marques, 2013).

Os principais constituintes das águas residuais urbanas que trazem efeitos nefastos para o meio ambiente estão resumidos na (Tabela 4).

Tabela 4 – Constituintes das águas residuais urbanas e o seu efeito no meio ambiente (Metcalf & Eddy, 2002).

Sólidos suspensos	A presença de sólidos suspensos pode levar ao desenvolvimento de lamas decantadas e à formação de condições anaeróbias com a consequente libertação de maus cheiros, se libertados de forma não controlada no meio ambiente.
Matéria orgânica	A matéria orgânica é constituída principalmente por proteínas, hidratos de carbono e gorduras, e a sua quantidade é medida de forma indireta através da carência de oxigénio na água. Quando descarregada para o meio natural, a biodegradação da matéria orgânica pode levar ao esgotamento do oxigénio local e à formação de condições anaeróbias.
Microrganismos patogénicos	Doenças contagiosas e potencialmente fatais para os seres humanos e animais podem ser transmitidas pelos microrganismos patogénicos presentes na água.
Nutrientes	Tanto o azoto como o fósforo, em conjunto com o carbono, são elementos essenciais ao desenvolvimento natural. Quando descarregados de forma descontrolada no meio aquático, podem levar à formação excessiva de algas (eutrofização). Podem ser também causadores de poluição das águas subterrâneas se descarregados de forma descontrolada no solo.
Poluentes prioritários	Compostos potencialmente carcinogénicos, mutagénicos, teratogénicos ou altamente tóxicos presentes na água residual, cujo contacto pode originar graves problemas para a saúde humana.
Poluentes orgânicos persistentes	Estes componentes tendem a resistir aos processos de tratamento convencionais, pelo que exigem uma atenção especial. São normalmente os surfactantes (substâncias que influenciam a superfície de contato entre dois líquidos), os fenóis e os pesticidas agrícolas.
Metais pesados	Os metais pesados são normalmente adicionados às águas residuais urbanas por indústrias ou atividades comerciais e têm de ser removidos da água sempre que houver reutilização.
Constituintes inorgânicos dissolvidos	Os constituintes inorgânicos como o cálcio, o sódio e os sulfatos são adicionados à água em virtude do uso desta nas atividades humanas regulares e têm de ser removidos quando a água se destina à reutilização.

É neste âmbito que surgem as estações de tratamento de águas residuais, que recolhem, armazenam e tratam as águas, de modo a conferir-lhes as características necessárias para que sejam entregues ao meio hídrico sem comprometer os ecossistemas de jusante. Têm, portanto, os seguintes objetivos principais:

1. Receber e tratar as águas residuais urbanas ou as águas residuais que, não tendo origem em atividade doméstica, recebem tratamento prévio que lhes confira características idênticas.
2. Devolver ao meio hídrico as águas residuais afluentes, de forma controlada e com a qualidade necessária para garantir a sustentabilidade do meio recetor;
3. Fazer a gestão e a valorização dos subprodutos que resultam do tratamento.

2.1. PROJETO DE ETAR

As principais questões a ter em conta quando se inicia o projeto de uma ETAR estão resumidas na Tabela 5.

Tabela 5 – Aspetos a considerar no projeto de uma ETAR (adaptado de (Metcalf & Eddy, 2002)).

FATOR	DESCRIÇÃO
Definição dos processos de tratamento	A viabilidade dos processos de tratamento é definida com base na literatura, na experiência adquirida em estações de tratamento cujo funcionamento é comprovado e monitorizado e também em estudos-piloto que se podem efetuar para as condições locais.
Gama de caudais afluentes	Os processos de tratamento definidos devem-se adequar aos caudais afluentes estimados para a bacia em estudo. Certos tipos de tratamento podem ser inviáveis para caudais elevados, como as lagoas de estabilização, por exemplo.
Variação de caudais afluentes	Certos processos funcionam bem com caudais variáveis mas outros só com condições estáveis podem ser eficazes. Em certos casos pode ser necessário incluir um tanque de equalização para melhorar as condições de tratamento.
Características das águas residuais afluentes	São as características qualitativas das águas afluentes que determinam o tipo de processo a escolher (químico ou biológico, por exemplo) e as condições de operação respetivas.
Constituintes inibidores ou resistentes	Especial atenção deve ser dada aos elementos que possam ser inibidores dos processos de tratamento definidos e àqueles que não sofrem qualquer efeito na passagem por esses processos.
Condições climáticas	A temperatura afeta a taxa de reação da maioria dos processos químicos e biológicos definidos para ETAR e também as condições de funcionamento geral: temperaturas baixas podem causar o congelamento da estação e temperaturas altas promovem a libertação de maus odores.
Critérios de dimensionamento	O dimensionamento dos reatores pode ser feito com base na cinética das reações que neles vão ocorrer, nas cargas expectáveis e recomendadas para cada um ou nas transferências de massa que geralmente se verificam. Os dados a usar em cada um destes critérios podem ser obtidos na bibliografia, em ETAR existentes e/ou em estudos piloto feitos para as condições locais.
Eficácia de tratamento	A eficácia de uma ETAR é normalmente medida pela qualidade do efluente final e a respetiva variabilidade, que terá de cumprir os requisitos legais impostos na licença atribuída.
Subprodutos	Subprodutos líquidos, sólidos ou gasosos devem ser quantificados para que seja logo definida a forma como se processar a sua gestão.
Tratamento de lamas	Há que ter em conta o destino final das lamas produzidas na ETAR e quais os processos de tratamento necessários para que elas tenham as características mínimas para o destino definido.
Imposições ambientais	As condições ambientais tais como os ventos predominantes e a proximidade a zonas

	residenciais e as condições do meio recetor, podem ser condicionantes para definição do processo (fase líquida, sólida e gasosa) e do layout da estação de tratamento.
Requisitos químicos	Que elementos químicos são necessários adicionar ao processo e qual o impacto deles no efluente final ou nas lamas produzidas são duas questões a ter em conta.
Requisitos energéticos	Os requisitos energéticos e os custos de exploração associados devem ser minimizados para tornar o processo financeiramente viável.
Recursos humanos	Quantas pessoas e que nível de formação devem ter para gerir a ETAR definida, tendo em conta que muitos dos processos podem ser monitorizados de forma automática.
Recursos de operação e manutenção	Quais os elementos do projeto mais suscetíveis de um desgaste precoce e como evitá-lo é uma forma de garantir o período de vida útil definido para esta infraestrutura.
Processos complementares	Havendo necessidade de definir processos auxiliares, há que ter em conta o impacto no efluente final de um eventual encerramento destes processos.
Fiabilidade e versatilidade	O processo de tratamento deve ser fiável e duradouro, pouco complexo, de fácil manutenção e versátil face às condições do caudal afluente. Deve ser equacionada a possibilidade de se fazer uma eventual expansão de forma simples.
Análise do ciclo de vida	O período de vida útil da ETAR deve ser analisado de um ponto de vista operacional e económico para garantir a respetiva sustentabilidade não só no arranque mas ao longo da exploração. Muitas vezes, as estações inicialmente mais baratas acabam por ser as que maiores custos de exploração e manutenção acarretam, pelo que esta análise pode garantir a correta gestão financeira da infraestrutura.
Restrições espaciais	É necessário ter em conta o espaço disponível para instalação da ETAR, incluindo os edifícios de apoio e a rede viária interior. Deve-se também ter em conta a eventual necessidade de espaço para expansão e as condicionantes visuais que podem obrigar ao disfarce dos reatores e restantes equipamentos.

As condições iniciais para arranque do projeto de uma ETAR são definidas pelo Dono-de-Obra. Informações relativas à população servida e ao local de instalação são geralmente estudadas pelas entidades que lançam depois o respetivo concurso para a elaboração do projeto. A equipa projetista complementa esta informações com a legislação em vigor: leis nacionais, regulamentos locais e normas técnicas aplicáveis.

A fase seguinte consiste na definição do tipo de tratamento necessário para cumprir os objetivos de qualidade da água, face às características qualitativas e quantitativas do caudal afluente. Nesta fase, geralmente definida por Engenheiros do Ambiente/Civis, são especificados os órgãos de tratamento necessários para as fases líquida e sólida e é feito o dimensionamento inicial da estação. Um primeiro layout (Figura 20) é então elaborado e, se necessário, pode ser feita uma estimativa orçamental que irá permitir ter uma noção do valor da obra. Fica assim concluído o anteprojecto.

As considerações de dimensionamento, que constam na bibliografia, relativas a cada etapa de tratamento são descritas mais à frente neste documento.

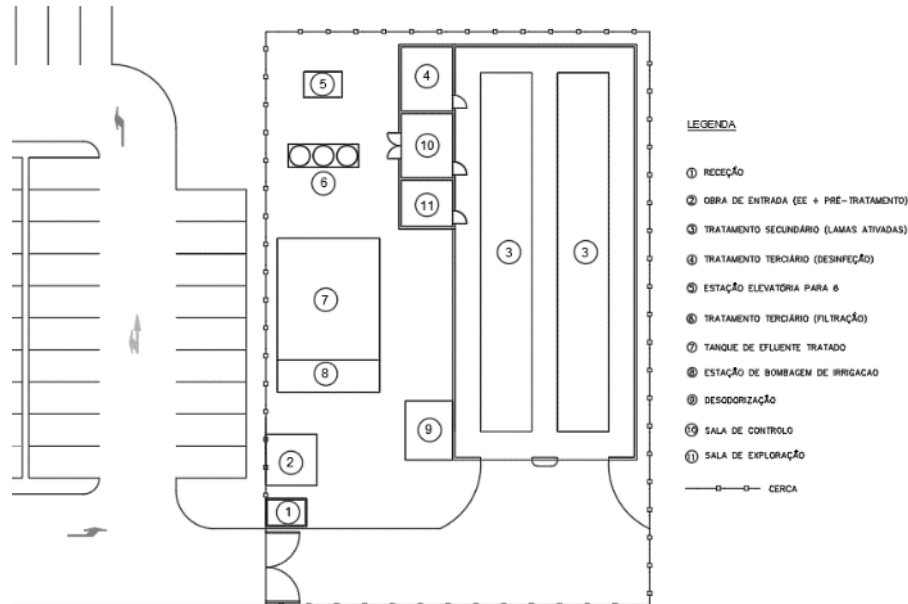


Figura 20 – Exemplo de definição inicial de layout de uma ETAR.

O processo evolui após a validação do anteprojeto pelo Dono-de-Obra. Pode haver necessidade de se ajustarem alguns componentes ou de se fazerem alterações nas soluções inicialmente previstas, após as quais começa a definição detalhada da estação e entram as restantes especialidades. Nesta fase é necessário validar o dimensionamento inicial, pormenorizar os componentes dos órgãos de tratamento e dos edifícios de apoio, os acessos, as áreas de circulação, os equipamentos eletromecânicos e as infraestruturas hidráulicas, mecânicas e elétricas, como se retrata no exemplo da Figura 21.

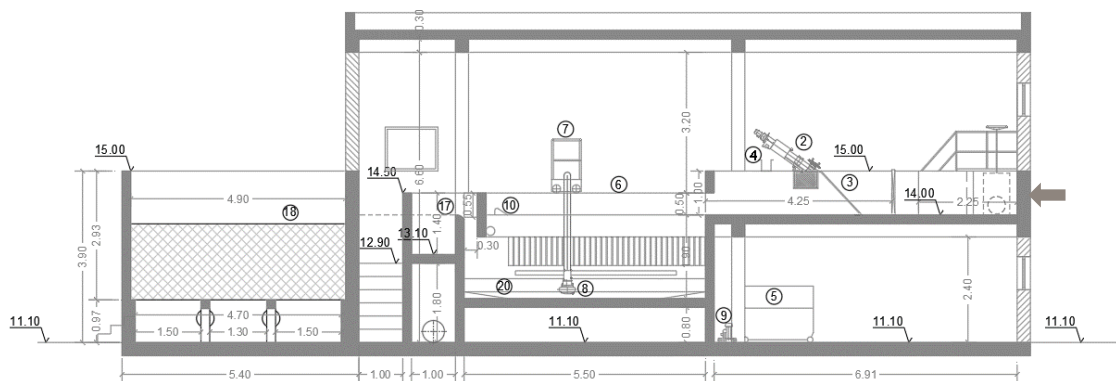


Figura 21 – Exemplo de pormenorização em fase de projeto de execução.

Nesta fase, quando se está a desenvolver o projeto de execução, é essencial a comunicação com as entidades envolvidas (Câmaras Municipais, Agências Governamentais do Ambiente,

etc.) para que sejam incluídas as indicações respeitantes, por exemplo, à localização de acessos, níveis de ruído, ponto de descarga e abastecimento de água potável e de gás, se necessário. O coordenador de projeto assume aqui um papel fundamental para fomentar a comunicações entre todos os intervenientes e registar as decisões tomadas. Faz também a sobreposição de especialidades e identifica potenciais incompatibilidades para que sejam corrigidas.

Posteriormente é feito o mapa de trabalhos e quantidades geral, reunindo-se as contribuições de todas as especialidades e é feita a compilação das restantes peças escritas de projeto. Torna-se um processo volumoso, de difícil leitura, pelo que é essencial uma boa organização. Sempre que possível, deve-se evitar impressões em papel e optar por entregas de versões digitais para consulta em computadores, *tablets* ou telemóveis.

As estações de tratamento que sejam edificadas por organismos públicos devem ser alvo de procedimentos que garantam total equidade no acesso aos respetivos serviços de projeto, fiscalização e execução da obra. Estes procedimentos são denominados por concursos públicos. Obviamente, no caso de estações de tratamento de entidades privadas (por exemplo, unidades industriais), não há necessidades de proceder a concursos públicos e estes serviços podem ser adjudicados às empresas que o Dono-de-Obra entender.

Os concursos públicos são promovidos pelo Dono-de-Obra, após este definir os pressupostos iniciais de projeto, nomeadamente os objetivos pretendidos para a infraestrutura, o local de instalação e o valor disponível para executar o projeto e/ou a obra. No caso concreto de Portugal, o procedimento tem início na publicação dos trâmites do concurso em Diário da República, acessível a todos (Figura 22). Nesta publicação são definidos:

1. A identificação da entidade adjudicante e os respetivos contactos;
2. O objeto do contrato, com descrição sucinta do que se pretende e o valor disponível para execução;
3. Indicações adicionais relativas ao tipo de concurso em causa;
4. A possibilidade de apresentação de proposta com alternativas ao proposto;
5. O local de execução do contrato;
6. O prazo de execução do serviço;
7. Os documentos de habilitação necessários;
8. O acesso às peças de concurso e forma de apresentação das propostas;
9. O prazo de apresentação das propostas dos concorrentes e o prazo de manutenção dessas propostas;
10. Os critérios de adjudicação do serviço;
11. A possível dispensa de apresentação de caução;
12. A identificação do órgão de recurso administrativo;

13. A data de envio do anúncio para publicação no Diário da República, a partir do qual começa a contar os prazos de apresentação das propostas;
14. A publicação do anúncio a nível europeu;
15. Outras informações relevantes;
16. A identificação do autor do anúncio.



Figura 22 – Excerto de publicação de concurso público para projeto de execução de ETAR

Em muitas das disposições dos procedimentos de concurso é feita referência ao Código dos Contratos Públicos (CCP), que estabelece a disciplina aplicável à contratação pública e o regime substantivo dos contratos públicos que revistam a natureza de contrato administrativo, definido no Decreto-Lei português nº 18/2008, de 29 de janeiro.

2.1.1. Fases de projeto

O projeto de uma ETAR, como muitos outros, não é estanque. Passa por diversas fases (estudo prévio, anteprojecto e projecto de execução) nas quais soluções alteram-se, erros são corrigidos, pormenores são adicionados. Não pode ser entendido como um produto terminado quando entregue e só quando a obra está terminada pode ser dado como concluído. É um

trabalho de elevada responsabilidade que deve ser feito com o máximo de profissionalismo e dedicação. Aos técnicos, são exigidas capacidades de relacionamento interpessoal que lhe permitam gerir da melhor forma a interação com as diversas entidades relacionadas com a obra a executar: dono-de-obra, entidades gestoras, empreiteiros, fiscalização, etc.

Na definição da ETAR, a equipa projetista é multidisciplinar, integrando diversas especialidades:

- Engenharia do Ambiente (definição do tratamento, perfil hidráulico e equipamentos);
- Engenharia Civil (redes hidráulicas, estruturas, edifícios, acústica, etc.);
- Engenharia Mecânica (definição de equipamentos, redes de automação);
- Engenharia Eletrotécnica (redes elétricas, sistemas de monitorização);
- Arquitetura (integração paisagísticas);
- Higiene e Segurança (PSS em projeto e PSS em obra).

Assume especial importância neste caso, o coordenador de projeto, figura essencial para a uniformização e coerência das soluções encontradas, para o controlo dos prazos de execução e para a motivação da equipa.

O caso específico português pode ser usado como exemplo de definição das principais peças de projeto a integrar num projeto de ETAR: no âmbito da celebração de um contrato público, a portaria 255/2023, publicada pelo Ministério Português das Obras Públicas, Transportes e Comunicações (Portuguesa, 2008), define o conteúdo obrigatório do programa e do projeto de execução, bem como os procedimentos a adotar na elaboração e faseamento de projetos de obras públicas. Assim, no Artigo 3º desta portaria é definido que “*O projeto desenvolve-se de acordo com as fases a seguir indicadas, podendo, algumas delas, ser dispensadas de apresentação formal, por especificação do caderno de encargos ou de acordo entre o Dono da Obra e o projetista*”:

- a) Programa base;
- b) Estudo prévio;
- c) Anteprojecto;
- d) Projeto de execução e assistência técnica.

No programa base são definidos os pressupostos base que determinam todo o projeto, nomeadamente o horizonte de projeto, a caracterização dos aglomerados a servir (incluindo a existência de instalações especiais), o meio recetor e as imposições relativas a condicionamentos de impacto ambiental. Com estes pressupostos são determinadas e incluídas características das águas residuais a tratar e a sua evolução ao longo do período de vida útil da instalação.

No estudo prévio é definido o esquema de tratamento proposto para os critérios definidos na fase anterior e, com isso, são apresentados os principais indicadores económico-financeiros relativos à instalação e à exploração (em caso de concursos públicos de conceção-construção, o Dono-de-Obra geralmente tem já estas duas fases concluídas, de forma a ter uma estimativa de custo da obra para lançar o respetivo concurso. Assim, o projeto a realizar no âmbito de um serviço de conceção-construção é geralmente apenas o projeto de execução).

No âmbito desta disciplina importa definir, de forma mais detalhada, os elementos de projeto definidos na fase mais completa: o Projeto de Execução. Esta fase, de acordo com o definido na secção X da referida portaria, referente à drenagem e tratamento de águas residuais, inclui os seguintes elementos (sem prejuízo de outras indicações decorrentes de instrumentos legais em vigor):

- Memória descritiva e justificativa, do sistema de tratamento, caracterizando pormenorizadamente cada um dos principais órgãos projetados e, se aplicável, a sua interação e integração com sistemas previamente existentes no caso de reabilitação ou de ampliação dos mesmos. Nela deve constar: a disposição e descrição geral da obra, evidenciando quando aplicável a justificação da implantação da obra e da sua integração nos condicionamentos locais existentes ou planeados, a descrição genérica da solução adotada com vista à satisfação das disposições legais e regulamentares em vigor e a indicação das características dos materiais, dos elementos da construção, dos sistemas, equipamentos e redes associadas às Instalações Técnicas;
- Cálculos justificativos para as condições de arranque e de horizonte de projeto e para as demais condições pertinentes de exploração ou de afluência, por exemplo, situações de variações sazonais, nomeadamente: cálculos hidráulicos (incluindo o perfil hidráulico, com indicação de todos os circuitos, gravíticos e em pressão, órgãos de tratamento, equipamentos e principais acessórios) e cálculos processuais dos sistemas de tratamento, por órgão de tratamento (indicando rendimentos e eficiências, emissões, produções e consumos específicos, apresentando também os resultados graficamente, nomeadamente através do balanço de massas para os parâmetros relevantes e do balanço energético da instalação);
- Diagrama de processo e de instrumentação (P&ID), com clara indicação de todos os circuitos, órgãos, equipamentos, acessórios e instrumentos, quer para a fase líquida quer para a fase sólida e fase gasosa, nomeadamente, sistemas de desodorização e sistemas de extração, armazenamento, tratamento e valorização de biogás, no que seja aplicável;
- Descrição detalhada do sistema de supervisão das instalações bem como a sua interconexão com um eventual sistema de telegestão, se aplicável;

- Descrição detalhada do modo de arranque e de paragem do sistema projetado, especificando os principais procedimentos operacionais e de segurança, bem como os recursos necessários;
- Descrição do modo de exploração, salientando medidas de minimização relativas a eventuais avarias ou inoperacionalidade dos principais circuitos de escoamento, órgãos ou linha de tratamento ou, ainda, de determinado equipamento, no caso de este não dispor de reserva instalada;
- Descrição dos processos construtivos e, no caso de reabilitação ou de ampliação de instalação existente que esteja em serviço, descrição detalhada do modo de construção especificando as várias fases de execução, bem como os principais impactes no modo de exploração e as correspondentes medidas minimizadoras;
- Medições e orçamento relativo à estimativa de custos de exploração, ao longo do horizonte de projeto da instalação, nas suas principais componentes, nomeadamente recursos humanos, energéticos, reagentes, água, subprodutos, consumíveis, manutenção e taxas, considerando também resultados provenientes de eventuais sistemas de produção de energia e de água reutilizada, se aplicável;
- Plantas, cortes e alçados das estações elevatórias, edifícios e órgãos de tratamento indicando a localização dos equipamentos, nas escalas 1:10, 1:20, 1:50 ou 1:100, pormenorizando cargas e atravancamentos dos equipamentos sobre órgãos e edifícios.

Todos estes elementos são fundamentais para desenvolver o anteprojeto aprovado e devem constituir um conjunto coordenado de informações escritas e desenhadas de fácil e inequívoca interpretação por parte das entidades intervenientes na execução da obra.

Por fim, uma breve nota à fase de revisão de projeto que, de acordo com a referida portaria 255/2023 segue o faseamento da respetiva elaboração, salvo acordo diverso entre o Dono da Obra e o revisor do projeto.

2.1.2.Coordenação de projeto

Como referido anteriormente, o projeto de ETAR envolve diversas especialidades o que por si só representa um desafio para garantir a coerência do documento produzido. Para tal, assume especial importância a figura do coordenador de projeto que, podendo ou não estar associado a uma das especialidades intervenientes, é o elo de ligação que tem como responsabilidade facilitar a comunicação entre a equipa e garantir o bom ritmo dos trabalhos.

Em termos práticos, o coordenador ao longo do processo vai integrando as diferentes partes num conjunto harmonioso, coerente e capaz de transmitir de forma clara todas as informações necessárias à execução da obra. Para além da comunicação entre os diferentes membros da equipa, o coordenador assume também a comunicação com o Dono-de-Obra e garante a

aplicação das especificações por ele definidas, bem como a aplicação da legislação respeitante a cada especialidade. Tem ainda a incumbência de fazer cumprir a programação do projeto nas duas diferentes fases, de modo a dar cumprimento aos prazos estipulado no contrato. A ação do coordenador de projeto está também definida na portaria 255/2023.

2.1.3. Assistência técnica

A assistência técnica é um direito e um dever do projetista, e tem como objetivos o esclarecimento de dúvidas relativas ao projeto em qualquer fase da execução, incluindo a fase precedente à adjudicação da obra.

Na fase de concurso para execução da obra, o projetista deve dar apoio ao Dono-de-Obra no esclarecimento de aspetos técnicos questionados pelos concorrentes, incluindo a opinião sobre variantes ou alterações que eles possam apresentar.

Durante a execução da obra o apoio deve ser dado ao nível de esclarecimento de dúvidas de interpretação do projeto, por parte de algum dos intervenientes em obra, na resolução de problemas decorrentes de erros ou omissões (os quais podem levar à necessidade de elaboração das peças de alteração do projeto necessárias à respetiva correção e à integral e correta caracterização dos trabalhos a executar no âmbito da referida correção) ou na apreciação da qualidade de elementos variantes propostos pelo empreiteiro.

O projetista deve ainda participar na elaboração das telas finais da obra, no final da sua execução, verificando a conformidade dos trabalhos executados com o disposto nas peças de projeto.

2.2. ELEMENTOS BASE DE PROJETO

2.2.1. População e caudais

O projeto de uma ETAR tem início na caracterização qualitativa e quantitativa das **águas residuais urbanas** a tratar. É a mais importante definição a fazer pois irá ditar todo o processo que se irá definir e pode incluir todas ou parte das seguintes componentes:

- Águas residuais domésticas: trata-se da água residual com origem nas atividades humanas convencionais (higiene, limpezas, etc.)
- Águas residuais industriais: são as águas residuas provenientes de unidades fabris, com características que dependem do tipo de processo industrial instalado.
- Águas de infiltração: águas que entram nas redes de drenagem urbanas quando colocadas em solos com níveis freáticos elevados e quando a sua estanqueidade não é totalmente garantida.

- Águas pluviais: são um acréscimo de caudal a considerar no cálculo, não só quando as redes são do tipo unitário mas também e em menor quantidade quando são separativas, pois é muito provável a ocorrência de aflúências indevidas.

Uma correta estimativa da parcela doméstica das águas residuais a tratar passa por uma análise cuidadosa do número de habitantes a servir e da quantidade de água residual que cada habitante irá produzir por dia (capitação). Esta estimativa deverá ser feita para dois cenários:

1. Ano de entrada em funcionamento da ETAR
2. Ano horizonte (geralmente definido para um horizonte temporal de 20 a 50 anos após o arranque da ETAR).

Se se considerar que durante os 50 anos de vida útil da ETAR irá haver um aumento da população servida (cenário mais provável), e/ou um aumento da capitação, por melhoria das condições de vida por exemplo, então significa que no ano horizonte vai ser necessário tratar maior quantidade de água. Para se garantir que a ETAR vai funcionar bem mesmo nessa altura, o dimensionamento deverá ser feito para um caudal de ponta estimado nas condições do ano horizonte.

Muitas vezes este procedimento leva a sobredimensionamento dos processos, por isso, há que fazer também em fase de projeto, uma verificação das condições de funcionamento no ano de arranque. No caso de se verificar que as condições mínimas não estão garantidas, diversas estratégias podem ser aplicadas como a duplicação dos canais de drenagem e dos tanques para que, no ano de arranque funcione apenas uma linha de tratamento e quando o caudal afluyente for muito, funcionem os dois.

2.2.1.1. Estimativa da população a servir

O conhecimento da evolução populacional é fundamental para o cálculo das infraestruturas de abastecimento e saneamento. Se no ano horizonte o número de habitantes facilmente se obtém por análise da rede afluyente e do número de consumidores registados na rede de abastecimento, no que toca a um horizonte de 50 anos já tudo se faz de forma estimada.

São muitos os métodos disponíveis para estimar a evolução populacional, sendo dado especial destaque neste documento aos métodos mais correntes de aplicação simples e eficaz no caso de aglomerados relativamente pequenos (até 5000 habitantes). Note-se que o recurso a métodos estatísticos complexos não é, por si só, garantia de uma estimativa mais realista até porque na obtenção de um caudal mais parâmetros são estimados, como a capitação e os fatores de ponta. Acima de tudo, aconselha-se bom senso, conhecimento do local e uma justificação detalhada dos parâmetros usados no cálculo.

A aplicação dos diferentes métodos deve ter em conta não só a evolução populacional até à data mas também a evolução social e económica esperada para a bacia que irá drenar para a ETAR. É importante recorrer a instrumentos de planeamento definidos para a zona, tais como Planos Diretores, Planos de Urbanização, Planos de Desenvolvimento Industrial, etc. que fixam os fatores sociais e de desenvolvimento e que determinam o modo de crescimento previsto para o local.

A estimativa começa pela recolha, o mais rigorosa possível, dos dados disponíveis até à data. Podem ser recolhidos através de:

- Censos Populacionais – segundo os Princípios e Recomendações da ONU (2006), os Censos são entendidos como processos normalizados de recolha, tratamento, avaliação, análise e difusão de dados referenciados a um momento temporal específico e respeitantes a todas as unidades estatísticas (indivíduos, famílias, alojamentos e edifícios) de uma zona geográfica bem delimitada, normalmente o país;
- Uso de Bases Geográficas de Referência Espacial (ou de Informação), em conjunto com Sistemas de Informação Geográfica (Figura 23);
- Recenseamentos eleitorais – abrangem apenas a população com idade superior a 18 anos, pelo que, sendo uma boa base para estimativas posteriores, não reproduz com tanta certeza a população residente como os Censos.
- Estudos de planeamento – requerem a consulta dos planos de urbanismos relativos à área em questão e a análise de fatores para além dos demográficos que definem a situação atual e económica dessa zona e permitem fixar a evolução futura. Os estudos que estão na base dos planos de urbanismo contemplam também o problema do crescimento de um aglomerado em termos espaciais, atribuindo áreas preferenciais para habitação, comércio, áreas verdes, zonas industriais, zonas turísticas etc. e, por conseguinte, diferentes densidades populacionais;
- Inquéritos locais – sempre que possível, ou quando não houver nenhum registo atual, a população residente deve ser estimada com recurso a inquéritos locais. Este procedimento junto de Câmaras Municipais ou Juntas de Freguesia permite inclusive tomar conhecimento de dinâmicas que não constam nos processos anteriores como, por exemplo, a presença de turistas ou a expansão de um aglomerado devido à expansão de um polo de desenvolvimento recente, não constante de estudos urbanísticos anteriores.



Figura 23 – Dados da plataforma informática do Instituto Nacional de Estatística (www.mapas.ine.pt).

Os métodos anteriores permitem aferir, com mais ou menos exatidão, a população residente no ano de arranque da ETAR e permitem perceber como tem evoluído nas últimas décadas.

O passo seguinte será fazer a previsão da evolução populacional para ao ano horizonte (até 40 anos após o arranque). Para o efeito existem muitos métodos disponíveis sendo atualmente os métodos gráficos os mais utilizados. Consistem em, tendo por base um registo longo de dados populacionais, aproximar uma curva de regressão aos valores registados e escolher o modelo que permite o melhor ajuste. Desta forma, obtém-se a curva que descreve a evolução passada e extrapola-se para o futuro, como se esquematiza na Figura 24.

Note-se que na determinação da evolução populacional relativa a uma área ou região convém ter em conta a ocorrência de períodos excepcionais (guerras ou migrações) pelo que muitas vezes o ideal é fazer o ajuste relativo a certos períodos, rejeitando os considerados anómalos.

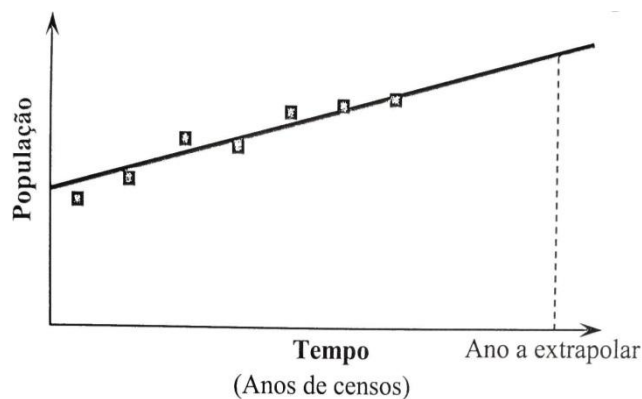


Figura 24 – Extrapolação a partir de dados conhecidos (adaptado de (Sousa & Marques, 2013)).

Existem também métodos matemáticos, devidamente detalhados nos livros da especialidade, que procuram traduzir a evolução populacional por expressões analíticas simples (Sousa & Marques, 2013), tais como:

- O método do crescimento aritmético;
- O método do crescimento geométrico;
- O método da curva logística.

Para além dos métodos referidos, existem outros mais complexos que analisam inclusive os efeitos da mortalidade, natalidade, e saldos migratórios, etc., mas que não se considera de interesse para o estudo que se pretende. Atualmente, a aposta recai nos métodos de informação geográfica com base em informação disponibilizada por entidades oficiais.

As previsões da evolução populacional são sempre passíveis de erro, já que muitos fatores não quantificáveis podem introduzir significativas distorções. Por isso, recomenda-se a realização de ensaios de sensibilidade aos valores obtidos e, se necessário, admitir diferentes cenários de cálculo, com valores mais altos e mais baixos de população a servir para depois perceber as suas implicações nas estruturas dimensionadas.

2.2.1.2. Cálculo do caudal afluente à ETAR

A quantificação do caudal de dimensionamento é fundamental para o projeto de uma ETAR mas não está isento de incertezas. Tem por base a estimativa de quanta água é consumida por habitante na bacia drenante e, por conseguinte, quanta água residual deriva desse consumo. O caudal resulta, portanto, do produto entre o número de habitantes e a respetiva capitação (ou a soma dos produtos, no caso de haver mais do que um tipo de consumo). A este raciocínio há ainda que incluir as águas provenientes de aflúências indevidas como se explica mais à frente neste capítulo.

Nesta fase, importa então quantificar a **capitação** associada a cada tipo de consumo: doméstico, industrial, público e/ou comercial. Recorda-se que a capitação é o consumo (de água potável) diário médio anual de um habitante, incluindo as possíveis perdas na rede de abastecimento. Facilmente se entende que o uso da água numa moradia é diferente do que as pessoas fazem, por exemplo, num edifício de serviços, daí a distinção por tipologias. Também se entende que a capitação será diferente consoante o clima da área em estudo, uma vez que ele influencia a forma e a quantidade como a água é consumida.

Outros fatores, tais como a consciência ambiental ou a disponibilidade de água podem também afetar significativamente a capitação de água numa dada região pelo que quanto maior for o conhecimento da área em estudo, melhor será a definição deste parâmetro.

A forma mais realista de se determinar a capitação de um aglomerado é cruzando a informação relativa aos consumos faturados com o número de habitantes de cada ponto de consumo. Como importa fazer uma projeção para o ano horizonte, é também importante saber a evolução histórica destes consumos até à data e, de forma idêntica à estimativa populacional, a partir destes dados fazer uma extrapolação por métodos gráficos.

Na falta de dados para se proceder ao estudo indicado, é possível estimar as capitações através dos valores de referência presentes no regulamento português em vigor (Decreto Regulamentar 23/95 de 23 de agosto, 1995) função da densidade populacional dos aglomerados a servir:

- 80 L/hab/dia – até 1000 hab;
- 100 L/hab/dia – de 1000 a 10000 hab;
- 125 L/hab/dia – de 10000 a 20000 hab;
- 150 L/hab/dia – de 20000 a 50000 hab;
- 175 L/hab/dia – acima de 50000 hab;

Para consumos do tipo industrial, comercial e público, pode-se usar como referência os valores presentes no Anexo I.

Os valores referidos nas tabelas anteriores são referentes ao caso português e à generalidade dos países mediterrânicos europeus. Como o uso da água tem forte influência das condições climáticas e culturais, noutros locais pode-se verificar diferentes valores (Tabela 6).

Em termos de consumos industriais, a produção de águas residuais não terá tanto a ver com o país em questão, mas sim com o processo industrial instalado. Na falta de informação mais precisa podem ser considerados os seguintes valores de referência (Metcalf & Eddy, 2002):

- Áreas industriais sem ou com poucos processos por via húmida: 7,5 a 14 m³/ha/dia para indústrias ligeiras e 14 a 28 m³/hab/dia para indústrias medianas;
- Para indústrias pesadas sem circuitos internos de reutilização de águas, pode-se considerar que 85 a 95% da água usada nos vários processos será descarregada no sistema de drenagem. As que têm processos de reutilização exigem uma análise caso a caso.
- A água residual doméstica produzida nos edifícios industriais pode variar de 30 a 95 L/trab/dia

No caso de se recorrer a valores da bibliografia, a sua escolha deverá ser bem fundamentada e deve-se ter em conta consumidores especiais que impliquem gastos significativos de água.

Tabela 6 – Consumo de água em países de diferentes continentes (Metcalf & Eddy, 2002).

País / Região	Capitação
China	80 L/hab/dia
África	15 a 35 L/hab/dia
Sudoeste asiático	30 a 70 L/hab/dia
Pacífico Oeste	30 a 90 L/hab/dia
Mediterrâneo este	40 a 85 L/hab/dia
Argélia, Marrocos e Turquia	20 a 65 L/hab/dia
América latina e caraíbas	70 a 190 L/hab/dia
Média mundial	35 a 90 L/hab/dia

Os valores apresentados são, como referido, relativos a consumo de água potável. Importa agora fazer a transformação para água residual, tendo em conta que só parte da água abastecida é depois entregue à rede de drenagem municipal. O fator que representa a relação entre as capitações de água de abastecimento e de água residual é o fator de afluência à rede e é, em geral inferior à unidade situando-se no intervalo de 0,7 a 0,9.

O **caudal médio diário anual de água residual doméstica** (Q) é, portanto:

$$Q = f \times \text{População} \times \text{Capitação}$$

Sendo f o fator de afluência à rede e a Capitação, o consumo de água potável por habitante.

Para efeitos de dimensionamento, sempre que se utilize o caudal médio diário anual é necessário equacionar o acréscimo correspondente à entrada de águas pluviais (afluências indevidas), uma vez que não estão incluídas nesta equação.

Caso haja necessidade de se estimar um **caudal industrial**, a situação será diferente caso de tratem de pequenas indústrias disseminadas na área em estudo ou de unidades de dimensão significativa. No primeiro caso, o caudal poderá ser integrado no caudal doméstico usando a capitação respetiva. No caso das grandes indústrias será preciso quantificar esse caudal de forma autónoma.

Como referido anteriormente, o caudal que chega à ETAR não será apenas o caudal afluente à rede a partir dos edifícios, mas também o que resulta das afluências indevidas nomeadamente os **caudais de infiltração**. Estes caudais resultam da entrada na rede da água que está no solo e a sua quantificação depende das características hidrogeológicas do solo e do tipo e estado de conservação do material dos coletores e das juntas. Registos de caudal afluente a ETAR indicam um acréscimo de 20 a 30% em tempo húmido, relativamente a tempo seco

(Cheng, 2014). O regulamento português (Decreto Regulamentar 23/95 de 23 de agosto, 1995) determina que, quando não se dispõe de dados experimentais ou de informações similares, o valor do caudal de infiltração pode considerar-se:

- a) Igual ao C_{DMA} nas redes de pequenos aglomerados com coletores a jusante até 300 mm;
- b) Proporcional ao comprimento e diâmetro dos coletores nas redes de médios e grandes aglomerados. Neste último caso, quando se trata de coletores recentes ou a construir, podem estimar-se valores de caudais de infiltração da ordem de $0,5 \text{ m}^3/\text{dia}$ por centímetro de diâmetro e por quilómetro de comprimento, podendo chegar-se a $4 \text{ m}^3/\text{dia}/\text{cm}/\text{km}$ em coletores de precária construção e conservação;
- c) Os valores referidos nas alíneas anteriores podem ser inferiores sempre que estiver assegurada uma melhor estanquidade da rede, nomeadamente no que respeita aos coletores, juntas e câmaras de visita.

Nesta fase, é já possível estimar um caudal médio diário de água residual afluyente à ETAR. Mas, se se pretender determinar um caudal de ponta, é necessário usar os **fatores de ponta**, que transformam um valor médio diário anual, num valor de ponta diário, horário ou instantâneo, por exemplo.

Posto isto, o caudal de ponta (Q_P) afluyente à ETAR é dado pela seguinte equação:

$$Q_P = F_P \times Q + Q_{inf} + Q_{esp}$$

Sendo:

- F_P o fator de ponta horário que, na ausência de registos locais pode ser estimado com base no descrito no regulamento português em vigor: $F_P = 1,5 + \frac{60}{\sqrt{P}}$ com P igual à população a servir;
- Q o caudal médio diário anual de água residual doméstica;
- Q_{inf} o caudal de infiltração;
- Q_{esp} o caudal que resulta de instalações especiais (ex. grandes unidades industriais).

No caso cada vez menos recorrente da ETAR servir redes unitárias, há que ter em conta também o caudal de ponta de origem pluvial (Q_{PI}), sendo quantificados de uma forma geral, a através da fórmula racional:

$$Q_{PI} = C I A$$

Sendo C o coeficiente de escoamento (depende do tipo de ocupação de solo da bacia hidrográfica e toma os valores constantes da Tabela 7), I a intensidade da chuvada de duração

igual ao tempo de concentração da bacia na secção em estudo, para o período de retorno definido e A a área drenada.

Tabela 7 – Valores médios do coeficiente de escoamento (Sousa & Marques, 2013).

Ocupação do solo	Coef. de escoamento
Zonas verdes:	
• Baldios	0,10 a 0,30
• Relvados em solos arenosos	0,05 a 0,20
• Relvados em solos pesados	0,15 a 0,35
• Campos desportivos	0,20 a 0,35
Zonas comerciais:	
• Centro da cidade	0,70 a 0,95
• Periferia	0,50 a 0,70
Zonas residenciais:	
• Habitações individuais no centro da cidade	0,30 a 0,50
• Habitações individuais na periferia	0,25 a 0,40
• Habitações coletivas	0,50 a 0,70
• Telhados e coberturas	0,75 a 0,95
Zonas industriais:	
• Dispersa	0,50 a 0,80
• Concentrada	0,60 a 0,90
Vias de comunicação:	
• Asfaltadas	0,70 a 0,90
• De betão	0,80 a 0,95
• Passeios	0,75 a 0,85

O período de retorno trata-se do número de anos necessários para que uma dada precipitação seja ultrapassada e a sua definição depende de uma análise custo-benefício e, por conseguinte, do investimento necessário para proteção da bacia até uma determinada precipitação. O regulamento português em vigor determina valores correntes de períodos de retorno compreendidos entre os 5 e os 10 anos.

A intensidade de precipitação é determinada com recurso às conhecidas curvas de intensidade-duração-frequência que retratar os valores das precipitações média máxima para períodos de curta duração de diferentes períodos de retorno, definidas para a zona em estudo.

O tempo de concentração e da intensidade da chuvada são parâmetros hidrológicos que podem ser determinados e consultados com mais pormenor nos livros de Hidrologia.

2.2.2. Concentrações e cargas poluentes

Após a determinação dos caudais de cálculo para dimensionamento da ETAR, há que atribuir a esses caudais as características mais comuns das águas residuais a tratar. De acordo com o regulamento português as **águas residuais urbanas** são *águas residuais domésticas ou a mistura de águas residuais domésticas com águas residuais industriais e/ou águas de escoamento pluvial*, sendo que:

- as águas residuais domésticas são definidas como águas residuais de instalações residenciais e serviços, essencialmente provenientes do metabolismo humano e de atividades domésticas; e
- As águas residuais industriais são todas as águas residuais provenientes de instalações industriais ou comerciais que não sejam de origem doméstica ou de escoamento pluvial.

Em termos qualitativos, as características das águas residuais urbanas são as que se apresenta na Tabela 8.

Os parâmetros que mais influência têm no processo de tratamento são: CBO, CQO, SST, NT e PT (recorde-se que azoto total = azoto orgânico + azoto amoniacal + azotos oxidados (NO²⁻ e NO³⁻) e que PT = fosfatos e fósforos orgânicos, dissolvidos e em suspensão).

Tabela 8 – Concentrações típicas dos principais poluentes das águas residuais urbanas.

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO			
	USA (Metcalf & Eddy, 2002)		Portugal (Cheng, 2014)	
SST	120 a 400	mg/L	120 a 400	mg/L
Areia	-	-	5 a 10	mg/L
Temperatura	-	-	15 a 25	°C
pH	-	-	6 a 9	-
Alcalinidade total	-	-	100 a 300	mgCaCO ₃ /L
Cloretos	30 a 90	mgCl/L	100 a 200	mgCl/L
Azoto orgânico	8 a 25	mgN/L	40 a 50	mgN/L
Azoto Amoniacal	20 a 70	mgN/L	30 a 40	mgN/L
Fósforo total	4 a 12	mgP/L	6 a 12	mgP/L
CBO	110 a 350	mgO ₂ /L	250 a 450	mgO ₂ /L
CQO	250 a 800	mgO ₂ /L	500 a 1000	mgO ₂ /L
Óleos e gorduras	50 a 100	mg/L	20 a 100	mg/L
Coliformes totais	10 ⁶ a 10 ⁸	/100mL	10 ⁷ a 10 ¹⁰	/100mL
Coliformes fecais	10 ³ a 10 ⁵	/100mL	10 ⁵ a 10 ⁸	/100mL

A descarga final das águas residuais segue o cumprimento da legislação em vigor, quer em termos de fixação dos limites de descarga de cada parâmetro, quer em relação ao controlo analítico e à periodicidade de recolha e análise das águas descarregadas ao longo da vida útil da ETAR. Em Portugal, os Decretos-Lei 152/97 (Ministério do Ambiente, 1997) e 236/98 (Ministério do Ambiente, 1998) apresentam os requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas e os valores limite de emissão na descarga de águas residuais, respetivamente (Tabela 9). Não obstante os valores da tabela, a entidade que emite a licença de descarga pode atribuir outros limites, consoante a especificidade do local definido com ponto de entrega da água tratada.

Tabela 9 – Valores de descarga constantes na legislação portuguesa em vigor.

PARÂMETRO	DL 152/97		DL 236/98
	Concentração	% de redução	
pH	-	-	6,0 a 9,0
SST	35 mg SST/L ⁽¹⁾	90% ⁽¹⁾	60 mg SST/L
CBO	25 mg O ₂ /L	70 a 90%	40 mg O ₂ /L
CQO	125 mg O ₂ /L	75%	150 mg O ₂ /L
NT	15 mg N/L ⁽²⁾	80%	15 mg N/L
NO ₃ (nitratos)	-	-	50 mg NO ₃ /L
PT	2 mg P/L ⁽²⁾	70 a 80%	10 mg P/L ⁽³⁾

⁽¹⁾ estes limites passam a 60 mg SST/L e a 70% no caso de descargas efetuadas em cursos de água situados a uma altitude superior a 1500m.

⁽²⁾ estes valores passam a 10 mg N/L e a 1 mg P/L no caso de mais de 100000 e. p.

⁽³⁾ valor que desce para 3 mg P/L em águas que alimentem lagoas ou albufeiras e para 0,5 mg P/L em lagoas em albufeira.

2.3. PROCESSOS DE TRATAMENTO

Os tipos de tratamento mais comuns em ETAR urbanas incluem processos físicos, químicos e biológicos ao longo das fases apresentadas na Tabela 10.

Os sólidos suspensos totais (SST) sofrem uma redução muito significativa nas etapas de tratamento preliminar e primário, sendo que 5% podem ser removidos por gradagem grossa (10 cm de abertura) e cerca de 60% na decantação primária. No caso da areia, um desarenador por si só consegue eliminar cerca de 90% da quantidade de areia afluente, o que é essencial para evitar problemas nas tubagens e equipamentos de jusante. Nos restantes processos, as eficiências típicas estão dentro dos valores apresentados na Tabela 11.

Tabela 10 – Níveis de tratamento de águas residuais (adaptado de (Metcalf & Eddy, 2002)).

FASE	DESCRIÇÃO	PROCESSOS INCLUIDOS
Preliminar	Remoção de sólidos grosseiros como pedaços de tecido e/ou de madeira, matérias flutuantes, areias, gorduras, etc. que possam causar problemas de funcionamento no processo e de manutenção dos equipamentos a jusante.	<ul style="list-style-type: none"> • Gradagem mecânica para remoção de sólidos de maior dimensão; • Desarenação/desengorduramento para remoção de areias, óleos e gorduras.
Primário	Remoção de uma porção significativa de sólidos suspenso e de matéria orgânica da dual afluente à ETAR. Muitas vezes complementada com adição de produtos químicos e filtração.	<ul style="list-style-type: none"> • Decantação primária para a clarificação do afluente, sendo as lamas produzidas posteriormente conduzidas para o tratamento de lamas.
Secundário	Remoção de matéria orgânica biodegradável e de sólidos suspensos. Pode também incluir a remoção de nutrientes (azoto e/ou fósforo).	<ul style="list-style-type: none"> • Sistema de lamas ativadas num reator biológico de mistura completa (sequência de compartimento anóxico - compartimento aeróbio) com recirculação de nitratos para montante do tanque anóxico; • Decantação secundária com recirculação de lamas biológicas para montante do compartimento anóxico e extração de lamas em excesso, posteriormente conduzidas ao tratamento de lamas.
Terciário	Remoção suplementar de sólidos suspenso que possam persistir após o tratamento secundário e desinfecção da água (essencial se for destinada a reutilização).	<ul style="list-style-type: none"> • Passagem da água por um sistema de lâmpadas UV, especialmente colocadas de modo a fazer incidir a radiação necessária para eliminação dos microrganismos; ou • Desinfecção por cloro, normalmente feita por solução de hipoclorito de sódio adicionado à água por intermédio de bombas doseadoras;
Avançado	Remoção fina de possíveis poluentes para atribuir à água as características necessárias a determinados tipos de uso.	<ul style="list-style-type: none"> • Ultrafiltração • Membranas • Osmose inversa.

Tabela 11 – Valores típicos de eficácia do tratamento primário e do secundário (adaptado de (Marecos do Monte & Albuquerque, 2013)).

PARÂMETRO	Tratamento primário	Tratamento secundário
SST	20 - 60%	64 - 88%
CBO	33 - 38%	80 - 84%
CQO	43 - 50%	60 - 72%
NT	40 - 38%	70 - 83%
PT	25 - 33%	33 - 50%

O tratamento biológico é o mais recomendado para a eliminação dos parâmetros que indicam a presença de material orgânico na água: CBO e CQO. Em condições aeróbias este tipo de tratamento pode apresentar uma grande eficácia, mas exige elevado consumo energético para introdução do oxigénio na água residual.

A eliminação do azoto total da água residual afluyente é por si só complicada pois o processo de nitrificação e desnitrificação é também biológico e está muito sujeito às condições locais. Quanto ao fósforo, dois processos podem ser usados para o remover: um biológico, mas de baixa eficácia, dependendo das condições das bactérias, e um químico que para além de gerar lamas químicas indesejáveis acarreta também um custo adicional de exploração.

A formação e a gestão dos subprodutos gerados no processo de tratamento da água (denominada fase líquida) é também um aspeto essencial no projeto de ETAR. Assim, é comum dividir-se essa gestão por:

1. Fase sólida (Tratamento das lamas) que inclui:
 - Espessamento gravítico das lamas mistas;
 - Digestão anaeróbia para a estabilização das lamas;
 - Desidratação das lamas através de centrífugas;
 - Armazenamento das lamas desidratadas em silo.

2. Fase Gasosa, onde se efetua:
 - A desodorização e o tratamento de odores, através de filtração do ar proveniente da obra de entrada e do tratamento de lamas, em filtros de carvão ativado ou em torres de lavagem química;
 - O armazenamento do biogás produzido na digestão anaeróbia para possível uso em cogeração e produção de energia.

Um exemplo de esquema tipo de tratamento em ETAR, compreendendo as diferentes fases do processo, pode ser verificado na Figura 25.

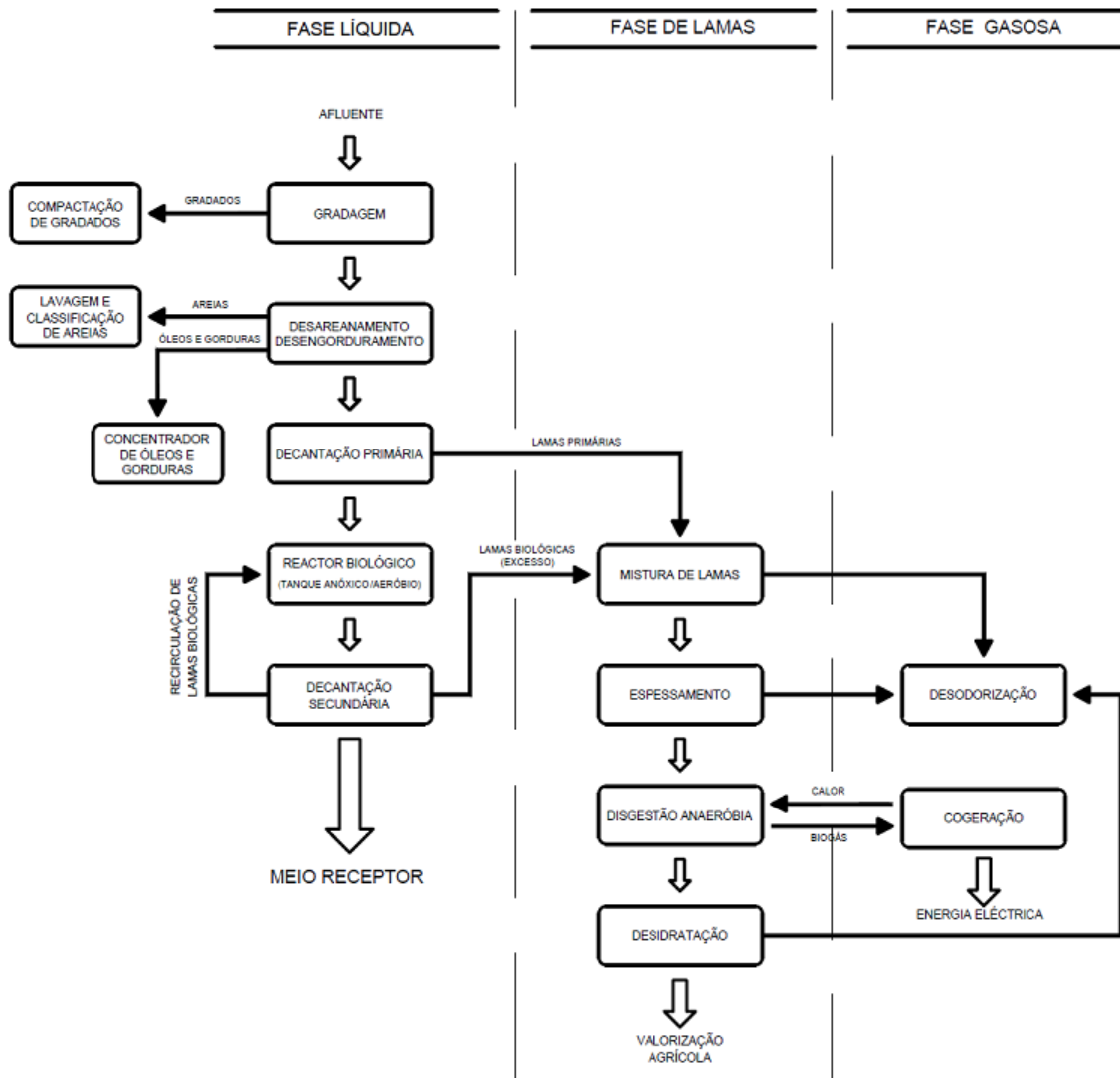


Figura 25 – Exemplo de diagrama de tratamento em ETAR (Alves, 2013).

Consoante o nível de exigência no local de descarga ou a eventual necessidade de reutilização das águas tratadas, poderá também ser prevista uma etapa de tratamento terciário que inclui a desinfecção da água por meios químicos (cloro ou ozono) ou físicos (Ultra-Violeta).

No caso de ETAR destinadas ao tratamento de águas de pequenos aglomerados, a sua configuração pode ser mais simples, havendo no mercado modelos compactos que podem ser facilmente instalados. Há também a possibilidade de recorrer a processo de tratamento natural como leitos de macrófitas, lagunagem cuja exploração é pouco dispendiosa, mas têm a exigência de necessitar de grandes áreas para uma correta depuração das águas residuais.

2.4. DIMENSIONAMENTO DA FASE LÍQUIDA

2.4.1. Obra de entrada

A obra de entrada contempla a receção de caudais (que pode incluir elevação e regularização) e o tratamento preliminar cujo principal objetivo é eliminar os sólidos mais grosseiros (através de um processo de gradagem e/ou tamisação) bem como os óleos, gorduras e areias presentes nestas águas. Para além disto, nesta fase há ainda a possibilidade de se ajustar o pH da água a tratar (quando existem efluentes industriais especiais tais com descarga de adegas, laticínios, etc.) tendo em conta as exigências dos processos de jusante.

Para minimizar a ocorrência de picos de caudal provenientes de chuvadas muito intensas, que podem causar estragos no tratamento a jusante, pode-se incluir na entrada da ETAR uma **câmara de tempestade** (ou câmara desvio de caudal) (Figura 26). Este processo é importante especialmente nos casos em que a ocorrência de águas pluviais na rede de drenagem é significativa, sendo que no caso de afluírem caudais em excesso, os mesmos são descarregados no meio hídrico recetor com baixas concentrações de poluentes graças ao efeito diluidor da água pluvial em excesso. A água descarregada por esta câmara pode também ser armazenada em bacias de retenção e retornar depois à ETAR para o tratamento devido.

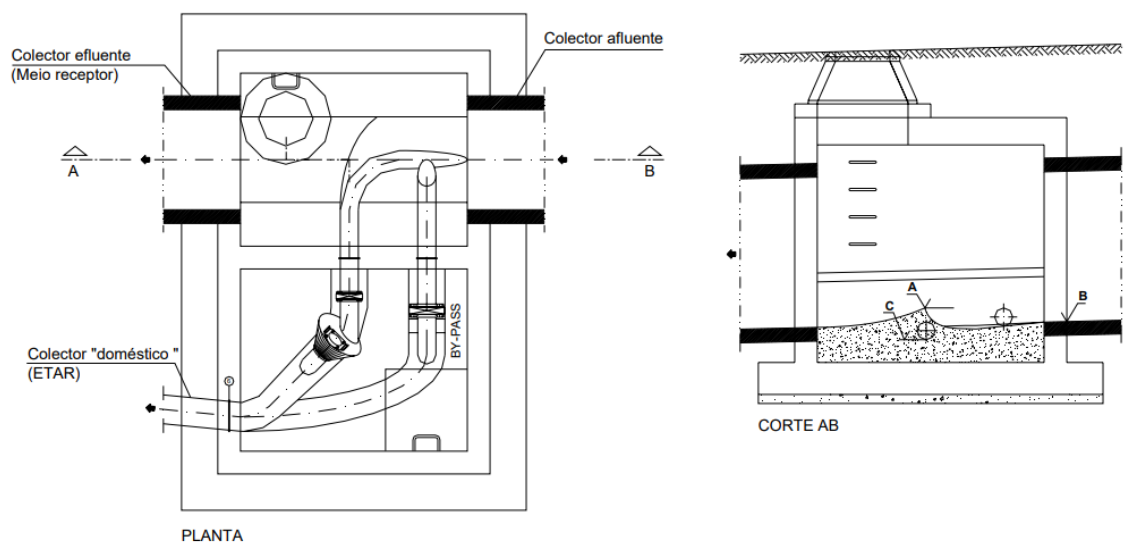


Figura 26 – Exemplo de descarregador de tempestade de desvio simples em câmara seca (Fonte: Sousa e Matos, 1991).

Em termos de dimensionamento, considera-se que esta câmara deve ter a capacidade para desviar 3,5 vezes o caudal médio de projeto (Cheng, 2014) e a boca de saída deve estar protegida com barras metálicas para reter sólidos de maior dimensão (espaçamento de 10

mm). O seu dimensionamento de uma câmara com a configuração da Figura 27 pode seguir as seguintes recomendações (Cheng, 2014):

1. Diâmetro mínimo da conduta de chegada, $D_{\min} = 0,6 \times Q^{0,4}$ (Nota: o diâmetro máximo real, D_{in} , deve ser o diâmetro de tubo comercialmente disponível que é igual ou superior a D_{\min} .)
2. Caudal de projeto, Q = caudal de ponta com o período de retorno de 1 ano
3. Largura útil da câmara, $B = 1,4 \times D_{in}$, sendo o valor mínimo de 600 mm
4. Altura mínima do descarregador, $h_{\min} = 0,8 \times D_{in}$
5. Comprimento total do descarregador, $L_{weir} = 8 \times D_{in}$, sendo o valor corrigido de acordo com a dimensão da grade
6. Comprimento da secção de chegada na câmara, $L_{in} = 3 \times D_{in}$, sendo o valor mínimo de 1,5 m (Nota: a secção de chegada é necessária quando os sólidos voltam para o caudal sujeito a tratamento na ETAR.)
7. Comprimento da secção de saída na câmara, $L_{out} = 2 \times D_{in}$, sendo o valor mínimo de 1,0 m. (Nota: Idem.)

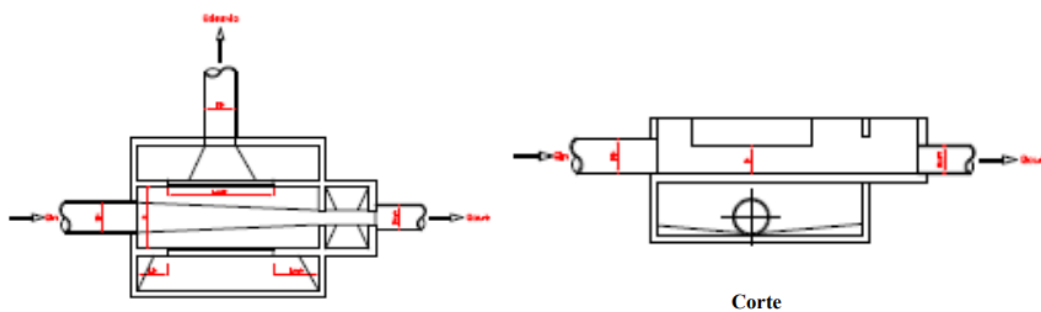


Figura 27 – Exemplo de descarregador de tempestade (Cheng, 2014).

A descarga desta câmara deve ser equipada com válvula automática para funcionamento ocasional, quando o nível de água a jusante assim o exige. Todas as vezes que a comporta for aberta, deve haver um registo respetivo, uma vez que o caudal desviado pode interferir com a qualidade da água no meio recetor.

É também comum a existência de câmaras de medição de caudal, que se recomendam para um melhor controlo e afinação do processo de tratamento. As mais comuns são os chamados **Canal Parshall** (Figura 29): trata-se de uma estrutura de dimensões específicas que permite a medição instantânea de caudais através de um medidor ultrassónico associado a um escoamento em superfície livre normalizado pela secção do canal.

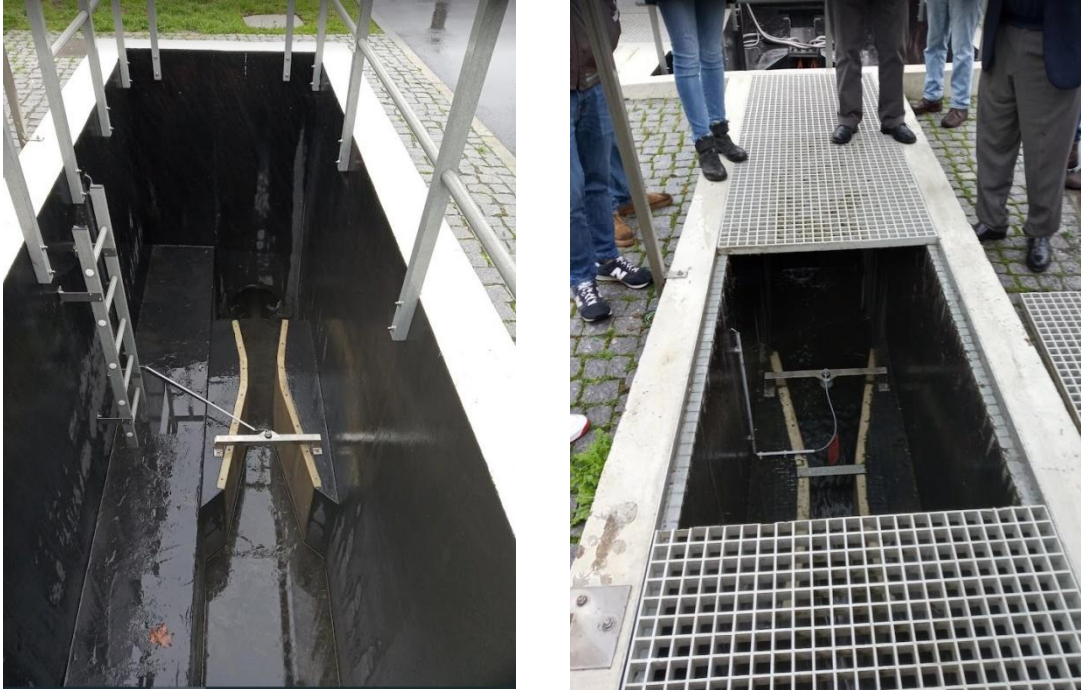
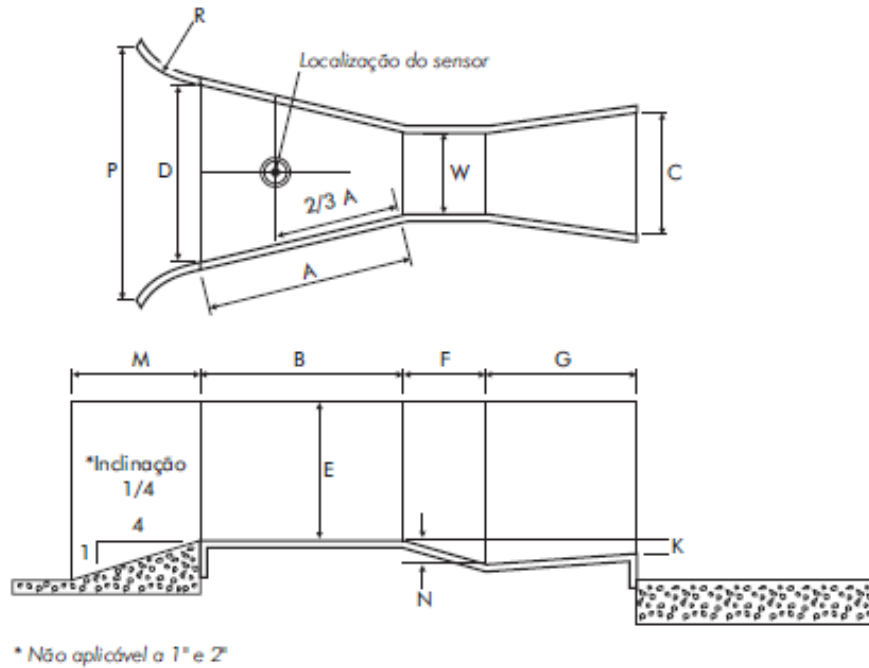


Figura 28 – Canais Parshall da ETAR do Areinho (novembro 2019).

Este canal é também muitas vezes utilizado no final da linha de tratamento para quantificar a água descarregada no meio recetor e usado para mistura rápida de produtos químicos. Dependendo do caudal a medir, podem ser fabricados no local, em betão armado ou pré-fabricados em PRFV (poliéster reforçado com fibra de vidro), sendo conveniente instalar modelos devidamente certificados. São constituídos pelas seguintes secções:

- Secção Convergente - Reduz a velocidade do escoamento na entrada, diminuindo a possibilidade de turbulências e aumentando a capacidade de precisão do equipamento de medição.
- Secção de Estrangulamento (Garganta) - Segunda secção do equipamento, onde a água é submetida a uma concentração produzida pelo estreitamento das laterais e/ou pela elevação do fundo do canal.
- Secção Divergente ou de Alargamento - Posicionada na parte final do equipamento, após seu estreitamento garganta), tem por objetivo propiciar a normalização do escoamento no canal.



Caudal m ³ /h			Dimensões em milímetros													
Tipo	mínimo	máximo	W	C	D	P	E	N	K	A	L	M	B	F	G	R
1ª	0,51	15	25	93	167	167	229	29	19	363	737	100	357	76	204	-
2ª	1	30	51	135	213	213	253	43	22	415	872	100	405	114	253	-
3ª	3	190	76	178	259	768	610	57	25	467	1219	305	457	152	305	406
6ª	5	400	152	397	397	902	610	114	76	621	1830	305	610	305	610	406
9ª	9	900	228	381	575	1080	762	114	76	879	1931	305	864	305	457	406
12ª	11	1650	305	610	845	1492	914	229	76	1372	3248	381	1343	610	914	508

Figura 29 – Canal Parshall (Fonte: www.contimetra.com)

A medição do caudal segue as leituras do medidor de nível instalado e a aplicação da lei de vazão indicada pelo fabricante que, geralmente é do tipo:

$$Q = C \times h_a^n$$

Sendo Q o caudal (m³/s), h_a a altura de água a montante da secção estrangulada (m) e C e n os coeficientes relativos à forma do canal (Tabela 12, referente ao canal da Figura 29).

Existem no mercado canais de dimensões superiores às apresentadas na Tabela 12. A suas dimensões e capacidade de vazão podem ser consultadas nos respetivos catálogos técnicos.

Tabela 12 – Coeficientes C e n do canal Parshall.

CANAL	W (mm)	C	n
1"	25	0,338	1,555
2"	51	0,676	1,555
3"	76	0,992	1,55
6"	152	2,060	1,58
9"	228	3,070	1,53
2"	305	3,950	1,55

O **tanque de equalização** tem como principal função a amortização de picos de caudal afluente à ETAR. Fazendo-se a retenção da água à entrada da estação, consegue-se controlar a água que passa para o circuito de tratamento por intermédio, nomeadamente por intermédio de uma estação de elevação que irá conferir a cota necessária para que todo o processo a jusante se processe graviticamente. Este procedimento acaba por ser uma otimização do dimensionamento dos órgãos a jusante que podem ser dimensionados para um caudal médio.

Este tanque é facultativo, sendo que tem especial interesse em estações de grande dimensão (mais de 50.000 habitantes) e/ou aquelas em que se verifique uma flutuação significativa dos valores de caudal afluente quer diária quer anualmente.

Para dimensionamento do tanque de equalização faz-se um balanço entre o respetivo volume afluente e efluente no período de um dia. Para este efeito, é utilizado o valor mais desfavorável, que corresponde ao máximo caudal que ocorre num período de 24 h ao longo de um ano (Q_{ponta}). O caudal afluente é afetado pela flutuação diária e o caudal efluente é o valor médio constante (volume afluente regularizado). A capacidade de regularização é a maior diferença entre as duas curvas de caudais acumulados (Figura 30).

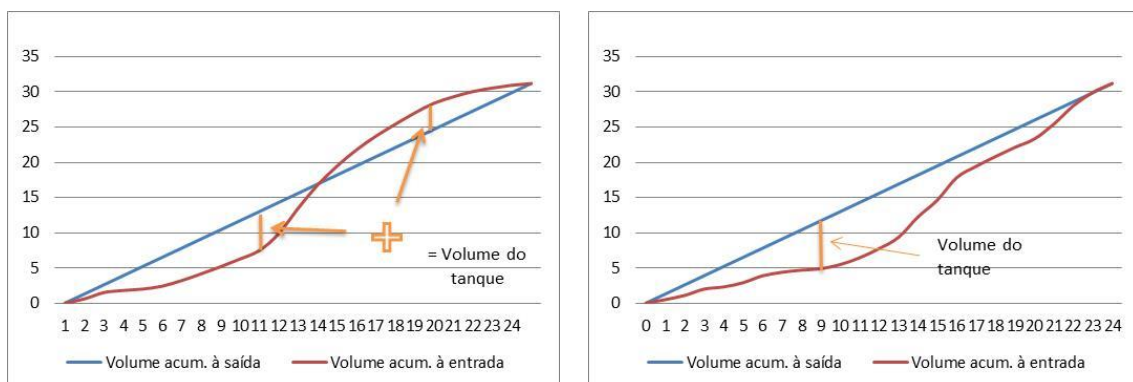


Figura 30 – Determinação do volume do tanque de equalização com diferentes padrões de afluências.

A jusante do tanque de equalização é instalada uma **estação de elevação** da água residual de modo a garantir uma carga hidráulica suficiente para que todo o processo a jusante ocorra de forma gravítica. Esta estação elevatória também pode ser instalada em ETAR que não necessitam de um tanque de equalização.

Os equipamentos mais usuais na elevação de águas residuais em ETAR são os grupos de bombagem e os parafusos de Arquimedes (Figura 31 e Figura 32).



a)



b)

Figura 31 – Parafusos de Arquimedes na ETAR de Espinho (cobertos para desodorização): a) vista exterior; b) motores.



Figura 32 – Parafusos de Arquimedes na ETAR do Ave.

2.4.2. Tratamento preliminar

O tratamento preliminar, tem como principal objetivo a remoção de sólidos suspensos e atribuir à água residual características adequadas ao correto funcionamento do tratamento a jusante (lamas ativadas, lagoas, leitos de macrófitas, etc.). Geralmente inclui os seguintes processos:

- Medição de caudal e controlo de pH;
- Equalização/Homogeneização (facultativo);
- Gradagem ou crivagem;
- Tamisação;
- Desarenação;
- Desengorduramento;
- Decantação primária (facultativa).

Para facilitar os processos de limpeza e manutenção dos equipamentos desta etapa, são geralmente definidas duas linhas de tratamento em paralelo.

Salienta-se a necessidade de evitar a acumulação dos detritos removidos no tratamento preliminar devido aos elevados maus cheiros, sendo que não devem permanecer na ETAR por mais de 3 dias.

2.4.2.1. Gradagem

Esta operação pretende remover os sólidos de maiores dimensões de forma a proteger as tubagens e os equipamentos a jusante.

Numa gradagem manual a água residual passa por um canal no qual são colocadas barras, em ferro fundido ou em aço, e a sua limpeza é feita de forma manual (Figura 33). Pode ser classificada em grosseira, média ou fina consoante o espaçamento entre barras (Tabela 13).



Figura 33 – Grades para limpeza manual na ETAR de Espinho.

Tabela 13 – Tipos de gradagem (adaptado de (Metcalf & Eddy, 2002)).

Tipo de gradagem	Espaçamento (mm)	Espessura das grades (mm)	Produção de gradados	
			Volume L/1000 m ³ de água tratada	Peso específico Kg/m ³
Fina	10 - 20	6 - 10	37 a 74 (50 ¹)	700 – 1100
Média	20 - 40	8 - 12	15 a 37 (22 ¹)	600 – 1000
Grosseira	40 - 100	8 - 12	4 a 11 (6 ¹)	600 – 1000

¹ Valor mais comumente utilizado

Na Figura 34 apresenta-se um exemplo de um sistema de remoção de gradados, através de parafuso de Arquimedes, para contentor localizado no piso inferior.

O dimensionamento de uma etapa de gradagem manual contempla a definição da largura do canal e do espaçamento entre barras e deve ter em conta os seguintes critérios (Metcalf & Eddy, 2002):

- Dimensões das barras: 5 a 15 mm de espessura e 25 a 38 mm de profundidade;
- Espaçamento entre barras: 25 a 50 mm;
- Velocidade da água no canal a montante das barras compreendida entre 0,3 a 0,6 m/s;
- Velocidade da água na passagem entre barras compreendida entre 0,6 a 0,9 m/s;
- Ângulo (θ) de 30 a 45° com a horizontal para facilitar o processo de limpeza manual.

Para facilitar o processo de limpeza, a altura de água nas grades não deve ser maior do que 1m, sendo que, para valores baixos de caudal, deve-se situar entre 0,40 e 0,60m.



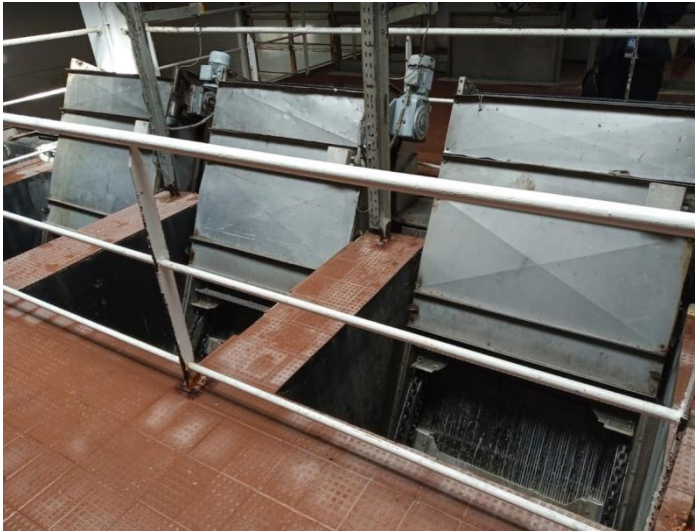
Figura 34 – Remoção de gradados na ETAR de Gaia Litoral.

A perda de carga provocada pela passagem da água nas grades é dada pela seguinte expressão, correspondente ao cálculo da perda de carga em escoamentos com superfície livre:

$$\Delta H = K \frac{(U_{cr}^2 - U_{apr}^2)}{2g}$$

Sendo K o coeficiente de perda de carga que toma valores de 1,43 em crivos limpos e de 1,67 em crivos colmatados e U_{cr} e U_{apr} as velocidades na passagem pelo crivo e a montante dele, respetivamente. Esta perda de carga deve ser inferior a 150 mm (Metcalf & Eddy, 2002).

Para caudais elevados (acima de 450 L/s), pode-se optar por um sistema automático, (Figura 35) cujas especificações são definidas pelos fabricantes para o caudal máximo indicado pelo projetista. Neste tipo de gradagem a limpeza é feita de forma automática através de um pente mecanizado, que entra em funcionamento sempre que a perda de carga no filtro for excessiva (colmatação) o que leva à subida do nível de água a montante.



a)



b)

Figura 35 – a) sistema de gradagem automática da ETAR do Freixo; b) sistema de gradagem manual e automática da ETAR do Ave.

Nos casos em que se pretenda uma remoção mais abrangente dos sólidos afluentes à ETAR, nomeadamente os de dimensão inferior ao espaçamento das grades, pode-se optar por instalar um tamisador (Figura 36). Este equipamento é utilizado na remoção de sólidos finos ou fibrosos e as suas especificações são fornecidas pelo fabricante a partir do caudal de dimensionamento indicado pelo projetista.



Figura 36 – Tamisadores a jusante da gradagem na ETAR de Espinho.

2.4.2.2. Desarenador/Desengordurador

A remoção de areias e de gorduras no tratamento preliminar é geralmente feita num mesmo tanque (Figura 37 e Figura 38) em que o tempo de residência é definido de modo a permitir a deposição das areias e a flutuação das gorduras na superfície. A adição de ar comprimido a partir de uma das bases laterais do tanque favorece a flutuação das gorduras para a outra extremidade. Com esta configuração é possível, com uma bomba, elevar as areias depositadas na base do tanque e com uma ponte raspadora remover as gorduras que se acumulam na superfície (Figura 39). Na Figura 40 vê-se a configuração de um tanque de desarenação temporariamente desativado.



Figura 37 – Desarenador/desengordurador da ETAR de Espinho.



Figura 38 – Desarenador/desengordurador da ETAR do Freixo.



a)



b)

Figura 39 – Desarenador/desengordurador da ETAR do Ave: a) ponte móvel com bomba extratora de areias; b) acumulação de gorduras por ação do ar comprimido injetado na parede oposta.



Figura 40 – Desarenador/desengordurador fora de serviço na ETAR do Ave.

O dimensionamento deste tanque tem como principal foco o referido tempo de residência da água e é determinado com base na velocidade de sedimentação das partículas, neste caso as partículas de granulometria superior a 200 microns (areias), sendo as restantes removidas nas etapas posteriores (decantador primário).

A sua forma é geralmente retangular em planta (podendo também ser redonda), tendo um fundo inclinado para um dos lados, de forma a concentrar nesse local as areias que se depositam.

O dimensionamento deve se feito tendo em conta (Metcalf & Eddy, 2002):

- Um tempo de retenção da água no desarenador entre 45 a 90 s;
- Uma velocidade de escoamento da água entre 0,25 a 0,4 m/s (abaixo de 0,15 pode ocorrer uma deposição considerável de matéria orgânica e acima de 0,4 pode haver a passagem de sólidos que se pretende decantar neste tanque).

Em certos casos, pode ser vantajoso adicionar o arejamento destes tanques para permitir uma maior eficácia na flutuação das gorduras. Nesse caso, é incluído um sistema de ar comprimido num dos lados do desarenador e os critérios de dimensionamento são (Metcalf & Eddy, 2002):

- Tempo de retenção de 2 a 5 min;
- Dimensões: profundidade 2 a 5 m, comprimento 7,5 a 20 m, largura 2,5 a 7 m;
- Razão L/P: 1:1 a 1:5;
- Razão C/L: 3:1 a 5:1;
- Ar fornecido por unidade de comprimento: 0,2 a 0,5 m³/min/m;
- Quantidade de areia removida: 0,004 a 0,20 m³/1000 m³ de água tratada;
- Concentração da areia removida (é removida uma mistura água/areia): 50 a 250 g/L.

A função dos desarenadores é muito importante para evitar o desgaste precoce dos equipamentos a jusante, devido ao fenómeno de abrasão provocado pelas areias das águas residuais. Se o processo for bem especificado, a areia removida segue para um classificador (Figura 41, Figura 42 e Figura 43) onde é limpa e reposta em meio natural. A água de lavagem destas areias removidas pode ser a do final da linha de tratamento na ETAR, que é depois encaminhada para a entrada do tratamento preliminar). Os óleos e gorduras removidos são encaminhados para destino final autorizado, preferencialmente para sistemas de tratamento e valorização.



Figura 41 – Classificador de areias da ETAR de Espinho.



Figura 42 – Classificador de areias da ETAR do Freixo.



Figura 43 – Classificador de areias da ETAR do Ave.

2.4.3. Tratamento primário

A decantação primária constitui o tratamento primário, inicialmente o único tipo de tratamento quando começaram a surgir as primeiras infraestruturas de saneamento em áreas urbanas.

Atualmente, esta etapa por si só não cumpre os requisitos legais de qualidade da água, pelo que é sempre necessário adicionar processos de tratamento a jusante.

No decantador primário processa-se a separação dos sólidos presentes nas águas residuais que não foram removidos na etapa de tratamento preliminar, nomeadamente os sólidos suspensos, os sólidos sedimentáveis, os dissolvidos e os coloidais. No fundo deste decantador são produzidas as lamas primárias, cuja remoção deve ser frequente para evitar a formação de condições anaeróbias.

Para jusante passa um efluente mais clarificado e com menos quantidade de matéria orgânica, uma vez que, em condições normais, estes decantadores conseguem remover entre 20 a 60% dos SST e 33 a 38% de CBO (Tabela 11).

Existem diversos tipos de decantadores primários: de funcionamento simples, com adição de agentes coagulantes, de forma circular ou retangular, com ou sem raspadores, etc. Os mais comuns são os decantadores circulares de funcionamento simples com ponte raspadora (*Figura 44*), embora sejam vários os exemplos de instalações de configuração retangular (*Figura 45*).



Figura 44 – Decantador primário, circular, da ETAR do Areinho.



a)

b)

Figura 45 – Decantadores primários, retangulares: a) ETAR do Freixo e b) ETAR do Ave.

O rendimento destes decantadores é influenciado pelas características físico-químicas da água a tratar, pelo tempo de retenção, existência de turbulência, temperatura (da água interior e da atmosfera exterior) e pela carga hidráulica. O seu dimensionamento tem como principal parâmetro o tempo de residência. Quanto maior for, melhor será a eficácia do decantador mas maior será o custo de construção e o espaço necessário para o instalar. Assim, os pressupostos de dimensionamento a considerar podem ser os seguintes (Metcalf & Eddy, 2002):

- Tempo de retenção hidráulica: 1,5 a 2,5 h;
- Carga hidráulica: 30 a 50 m³/m²/dia para caudal médio e 80 a 120 m³/m²/dia para caudal de ponta;
- Dimensões para decantador quadrado: profundidade 3 a 4,9 m; comprimento de 15 a 90m e largura entre 3 a 24 m;
- Dimensões para decantador circular: profundidade 3 a 4,9 m; diâmetro de 3 a 60 m e inclinação de fundo entre 1/16 e 1/6.

A produção de lamas neste decantador pode ser estimada através de um balanço mássico da carga poluente à entrada e à saída do decantador, considerando uma eficácia de remoção dentro dos valores atrás referidos. No caso de se usar um agente floculante, a eficácia será naturalmente maior mas a sua determinação só pode ser feita depois de um ensaio de coagulação/decantação.

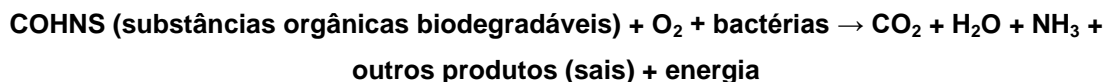
2.4.4. Tratamento secundário

No tratamento secundário é feita uma redução significativa da matéria orgânica presente na água residual a tratar. Recorde-se que os valores típicos de CBO das águas residuais em Portugal rondam os 250 a 400 mgO₂/L (Tabela 8), e que o tratamento primário só consegue uma redução de cerca de 35% (Tabela 11), o que é insuficiente para se atingir a meta de 25 mgO₂/L exigida por lei. Os principais objetivos desta fase de tratamento são (Metcalf & Eddy, 2002):

- Transformar a matéria orgânica biodegradável em produtos de fácil gestão;
- Remover e agregar sólidos suspensos não sedimentáveis em flocos ou biofilmes;
- Transformar ou remover nutrientes (azoto e fósforo).

Esta fase do tratamento pode ser feita através de processos físico-químicos (coagulação/floculação + decantação) ou por processos biológicos (seguidos também por decantação), sendo que os biológicos são mais comuns por apresentarem menores custos com reagentes e por serem gerados subprodutos químicos na água tratada por processos químicos.

No tratamento biológico, a redução da matéria orgânica é feita por meios naturais, embora com alguma tecnologia incluída, ou seja, é feita por ação dos microrganismos (bactérias) presentes na água residual a tratar que digerem a matéria orgânica na presença de oxigénio e nutrientes (azoto e fósforo) e assim produzem biomassa, dióxido de carbono, água e outros produtos, de acordo com a seguinte expressão:



Os sistemas de tratamento biológico podem ser de dois tipos:

- biomassa fixa, como os sistemas de leitos percoladores (*Figura 46*) e biofiltros (*Figura 47*), em que os microrganismos se desenvolvem em torno de um meio de suporte, criando o chamado biofilme;
- biomassa em suspensão, como os sistemas de lamas ativadas (*Figura 48*) e as lagoas arejadas (*Figura 49*).



Figura 46 – Leitos percoladores da ETAR do Areinho.



Figura 47 – Exemplo de biofiltro (Fonte: <http://napier-reid.com>).



Figura 48 – Tanques de arejamento e decantadores secundários da ETAR de Matosinhos (Fonte: www.cm-matosinhos.pt).



Figura 49 – Lagoas arejadas da ETAR de Vila Real de Santo António (Fonte: www.aguasdoalgarve.pt).

Os sistemas de lamas ativadas são os mais utilizados à escala mundial devido à sua elevada eficácia e economia, motivo pelo qual ser-lhes-á dado maior ênfase no âmbito desta disciplina.

Para além da matéria orgânica, no tratamento secundário outros parâmetros são também reduzidos, nomeadamente os SST que passam no tratamento primário. Na maioria das vezes, são também criadas as condições necessárias para se reduzir a concentração de Azoto, através de operações de nitrificação-desnitrificação.

2.4.4.1. Lamas ativadas

O tratamento de águas residuais por lamas ativadas é um processo simples do ponto de vista tecnológico mas complexo na prática, uma vez que está condicionado por diversos fatores que podem inviabilizá-lo.

Em termos concretos, as lamas ativadas desenvolvem-se no reator biológico desde que disponham de matéria orgânica biodegradável (medida pela CBO) e nutrientes (N e P). Para que o seu desenvolvimento seja feito em condições aeróbias, é necessário garantir uma concentração adequada de oxigénio dissolvido (OD) na água a tratar, desejavelmente entre 1 e 2 mg/L. Neste reator, é também necessário instalar sistemas de agitação para garantir uma mistura adequada das lamas com a matéria orgânica que entra com a água residual a tratar.

O desenvolvimento dos microrganismos no reator biológico leva à sua aglomeração em flocos, o que favorece a decantação das lamas a jusante, no decantador secundário. Aqui são removidas as lamas em excesso para evitar a acumulação no sistema, e enviadas as restantes de novo para o tanque de arejamento.

O processo pode desenvolver-se segundo um dos três esquemas representados na *Figura 50*, muito comuns nas ETAR portuguesas:

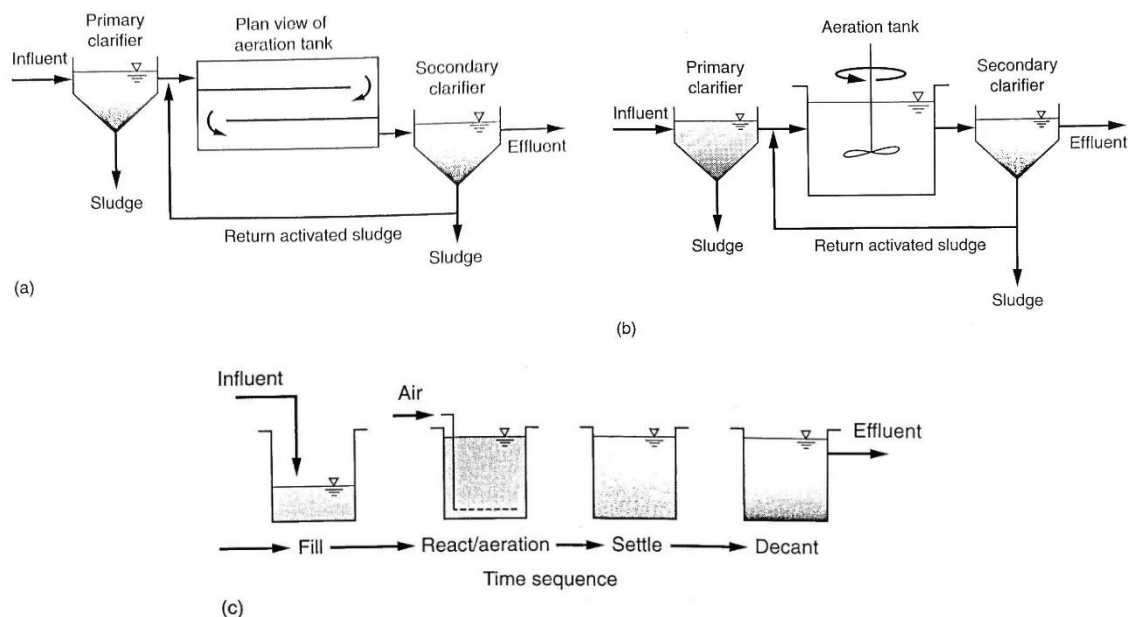


Figura 50 – Processos típicos de tratamento por lamas ativadas: a) arejamento por ar comprimido; b) arejamento por meios mecânicos; c) tratamento sequencial: SBR Sequencing Batch Reactor (Metcalf & Eddy, 2002).

O dimensionamento do processo passa pela definição das dimensões do tanque de arejamento (condicionadas pelo tempo de retenção das águas a tratar), da quantidade de oxigénio

dissolvido necessário para a digestão da matéria orgânica, das dimensões do decantador secundário e do sistema de recirculação de lamas.

Os tanques de arejamento podem ser quadrados, retangulares ou circulares, com profundidades úteis entre os 3 e os 6 m, sendo que os parâmetros recomendados para o seu dimensionamento são dependentes da escolha de um processo convencional ou de arejamento prolongado (Tabela 14).

Tabela 14 – Parâmetros recomendados no dimensionamento do tanque de arejamento (Cheng, 2017).

Parâmetro	Convencional	Arejamento prolongado
Tempo de retenção hidráulica [h]	6 a 12	18 a 30
Concentração de lamas no tanque de arejamento [mg MLSS/L] ⁽¹⁾	1500 a 2500	3000 a 5000
Carga orgânica mássica [kg CBO/kg MLSS/d]	0,1 a 0,3	0,05 a 0,1
Razão MLVSS/MLSS	0,80 a 0,90	0,75 a 0,80
Idade das lamas [d]	4 a 7	12 a 20

⁽¹⁾ Obtida por medição de SST

A carga orgânica mássica representa a proporção de matéria degradável (*Food*) por microrganismos presentes (*Microorganisms*), sendo um dos parâmetros mais importantes na definição do processo. Para o tratamento de esgoto doméstico, o valor de F/M é selecionado entre 0,1 e 1,5 kg CBO/kg MLVSS/d para os processos convencional e arejamento prolongado, respetivamente. Na prática operacional, o valor de F/M não pode ser mantido constante devido às razões óbvias acima mencionadas. Assim, este é mantido dentro de uma gama para um processo específico, tendo em conta os objetivos de tratamento em termos de remoção de CBO, nitrificação e/ou estabilização das lamas. Em geral, um valor mais baixo resulta num mais alto grau de tratamento, com tempo de retenção hidráulica mais prolongado, maior volume do tanque de arejamento e ainda mais elevado consumo de energia para arejamento. Em contrapartida, a produção de lamas em excesso é mais reduzida.

A necessidade de oxigénio na água a tratar é a soma do oxigénio necessário para cada um dos seguintes processos:

- Remoção de CBO;
- Oxidação de azoto amoniacal;
- Respiração endógena.

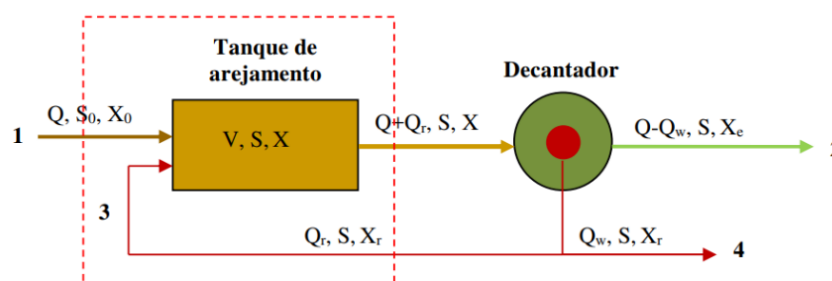
Se houver lugar a um processo de nitrificação-desnitrificação, ocorre recuperação de oxigénio, reduzindo a necessidade global.

A necessidade de oxigénio calculada é depois convertida para real por ajuste à temperatura mais desfavorável prevista, a altitude da ETAR e a solubilidade oxigénio na água. No caso de o arejamento ser feito por ar comprimido, há ainda que ter em conta a concentração de oxigénio no ar e a densidade do ar. No caso de se preconizarem arejadores mecânicos, o sistema é dimensionado através de consulta de catálogos comerciais com base no número de arejadores a instalar, o qual se determina pela configuração dos tanques de arejamento.

Quanto ao sistema de recirculação de lamas, esquematizado na *Figura 51*, o principal parâmetro a ter em conta no dimensionamento é o caudal de recirculação de lamas, que garante a presença de microrganismos suficientes para a eficácia pretendida deste processo. O seu cálculo é feito através do balanço de massa à entrada e saída do tanque arejamento (Cheng, 2017), admitindo que o crescimento de lamas no tanque de arejamento pode ser desprezado.

O balanço de massa resulta então na seguinte expressão:

$$QX_i + Q_r X_r = (Q + Q_r) X, \text{ logo, } Q_r = Q(X - X_i) / (X_r - X)$$



Legenda: 1: Afluente de águas residuais 2: Efluente tratado 3: Recirculação de lamas decantadas 4: Remoção de lamas em excesso Q: Caudal de afluente Qr: Caudal de recirculação de lamas Qw: Caudal de remoção de lamas S0: Concentração de CBO afluente S: Concentração de CBO no tanque de arejamento e no efluente tratado X0, Xe: sólidos suspensos no afluente e efluente X: Concentração de lamas em tanque de arejamento (MLSS) Xr: Concentração de lamas recirculadas e removidas V: Volume útil de tanque de arejamento.

Figura 51 – Esquema de recirculação de lamas (Cheng, 2017).

Como a concentração de lamas na entrada do reator (X_i) é muito baixa quando comparada com a concentração à saída (X), a expressão de cálculo do caudal de recirculação fica:

$$Q_r = QX / (X_r - X)$$

No seguimento do cálculo do caudal de recirculação de lamas, é possível determinar o tempo (em dias) em que as lamas permanecem no reator, ou seja, a razão entre a massa total de lamas e a massa total de lamas removidas, sendo a massa total de lamas removidas igual a:

$$Q_w X_r + (Q - Q_w) X_0$$

Para a recirculação das lamas, utilizam-se praticamente sempre bombas centrífugas submersíveis, equipadas com impulsores abertos do tipo vortex ou monocanal. O funcionamento das bombas deve ser flexível, com instalação de várias bombas e/ou de bombas equipadas com variadores de frequência, permitindo regularizar o caudal de recirculação. A potência de bombagem pode ser determinada, considerando o fluxo de lamas recirculadas com características hidráulicas iguais às da água (apesar da concentração de sólidos relativamente elevada, até 1%, ou seja 10 000 mg/L).

Quanto ao decantador secundário, a sua configuração e dimensionamento são semelhantes ao decantador primário mas devido à elevada concentração de lamas que aqui chegam, no seu dimensionamento deve também entrar em conta o caudal de recirculação de lamas e a massa de sólidos afluente. A carga hidráulica superficial deve considerar a soma do caudal afluente com o caudal de lamas recirculadas (*Figura 51*) e deve estar compreendida entre 24 a 40 m³/d/m². Critérios empíricos recomendam um tempo de retenção hidráulico de 2 a 4 h neste decantador.

Sendo um processo natural, as condições locais de temperatura (que deve ser entre 10 e 30 °C) e de pH (de preferência entre 6,5 a 8,5) ou o aparecimento de substâncias inibidoras podem inviabilizar o tratamento, o que muitas vezes leva a problemas como o que se exemplifica na *Figura 52*.



Figura 52 – Flutuação de lamas no decantador secundário da ETAR de Espinho.

No processo de lamas ativadas do tipo SBR (*Figura 50 c*), o arejamento e a decantação de lamas processam-se no mesmo reservatório de forma cíclica. Este sistema não precisa de recirculação de lamas biológicas, uma vez que não há perda de biomassa na zona de arejamento. Apresenta grande flexibilidade e capacidade de absorção de oscilações de carga, garantindo elevadas eficiências de remoção. A ETAR de Paço de Sousa apresenta um tratamento secundário por lamas ativadas deste tipo, sendo visíveis na *Figura 53* os quatro reatores biológicos retangulares.



Figura 53 – ETAR de Paço de Sousa, Penafiel (Fonte: www.simdouro.pt).

2.4.4.2. Leitos percoladores

Nos leitos percoladores, a água residual a tratar passa por um meio (leito percolador) onde existem microrganismos que vão digerir a matéria orgânica. A circulação de ar pelo leito garante os níveis de oxigénio necessários para garantir que o processo se desenvolve em condições aeróbias.

Esta operação é precedida por um decantador secundário que tem como função remover as lamas que se formam na digestão da matéria orgânica. Após o decantador, o efluente tratado é enviado novamente para o leito o que faz com que a mesma água passe por ele as vezes necessárias para atingir o nível de eficácia desejado.

A relação entre a área superficial do leito percolador e o caudal a tratar, determina a classificação atribuída a este processo, sendo os parâmetros característicos de cada tipo apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 – Classificação dos leitos percoladores (adaptado de (Cheng, 2010)).

Parâmetro	Baixa carga	Média carga	Alta carga
Carga hidráulica superficial [m ³ /m ² /d]	1 a 4	4 a 10	10 a 40
Carga orgânica volúmica [kg CBO/m ³ /d]	0,08 a 0,32	0,24 a 0,48	0,32 a 1,0
Altura do leito [m]	1,5 a 3,0	1,2 a 2,5	1,0 a 2,0
Eficácia de remoção de CBO [%]	75 a 80	80 a 85	80 a 85
Necessidade de energia [kW/1000 m ³]	2 a 4	2 a 8	6 a 10
Taxa de recirculação [Qr/Q]	0	0 a 1,0	1,0 a 2,5
Grau de nitrificação	Muito alto	Alto	Baixo/nulo

2.4.5. Fases de tratamento posteriores

Numa grande parte dos casos, as características que a água tratada apresenta à saída do tratamento secundário são já suficientes para a descarga. Se cumprirem os valores definidos na licença podem então ser enviadas para o meio recetor.

Mas, em meios recetores mais sensíveis, como lagos ou albufeiras, ou nas proximidades de zonas balneares, é necessário um tratamento adicional – o chamado tratamento terciário – que pode ser constituído por sistemas de microfiltração e/ou de desinfecção. Esta fase de tratamento é também essencial quando se pretende reutilizar as águas residuais tratadas para usos não potáveis, como lavagens, rega, sistemas de arrefecimento, entre outros.

Na figura apresenta-se um exemplo de sistema de desinfecção por UV, o mais comum nas ETAR portuguesas com tratamento terciário.

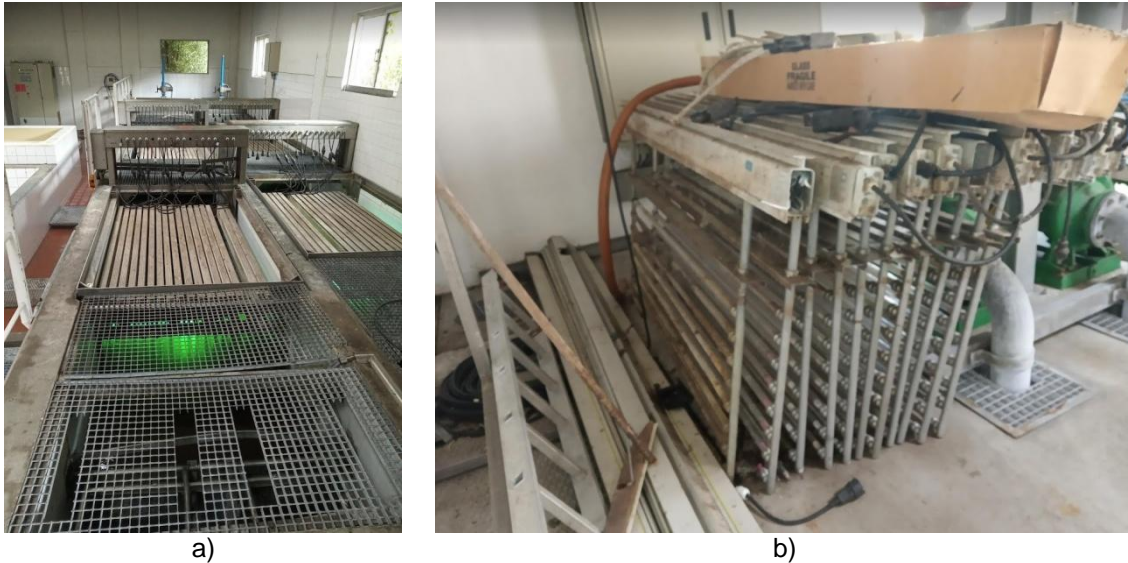


Figura 54 – Sistema de desinfeção da ETAR do Freixo: a) canal de desinfeção; b) lâmpadas desativadas.

2.5. SUBPRODUTOS DO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

O normal funcionamento de uma Estação de Tratamento de Águas Residuais, implica a produção de três elementos distintos cuja gestão deve ser bem definida logo em fase de projeto:

- Água residual tratada (fase líquida);
- Resíduos (fase sólida);
- Odores (fase gasosa).

O destino dado aos três produtos é distinto: a água residual tratada é descarregada no meio hídrico recetor ou reutilizada, as lamas são sujeitas a tratamento na estação e seguem para valorização ou para aterro sanitário e os odores gerados são, em muitos casos, tratados na própria estação sendo o ar desodorizado libertado para a atmosfera.

Na caracterização das lamas de ETAR, excluem-se os resíduos produzidos no tratamento preliminar, nomeadamente os gradados, as areias e as gorduras. Estes resíduos são alvo de uma gestão própria devido às suas características distintas e remoção independente, geralmente direcionada para aterros sanitários. As lamas são, então, a mistura água/resíduos decantados produzidos no decantador primário e no decantador secundário.

Na sua constituição, as lamas apresentam sólidos suspensos (removidos da água a tratar), reagentes químicos adicionados em determinadas fases do tratamento (como agentes coagulantes ou de precipitação) e biomassa em excesso decantada no tratamento secundário. A deposição destes materiais na base dos decantadores promove a sua concentração pela

ação do peso próprio das partículas mas na sua remoção segue também uma grande parte de água.

O tratamento destas lamas tem como objetivo reduzir o seu volume e dotá-las das características necessárias para o destino final pretendido (valorização ou deposição em aterro), minimizando assim os custos de transporte e de eliminação/valorização.

2.5.1. Produção e caracterização das lamas de ETAR

As lamas que resultam do tratamento de águas residuais têm um elevado teor de humidade e de matéria orgânica resultante da biomassa em excesso que se forma durante o processo de remoção de matéria orgânica. Outros componentes, como nutrientes (azoto, fósforo e potássio) e potencialmente metais pesados e microrganismos patogénicos podem também fazer parte da sua constituição.

A natureza e características das lamas recolhidas são distintas para cada fase do processo (Fair, Geyer, & Okun, 1971):

- Decantador primário: aqui são recolhidos a maior parte dos sólidos decantáveis que chegam na água a tratar. A digestão anaeróbia elimina cerca de 67% da parte volátil destes sólidos;
- Lamas ativadas: as lamas em excesso removidas do tratamento biológico por lamas ativadas são muito ricas em matéria orgânica e água. Em tratamentos convencionais, cerca de 5 a 10 % dos materiais transferidos são mineralizados durante a formação e recirculação das lamas, dependendo da proporção de sólidos recirculados e da extensão do arejamento que, em conjunto definem a idade das lamas em circulação. As lamas em excesso podem ser reunidas com as lamas primárias.

As lamas primárias apresentam uma concentração de sólidos muito variável entre 1 a 6%. As lamas biológicas são caracterizadas por um elevado conteúdo de água (>98%) pelo que exigem etapas de tratamento que reduzam este valor (espessamento/desidratação) (Cheng, 2011).

O tratamento das lamas de ETAR, em comparação com as lamas de ETA não contempla a decantação, uma vez que está incluída na fase líquida do processo. As lamas são espessadas gravítica ou mecanicamente e desidratadas, seguindo depois para digestão para redução do elevado teor de matéria orgânica que as caracteriza. As lamas digeridas são depois desidratadas para facilitar o transporte a destino final.

No caso de estações de tratamento de águas industriais, a composição das lamas está muito dependente do processo industrial que origina as águas a tratar e em muitos casos, a presença

de metais pesados ou de outros elementos complicados pode significar um encargo oneroso na sua entrega a destinatários autorizados.

2.5.2. Tratamento de lamas

O tratamento das lamas envolve fases distintas que vão gradualmente alterando as características das lamas até ao grau pretendido e incluem geralmente o transporte e a mistura das lamas, o espessamento, a digestão aeróbia ou anaeróbia, a desidratação e/ou secagem e por fim a incineração ou deposição. Parte destas fases estão representadas na Figura 55.

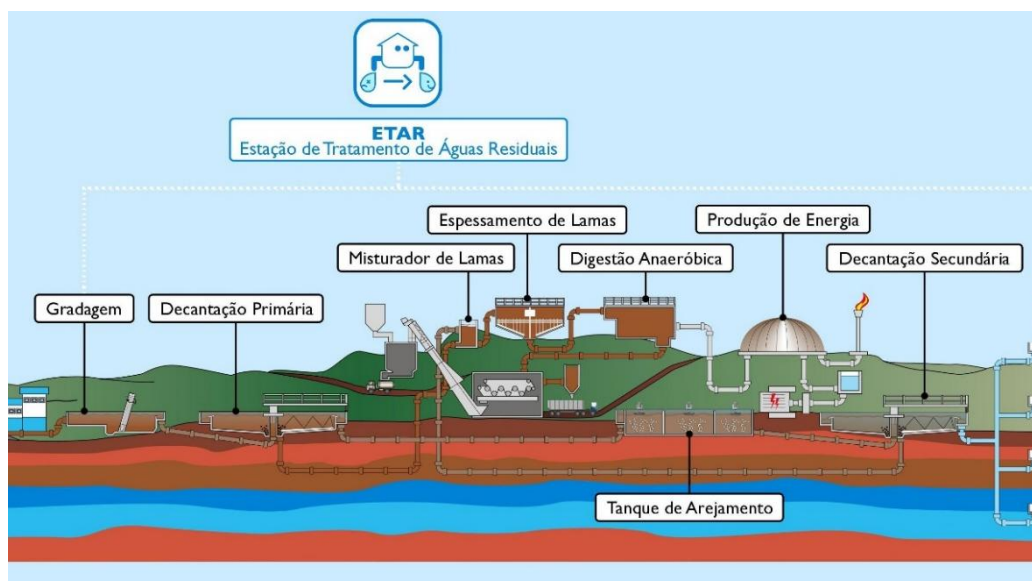


Figura 55 – Excerto de esquema de tratamento em ETAR. A castanho a fase correspondente ao tratamento de lamas (Fonte: Águas Públicas do Alentejo).

Após a mistura das lamas, o processo de tratamento desenvolve-se ao longo das fases descritas nos subcapítulos seguintes. Os parâmetros mais importantes a ter em conta são:

- Relação água/peso/volume;
- Densidade, viscosidade, rigidez;
- Reação ao espessamento e filtração;
- Valor combustível;
- Digestibilidade;
- Valor fertilizante.

2.5.2.1. Espessamento

O espessamento gravítico das lamas é feito em espessadores de configurações semelhantes aos decantadores, com ou sem agitação das lamas ou adição de coagulantes químicos (Figura

56). O dimensionamento dos tanques, a taxa de agitação necessária e a dose de coagulantes são parâmetros definidos em laboratório.

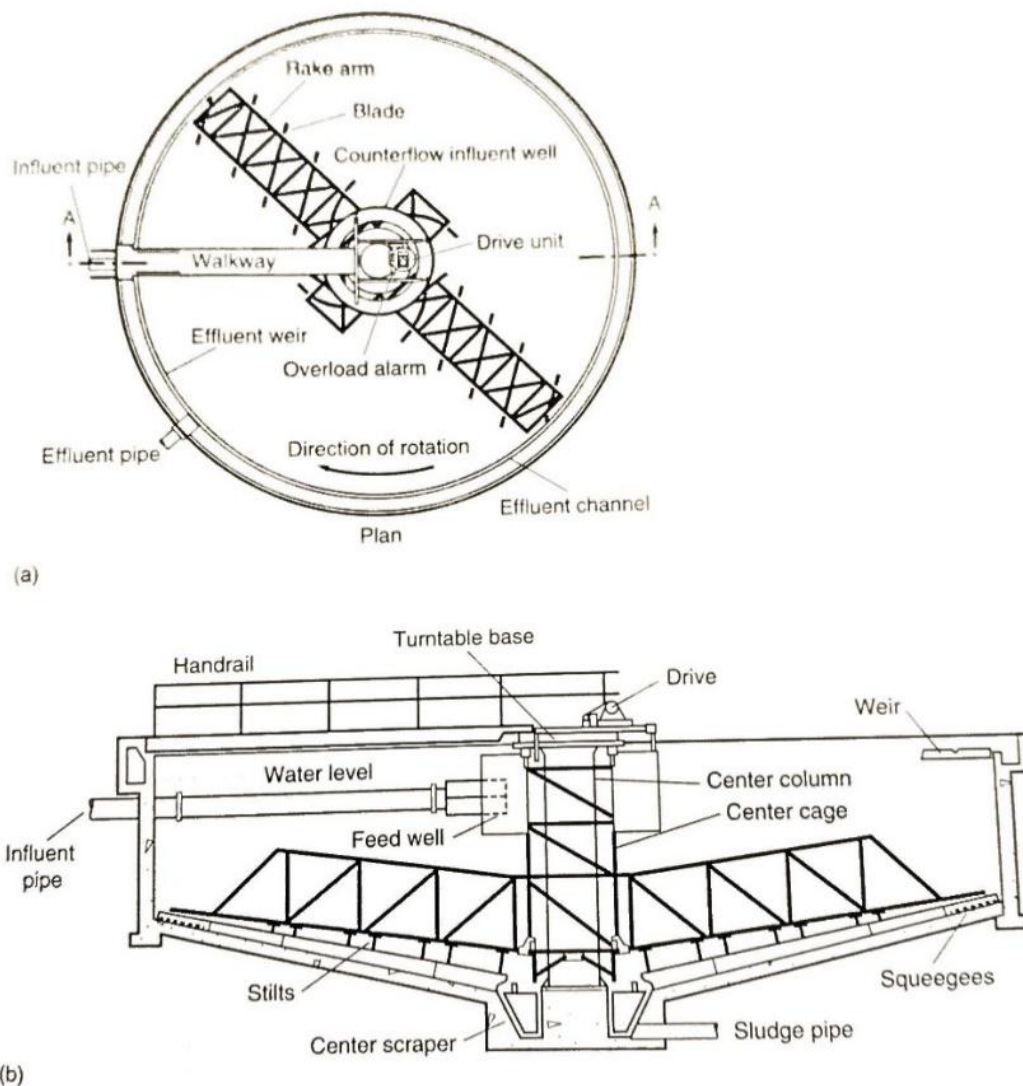


Figura 56 – Espessador gravítico de lamas: a) planta; b) corte longitudinal (Metcalf & Eddy, 2002).

A formação das lamas no espessador é feita da base do tanque para cima, estando as lamas sujeitas ao efeito de compressão que deriva do peso próprio das partículas que se vão depositando.

Nos casos em que espessadores gravíticos não são eficazes (como quando há flutuação de lamas causadas pelo desenvolvimento de condições anaeróbias no espessadores) pode-se optar pela instalação de mesas de espessamento que são equipamentos mecânicos com base na agregação dos flocos por ação de polímero. A mesa separa a água através de uma tela filtrante.

Em alternativa pode-se ainda usar tambores rotativos, adequados para instalações de pequena dimensão, espessadores centrífugos ou flutuadores que usam ar comprimido para separar a parte sólida das lamas mas exigem um custo de exploração avultado. Os critérios de dimensionamento dos processos de espessamento gravítico e por flutuação são descritos na Tabela 16.

Tabela 16 – Espessamento: critérios de dimensionamento (Cheng, 2011)

Parâmetro	Espessamento gravítico	Espessamento por flutuação (DAF)
Carga superficial de sólidos (kg/h/m ²)	1 a 3	4 a 10
Carga hidráulica superficial (m ³ /h/m ²)	0,15 a 0,30	1,25 a 5,0
Pressão de pressurização (bar)	-	4 a 6
Razão mássica de ar/sólidos	-	0,02 a 0,06
Razão de recirculação (%)	-	50 a 100
Tempo de retenção hidráulica (min)	8 a 24	5 a 10 no saturador 20 a 40 no flutuador
Profundidade útil (m)	3 a 4	-
Eficácia de captação de sólidos (%)	80 a 95	70 a 80
Concentração de sólidos nas lamas decantadas (%)	2 a 6	2 a 4

2.5.2.2. Digestão

A estabilização das lamas tem como objetivos reduzir os microrganismos patogénicos presentes, eliminar maus odores e impedir a degradação da matéria restante. Para tal, é necessário impedir o desenvolvimento dos microrganismos na parte orgânica e volátil das lamas.

A digestão das lamas pode ser definida como a degradação da matéria orgânica pelos microrganismos que nelas existem. Esta decomposição processa-se de forma aeróbia (com consumo de oxigénio) na presença do oxigénio dissolvido na água das lamas que rapidamente se extingue. A partir daí a degradação passa a ser anaeróbia (a não ser que seja feito algum

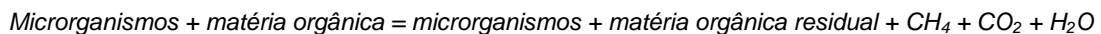
tipo de arejamento). Nas lamas, dois tipos de bactérias são responsáveis pela degradação da matéria orgânica (Fair, Geyer, & Okun, 1971):

- Microrganismos facultativos e aeróbios (produtores de ácidos anaeróbios facultativos): convertem hidratos de carbono proteínas e gorduras em ácidos orgânicos e álcoois;
- Microrganismos anaeróbios obrigatórios (fermentadores de metano anaeróbio): convertem os ácidos e álcoois em metano e dióxido de carbono.

Existem mais tipos de bactérias nas lamas, mas em número muito pouco significativo. Outros constituintes das lamas são materiais que permanecem inalterados ao longo dos processos de tratamento, como substâncias celulósicas, comuns nas águas residuais.

A digestão aeróbia de lamas é restrita a estações de pequena dimensão devido ao seu elevado custo de exploração. Neste tipo de digestão, as lamas são sujeitas a arejamento de forma idêntica aos tanques de arejamento do tratamento secundário. Nas ETAR de média e grande dimensão opta-se pela digestão anaeróbia por apresentar um custo de exploração significativamente mais reduzido.

A equação que traduz a digestão anaeróbia das lamas é a seguinte:



Para garantir a eficácia da digestão das lamas, é necessário ter em conta os seguintes aspetos (Fair, Geyer, & Okun, 1971):

1. A digestão é uma operação contínua em que lamas frescas entram no digestor ao mesmo tempo que as lamas digeridas saem. Nesta transição são formados gases, pelo que a densidade e o peso volúmico das lamas digeridas não são iguais aos das lamas frescas. A matéria orgânica que permanece nas lamas à saída do digestor já não é suscetível de decomposição, pelo que a parte sólida destas lamas é bastante estável. Dentro do digestor, as lamas antigas fornecem microrganismos para degradar as lamas frescas e a capacidade de retenção necessária para impedir que os ácidos orgânicos baixem o pH das lamas para níveis incontroláveis;
2. A digestão é uma operação uniforme em que os sólidos que entram no digestor têm de ser rapidamente distribuídos pelas lamas existentes, horizontal e verticalmente. Também a distribuição líquidos/sólidos nas lamas tem de ser uniforme dentro do digestor. Para que isto aconteça, é necessária uma agitação permanente das lamas no seu interior. O gasto energético associado a esta agitação pode ser compensado pela produção de energia a partir dos gases libertados no interior, como se verá mais à frente. O objetivo desta uniformização é proporcionar o melhor contacto possível entre os microrganismos e a matéria orgânica a degradar, evitando zonas estagnadas.

3. A digestão é altamente influenciada pela temperatura do processo, e necessita de aquecimento que pode, uma vez mais, ser feito a partir da energia gerada a partir dos gases produzidos;
4. A digestão é prolongada pelo tempo necessário para que se obtenha um produto final que possa ser descartado (ou enviado para tratamento posterior) de forma económica e segura.

No digestor, como o que se apresenta na Figura 57, as lamas concentram-se na parte inferior e as águas na parte superior formando o chamado sobrenadante. A descarga destas águas, que retornam à entrada da estação de tratamento, é feita num nível intermédio entre os sólidos concentrados na parte inferior e os resíduos que se acumulam à superfície, suficientemente leves para flutuarem nestas águas ou para serem elevadas pelos gases formados na decomposição que se vai efetuando na parte sólida. A presença de sobrenadante pode ser minimizada pelo controlo da concentração de lamas à entrada do digestor ou pelo espessamento das lamas a montante. Há que ter em conta que, quanto menor for a quantidade de água afluyente, menor é a energia gasta no aquecimento das lamas e menor será o tamanho necessário do digestor propriamente dito. No fundo, as lamas que entram no digestor acabam por se dividir em quatro camadas:

1. Uma camada superior constituída por resíduos flutuantes;
2. Uma camada de sobrenadante;
3. Uma camada de lamas em digestão;
4. Uma camada inferior de lamas já digeridas, estáveis que se vão depositando na base do tanque.



a)



b)

Figura 57 – Digestores anaeróbios de lamas das ETAR: a) de Espinho e b) do Freixo.

A entrada das lamas dá-se a um nível intermédio coincidente com a camada das lamas em digestão, que acaba por retê-las. A remoção dos sólidos flutuantes na camada superior pode

ser feita de diversas formas, entre elas a agitação mecânica dessa camada, ou pela recirculação de gás na base.

A digestão das lamas é uma característica que pode ser analisada em laboratório, se for possível simular devidamente as condições de operação da estação de tratamento. Ensaio deste tipo permitem definir corretamente as características do digestor, e comparar possíveis soluções (temperaturas de operação, adição ou não de agentes químicos, velocidades de agitação, etc.).

A correta definição dos digestores de lamas passa pela definição do seu volume (com base na previsão da produção total de lamas) e dos sistemas de aquecimento e de remoção de gás. É recomendável preconizar sempre mais do que um digestor tendo em conta a eventual necessidade de manutenção dos equipamentos no seu interior. Se necessário, pode-se preconizar sistemas que funcionem em série e em paralelo. Quando não existe sistema de aquecimento, a digestão dá-se à temperatura ambiente e os digestores são chamados de baixa carga. Neles não é feita agitação e não há aproveitamento de biogás (Tabela 17).

Tabela 17 – Digestores de alta e de baixa carga (Cheng, Tratamento físico-químico de lamas, 2011).

Parâmetro	Alta carga	Baixa carga
Temperatura de operação (°C)	30 a 35	Ambiente
Carga de sólidos (kg material seco/m ³ /d)	2 a 6	0,5 a 1,5
Tempo de retenção (d)	15 a 20	60 a 90

Em termos construtivos, os digestores apresentam as seguintes características:

- Diâmetro entre 6 a 30m;
- Profundidade útil de 5 a 10 m, sendo 1 a 2 m enterrados no solo.

A recolha e armazenamento de gás deve ser feita com muito cuidado para não permitir a entrada de ar e conseqüente formação de misturas gás-oxigénio que podem ser explosivas. Na Figura 58 apresenta-se dois exemplos de digestores em que num caso a cobertura é móvel, permitindo a acumulação de gás consoante o volume produzido, e na segunda é fixa, com sistema de recolha e recirculação (feita com o auxílio de reservatórios de acumulação de gás existentes nas proximidades).

O dimensionamento dos digestores (Figura 58) depende principalmente da carga de lamas afluyente, do tempo de retenção necessário para a digestão e da separação sólido/líquido que se vai processar no seu interior.

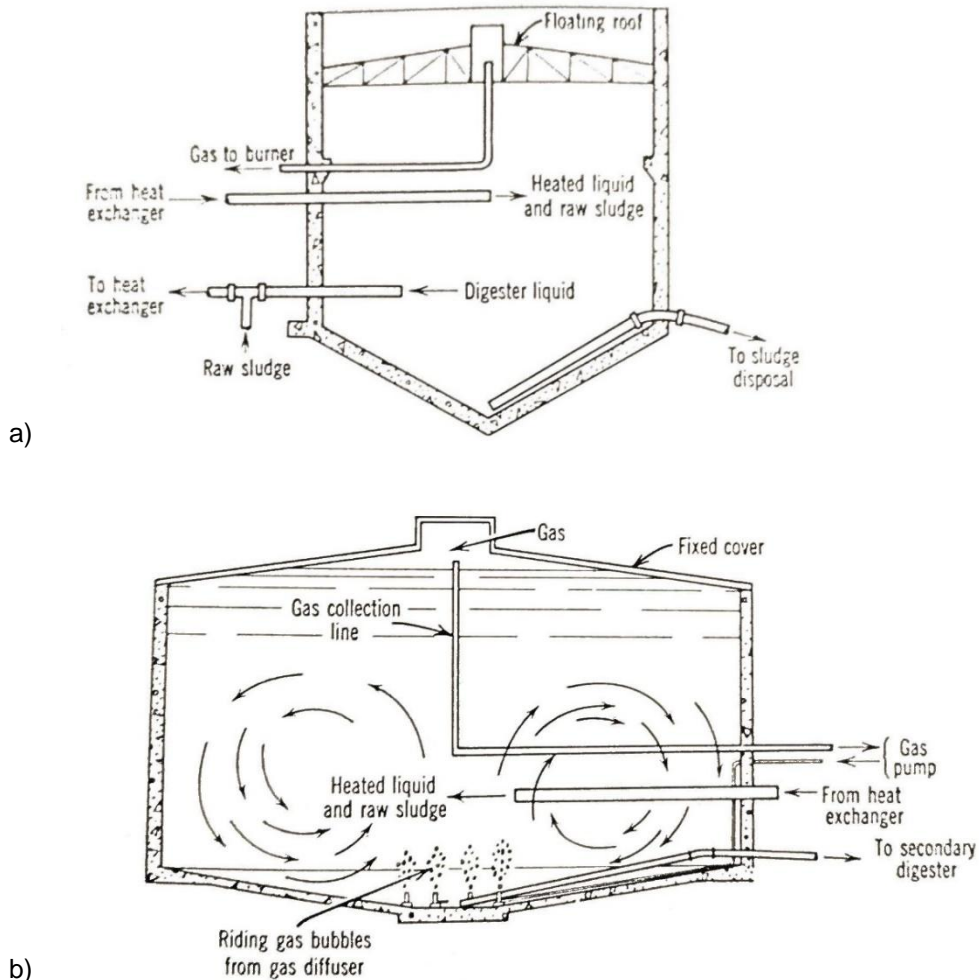


Figura 58 – Tipos de digestores de lamas: a) com cobertura móvel; b) com cobertura fixa e sistema de agitação por insuflação de gás (Fair, Geyer, & Okun, 1971).

Embora a digestão anaeróbia possa ocorrer a temperaturas entre os 10 e os 60 °C, os reatores anaeróbios operam principalmente a temperaturas entre os 30 e os 50 °C, sendo classificados como mesofílicos (20 a 35 °C) e termofílicos (50 a 60 °C). A velocidade de digestão termofílica é substancialmente superior à mesofílica, contudo o processo termofílico é menos estável porque está sujeito à influência dos fatores ambientais tais como pH e toxicidade (Cheng, 2011).

Em relação ao aquecimento do digestor, o calor fornecido deve ser suficiente para:

1. Elevar a temperatura das lamas afluentes até à temperatura interior desejada;
2. Compensar as perdas de calor através das paredes, teto e fundo;
3. Compensar as perdas de calor ao longo da rede de aquecimento.

Na construção do digestor, deve ser dada especial atenção à transmissão térmica, sendo necessário prever elementos de isolamento que minimizem as perdas de calor com a envolvente (principalmente paredes e coberturas em contacto com a atmosfera), como se representa na Figura 59. O calor usado pelas lamas para evaporação da água no seu interior é desprezável. O aquecimento em si pode ser feito de diversas formas: aquecimento das lamas que entram no digestor, circulação de água quente numa espiral dentro do digestor, introdução de vapor de água dentro das lamas, etc.

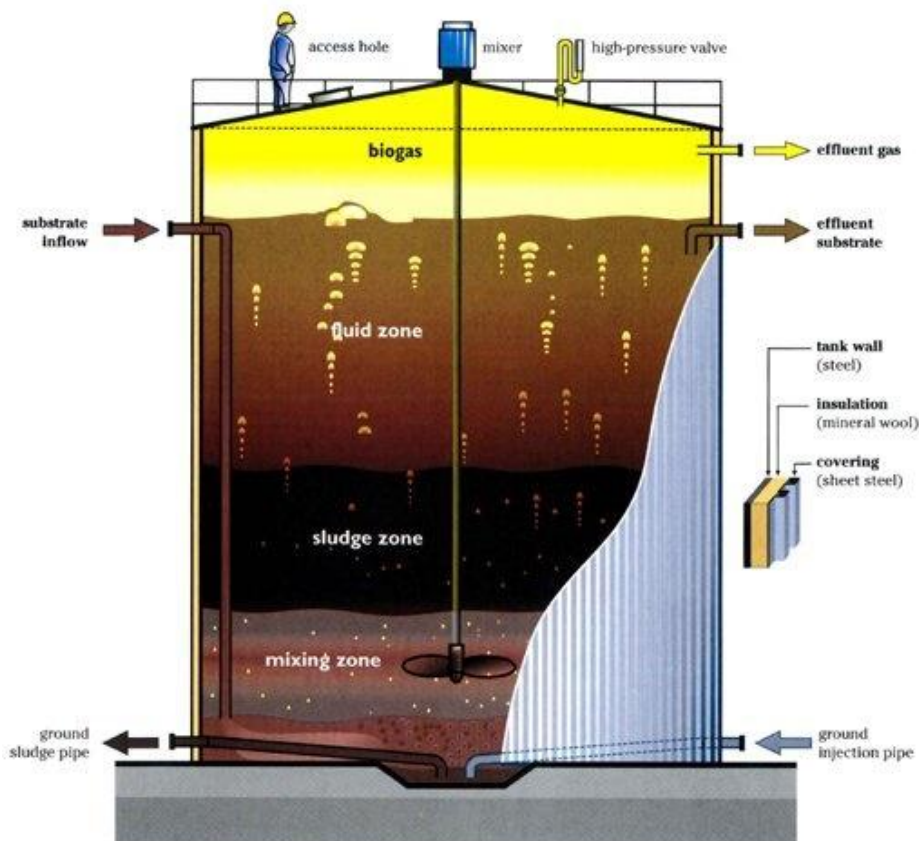


Figura 59 – Representação esquemática de um digestor anaeróbio (fonte: HTI Tanks LLC)

2.5.2.3. Biogás

Os gases produzidos no digestor de lamas usualmente contêm metano (combustível), dióxido de carbono e vapor de água e podem ainda incluir sulfureto de hidrogénio, azoto ou hidrogénio. Estes gases têm um elevado valor combustível e podem ser usados nos sistemas de aquecimento (das lamas, dos edifícios ou das águas quentes sanitárias) ou na cogeração, isto é, na produção de energia elétrica através de um gerador que funciona a partir da combustão destes gases. Esta energia pode ser suficiente para garantir um funcionamento autónomo da estação de tratamento, sendo usada para todo o fornecimento elétrico necessário (bombas, compressores, equipamento mecânico, etc). No entanto, é recomendável instalar sempre um sistema de recurso (reservatório de gás butano ou propano independente), para a fase de

arranque da ETAR ou para alturas em que a produção de biogás não seja suficiente ou o sistema de cogeração não esteja operacional.

O armazenamento do biogás pode ser feito de duas formas:

- No próprio digestor, quando dotado de cobertura móvel, como no exemplo da Figura 58a), que permite variar o volume de armazenamento para atender à variação da produção de gás;
- Em reservatório localizado junto ao digestor, denominado gasómetro, que pode ser cilíndrico com cobertura móvel ou do tipo esfera insuflável constituído por membrana de elevada resistência que permite também variar o volume de armazenamento, como os que existem na ETAR de Espinho (Figura 60).



Figura 60 – Reservatórios de biogás e queimador de gás em excesso da ETAR de Espinho.

A produção de biogás a partir da digestão anaeróbia de lamas de esgoto pode ser estimada com base nas seguintes relações: 20 - 28 m³/1000 habitantes ou 0,75 – 1,15 m³/kg de sólidos voláteis destruídos. Para efluentes industriais, a estimativa recorre à seguinte relação: 0,54 m³/kg CQO destruído, considerando 65% de CH₄ no gás sobre as condições normais de 1 atm e 20 °C (Cheng, 2011).

No aproveitamento do biogás para gerador é aconselhável fazer-se a purificação do gás que, dado a sua origem, tem impurezas associadas, sendo necessário fazer a remoção das componentes relativas à água (que baixa o poder calorífico da chama) e ao sulfureto de hidrogénio para minimizar o poder corrosivo do biogás.

O custo de instalação de um sistema de aproveitamento do biogás em ETAR, é considerável, pois abrange os sistemas de transporte e armazenamento, a purificação, os equipamentos de

segurança e o gerador (com as infraestruturas que lhe estão associadas). A decisão de instalar um sistema deste tipo deve, pois, ser bem fundamentada com um estudo custo benefício que geralmente comprova a sua viabilidade em estações com elevada produção de biogás.

2.5.2.4. Desidratação

A desidratação das lamas tem como objetivo remover o máximo da água presente nas lamas drenando, aspirando ou pressionando a água que nelas existe. Esta operação pode, por isso, ser feita de diversas formas: leitos de secagem, filtração, centrifugação, entre outros.

Nos leitos de secagem, as lamas são depositadas num leito poroso em camadas de 20 a 30 cm, onde ficam a secar durante 7 a 14 dias. Se este processo se efetuar com lamas bem digeridas, o processo é praticamente isento de odores, caso contrário, com lamas frescas tem a desvantagem de criar intensos maus-cheiros, para além de ter mais dificuldades em libertar a água que ainda lhes está associada. As lamas entram nos leitos pelos circuitos hidráulicos respetivos e são removidas mecanicamente após o processo de secagem estar completo. Neste processo, a água é removida por evaporação, uma vez que os leitos são abertos para a atmosfera, e por percolação ao longo do leito que é feito com uma base porosa de gravilha e areia dispostas por camadas.

Este processo tem a desvantagem de requerer um grande espaço para instalar os leitos de secagem e uma eficácia muito dependente das condições atmosféricas. Para além disso, há uma forte probabilidade de se desenvolverem maus cheiros, motivos pelos quais este método deixou de ser usado em Portugal. Na Figura 61 pode-se ver os leitos que existiam na ETAR de Espinho na sua configuração antiga, entretanto eliminados e substituídos por meios mecânicos de espessamento instalados dentro dos edifícios de tratamento de lamas.



Figura 61 – ETAR de Espinho: a) configuração inicial (1998-2006); b) após obras de remodelação concluídas em 2006 (Fonte: www.simria.pt; e Google maps).

As unidades de desidratação mecânica, muito usadas hoje em dia, permitem uma operação contínua e funcionam em duas fases: espessamento e compressão. Exemplos disso são os filtros de banda (semelhantes às mesas de espessamento, mas com aplicação de pressão nas duas telas filtrantes por onde passam as lamas) e a centrifugação.

Nos filtros de banda (Figura 62 e Figura 63) as telas têm de ser lavadas continuamente e, para evitar um consumo excessivo de água, é comum usar-se a água tratada na ETAR para esse efeito. A velocidade de operação pode ser regulada para ajustar a qualidade das lamas desidratadas.



Figura 62 – Filtro de prensa para desidratação de lamas (Fonte: www.andritz.com).



Figura 63 – Filtro de banda para desidratação de lamas na ETAR do Areinho.

A centrifugação para desidratação das lamas consiste na rotação de um cilindro e de um parafuso no seu interior, a diferentes velocidades (Figura 64). Estes movimentos rotativos separam a água da parte sólida das lamas, removidas em extremidades opostas. Para aumentar a eficiência do processo, podem ser adicionados aditivos químicos. Na Figura 65 e na Figura 66 podem ver-se exemplos de centrifugadoras instaladas em duas ETAR portuguesas.

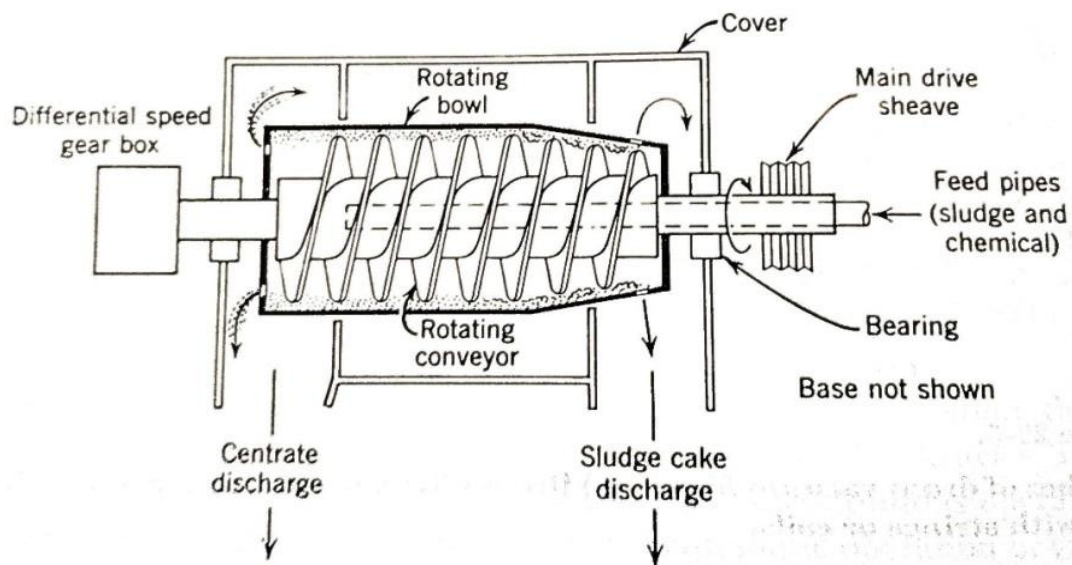


Figura 64 – Diagrama esquemático de desidratação por centrifugação (Fair, Geyer, & Okun, 1971).



Figura 65 – Centrifugadora da ETAR do Ave.



Figura 66 – Linha de centrifugadoras da ETAR do Freixo.

A desidratação e o espessamento das lamas podem ser mais eficazes se forem adicionados agentes químicos que aglomerem os sólidos dispersos, aumentando assim a quantidade de água que pode ser removida pelos processos descritos. Alguns dos agentes mais usados para este efeito estão apresentados na Tabela 18. No entanto, na adição destes agentes químicos é necessário ter em conta que, antes de atuarem nos sólidos, os coagulantes podem ficar retidos na fração líquida, aspeto a ter em conta na dosagem destes produtos.

Existem ainda filtros de prensa que têm um funcionamento do tipo descontínuo e são mais comuns em ETAR industriais (Figura 67). A entrada das lamas faz-se pela parte lateral do filtro, que pressiona as lamas e retém a matéria sólida, que entretanto é removida antes de entrar o volume de lamas seguinte.

Tabela 18 – Agentes coagulantes aplicados em lamas de ETAR (Fair, Geyer, & Okun, 1971).

Agente	Símbolo químico	Peso molecular (g/mol)
Cloreto de ferro	FeCl_3	162,2
Cloro sulfato de ferro	FeSO_4Cl	187,4
Sulfato de ferro	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	399,9
Sulfato de alumínio	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	666,4
Cal	CaO	56,1

⁽¹⁾ Com adição de polímero



Figura 67 – Filtro de prensa (Fonte: <http://bracodagua.com>).

Os critérios de dimensionamento dos diferentes tipos de desidratação referidos são descritos na Tabela 19.

Tabela 19 – Espessamento: critérios de dimensionamento (Cheng, 2011).

Parâmetro	Leitos de secagem	Filtro de banda ⁽¹⁾	Centrifugação ⁽¹⁾
Carga superficial de sólidos (kg/h/m ²)	90 a 160	150 a 250	-
Área de secagem (m ² /hab)	0,05 a 0,1	5 a 7	-
Tempo de secagem (d)	20 a 40	-	-
Altura das lammas (cm)	20 a 30	-	-
Altura do leito filtrante (cm)	25 a 30	-	-
Coefficiente de uniformidade de areia	< 0,4	-	-
Tamanho efetivo da areia (mm)	0,3 a 0,75	-	-
Dosagem de polímero (g/kg de matéria seca)	-	5 a 7	3 a 6
Consumo de água de lavagem (m ³ /h/m de largura de tela)	-	4 a 5	-
Eficácia de captação de sólidos (%)	90 a 98	80 a 95	85 a 95
Concentração de sólidos nas lammas decantadas (%)	20 a 40	12 a 18	18 a 22

(1) Com adição de polímero

Para evitar gastos de energia no processo de desidratação, surgiu também a tecnologia Geotube®, que utiliza a ação gravítica para filtrar a água ainda presente nas lammas a

desidratar (Figura 68). Este processo já existe em diversas ETAR do país, como processo único de desidratação, ou como complemento aos processos instalados. O principal componente que distingue esta tecnologia, são as características da sua estrutura que permitem reter a matéria sólida dentro da unidade e libertar grande parte da água presente, podendo atingir valores de redução do volume de cerca de 90%. O Geotube® está sujeito a constantes pressões por parte das lamas que vão sendo bombeadas para o seu interior, mas o seu tecido (teia + trama) garante que o tamanho dos poros se mantenha o mesmo à medida que o processo de enchimento decorre.



Figura 68 – Unidade Geotube® em funcionamento da ETAR na Figueira da Foz sobre uma plataforma construída para a estrutura (Caldas, 2021).

2.5.3. Destino final

Uma correta gestão dos resíduos que resultam do tratamento de águas de águas residuais passam também pela definição de um destino final apropriado. No caso das lamas de ETA, as como têm valor energético pouco significativo (uma vez que contêm pouco material orgânico) a sua valorização é limitada. Geralmente são levadas para disposição em aterro autorizado mas, em certos casos, é feita a recuperação dos coagulantes inorgânicos presentes.

Recentemente vão surgindo diversos estudos que atestam a potencialidade de valorização destas lamas em destinos como a indústria cerâmica e cimenteira e por aplicá-las no tratamento das águas residuais em ETAR ((Barbosa, 2008), (Sampaio, 2016), (Ferreira, 2010)).

No caso das lamas de ETAR, a prática mais comum é ainda a sua deposição em aterro sanitário autorizado que, sendo uma solução aceitável do ponto de vista da saúde pública, não é a que garante a sustentabilidade dos processos de tratamento. O caminho ideal é a valorização destes resíduos e a sua transformação em novos recursos. Um bom exemplo prático desta valorização é a criação de compostos agrícolas a partir destas lamas como se faz na ETAR de Parada, na Maia (processo que se explica mais pormenorizadamente no subcapítulo 2.5.3.2).

2.5.3.1. Uso de lamas para produção de cimento em Portugal

A indústria cimenteira tem procurado incluir resíduos valorizáveis na formação dos seus produtos, procurando aproveitar um recurso de outra forma descartável. Neste âmbito, surgir há alguns anos a oportunidade de incluir nesse processo as lamas de ETA e ETAR.

Um caso de sucesso nesta área é a CIMPOR que inclui estas lamas na formação do clínquer, o principal componente do cimento que se assemelha a um pó homogéneo, com origem em diferentes matérias-primas moídas e misturadas que, quando submetido a altíssimas temperaturas, se transforma em rocha. O processo de produção dessas substâncias não é nada simples e pode provocar impactos ambientais consideráveis pelo que a inclusão deste tipo de recursos é também uma mais valia a este nível.

Neste contexto, a utilização das lamas no fabrico do cimento também é possível usando-as como combustível, uma vez que as cimenteiras procuram reduzir os combustíveis fósseis usados no aquecimento dos fornos a altas temperaturas (Figura 69). As lamas de ETAR, com elevado valor combustível, são uma excelente alternativa e, em 2011, 22.71% dos combustíveis usado pela Cimpor (CIMPOR, 2012) foram lamas de ETAR. No caso da Secil esse valor foi de 15%.

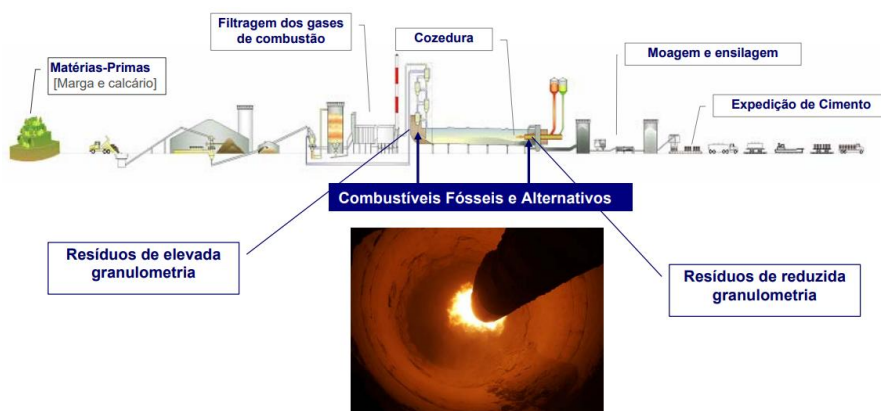


Figura 69 – Processo de produção do cimento e inclusão de combustíveis alternativos (Fonte: www.secil-group.com).

2.5.3.2. Uso de lamas de ETAR para criação de compostos agrícolas

As plantações necessitam de elementos químicos essenciais ao seu crescimento, geralmente encontrados nos solos: carbono, oxigénio, hidrogénio, azoto, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, ferro, boro, manganês, zinco, cobre, entre outros. Muitos destes elementos estão presentes na composição das lamas produzidas em estações de tratamento de águas residuais, principalmente o azoto, o fósforo e o potássio (Fair, Geyer, & Okun, 1971).

No entanto, as lamas que se destinam à formação de compostos agrícolas têm de ser sujeitas a um tratamento no qual os componentes orgânicos se decompõem biologicamente (oxidação dos compostos voláteis), em condições aeróbias controladas. Os objetivos deste tratamento são:

- Transformar as lamas num produto de valor agronómico capaz de melhorar e enriquecer as propriedades físico-químicas e biológicas dos solos; e
- Dotá-las de características que permitam a sua manipulação, armazenamento e aplicação de forma segura para os operadores e para o meio ambiente.

Este processo permite a reciclagem da matéria orgânica que resulta do tratamento das ETAR, através da sua aplicação direta nos solos, em condições seguras e com impactos positivos (melhoria das propriedades físico-químicas e biológicas dos solos) no meio recetor.

A legislação em vigor em Portugal (Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro) estabelece o regime de utilização de lamas de depuração em solos agrícolas, de forma a evitar efeitos nocivos para o homem, para a água, para os solos, para a vegetação e para os animais, promovendo a sua correta utilização. As lamas usadas em solos agrícolas, têm de cumprir os valores limite de metais pesados, compostos orgânicos e microrganismos constantes no diploma. Por outro lado, a concentração de metais pesados nos solos recetores e a quantidade de metais pesados adicionada anualmente pelas lamas depositadas não podem ultrapassar os valores limite previstos nos anexos do diploma.

No link www.smasmaia.pt/smasmaia/uploads/document/file/179/agronat__1_.pdf encontra-se e uma apresentação resumida da Central de Compostagem da ETAR de Parada (Maia), onde se faz a compostagem das lamas ali produzidas e também das lamas provenientes da ETAR de Cambados (Vila Nova da Telha) e da ETAR de Ponte de Moreira.

Neste caso concreto, o fertilizante (Figura 70) resulta da compostagem conjunta dos biosólidos das lamas com casca de pinheiro moída ou serrim de pinho, em condições controladas e reprodutíveis. Está disponível no mercado a um preço acessível e tem comprovado efeito benéfico nos solos que o recebem.



Figura 70 – Características do composto orgânico produzido na central de compostagem da ETAR de Parada, Maia (Fonte: www.smeas-maia.pt).

2.6. DESODORIZAÇÃO

O potencial de formação e libertação de odores em ETAR depende de três fatores fundamentais: (1) a extensão e as condições de escoamento na rede de drenagem; (2) a composição da água residual escoada e (3) as condições de agitação e de oxigenação da ETAR. As águas residuais contêm gases dissolvidos provenientes da dissolução do ar atmosférico na água, e de reações químicas e bioquímicas que ocorrem no seu interior. A libertação desses gases (essencialmente gás sulfídrico H_2S , dióxido de carbono CO_2 e metano CH_4) na atmosfera causa transtorno no ambiente circundante e a desvalorização das propriedades próximas de uma estação de tratamento, para além de contribuir para o chamado efeito de estufa.

As substâncias causadoras de maus odores em ETAR estão apresentadas na Tabela 20 e abrangem compostos de natureza mineral e orgânica, principalmente azotados e sulfurados, dos quais se destacam: amoníaco (NH_3), sulfureto de hidrogénio (H_2S), compostos orgânicos sulfurados (nomeadamente mercaptanos), aminas e subprodutos da fermentação anaeróbia tais com ácidos gordos voláteis. Em concentrações elevadas alguns dos compostos odoríficos podem constituir uma ameaça para a segurança e saúde dos trabalhadores que a eles estão expostos, para além de contribuírem para uma rápida deterioração quer dos equipamentos electromecânicos quer da construção civil. No caso particular do sulfureto de hidrogénio (H_2S), substância altamente odorosa, é necessário ter em conta que este composto é muito corrosivo em ambientes húmidos, onde o gás é dissolvido no condensado de água formando ácido sulfúrico nas superfícies sólidas de betão ou metal.

Por estes motivos, controlo de odores tornou-se nas últimas décadas uma prioridade na construção e reabilitação de estações de tratamento de águas residuais.

Tabela 20 – Substâncias odoríficas em ETAR e respetivo peso molecular e limite detetável (Metcalf & Eddy, 2002).

Substância	Fórmula química	Peso molecular (g/mole)	Limite de cheiro detetável (ppm)
Amoníaco	NH₃	17	46,8
Cloro	Cl ₂	71	0,314
Clorofenol	cClC ₆ H ₄ OH	128	0,00018
Mercaptano crotil	CH ₃ -CH=CH-CH ₂ -SH	90,19	0,000029
Dimetil sulfureto	CH ₃ -S-CH ₃	62	0,0001
Difenil sulfureto	(C ₆ H ₅) ₂ S	186	0,0047
Etil mercaptano	CH ₃ CH ₂ -SH	62	0,00019
Etil sulfureto	(C ₂ H ₅) ₂ S	90	0,000025
Sulfureto de hidrogénio	H₂S	34	0,00047
Indol	C ₈ H ₆ NH	117	0,0001
Metilamina	CH ₃ NH ₂	31	21
Metil mercaptano	CH₃SH	48	0,0021
Escatol	C ₉ H ₉ N	131	0,019
Dióxido de enxofre	SO ₂	64	0,009
Tiocresol	CH ₃ -C ₆ H ₄ -SH	124	0,000062
Trimetilamina	(CH ₃) ₃ N	59	0,004

As principais origens de odores em ETAR, embora a diferentes níveis de intensidade, são a obra de entrada e o tratamento preliminar, os decantadores primários, tratamento secundário, locais de transferência, armazenamento e tratamento de lamas (incluindo a digestão anaeróbia, relacionada nomeadamente com fugas ou emissões de biogás) e, também, com o primeiro local de descarga das lamas digeridas (CEN, 2002). Na Tabela 21 e na Tabela 22 encontra-se

uma lista dos locais de produção de maus odores em ETAR, correspondentes à fase líquida e sólida do processo, respetivamente, incluindo as causas e o potencial odorífico de cada um.

Tabela 21 – Fontes de maus odores em ETAR: fase líquida (adaptado de Metcalf & Eddy, 2002).

Local	Causa	Potencial odorífico
Obra de entrada	Libertação de compostos odoríficos gerados no sistema de recolha e drenagem de águas residuais devido à turbulência nos canais e em pontos de transição	Alto
Gradagem	Libertação de compostos odoríficos a partir da matéria putrescível removida nas grades	Alto
Desarenação	Libertação de compostos odoríficos devido à remoção de matéria orgânica com a areia	Alto
Tanques de equalização	Libertação de compostos odoríficos devido à acumulação de escumas e sólidos sedimentados	Alto
Receção de efluentes de fossas sépticas	Libertação de compostos odoríficos	Alto
Retorno de escorrências	Libertação de compostos odoríficos a partir das escorrências associadas aos processos de tratamento de lama	Alto
Decantadores primários	Libertação de compostos odoríficos no espelho de água e nos descarregadores associados à presença de matéria orgânica em decomposição	Alto/moderado
Processos biológicos por biomassa fixa	Septicidade devido à oxigenação insuficiente, elevada carga orgânica, ou colmatção do meio filtrante	Moderado/baixo
Tanques de arejamento	Lamas recirculadas em estado séptico, caudais de escorrências odoríficas, elevada carga orgânica, mistura deficiente, oxigénio dissolvido insuficiente, deposição de sólidos	Moderado/baixo
Decantação secundária	Libertação de compostos odoríficos associados à presença de escumas e de lamas	Moderado/baixo

Tabela 22 – Fontes de maus odores em ETAR: fase sólida (adaptado de Metcalf & Eddy, 2002).

Local	Causa	Potencial odorífico
Espessamento, tanques de retenção de sólidos	Libertação de compostos odoríficos associados à presença de sólidos e de escumas na superfície dos órgãos, nos deflectores e caleiras, à turbulência nos deflectores e caleiras, ao aumento da temperatura	Alto/moderado
Digestão anaeróbia	Libertação generalizada de compostos odoríficos	Alto/moderado
Armazenamento de lama	Libertação de compostos odoríficos associada a uma mistura deficiente ou inexistente e à ocorrência de escumas	Alto/moderado
Desidratação mecânica	Libertação de compostos odoríficos a partir dos sólidos desidratados devido ao teor em matéria putrescível. A adição de químicos promove a libertação de amoníaco	Alto/moderado
Trasfega de lama	Libertação de compostos odoríficos durante a trasfega das lamas armazenadas para os veículos de transporte	Alto
Instalações de compostagem	Libertação de compostos odoríficos a partir dos sólidos compostados devido ao arejamento insuficiente e, ou à ventilação inadequada	Alto
Estabilização química	Libertação de compostos odoríficos a partir dos sólidos estabilizados devido à produção de amoníaco resultante da reação com a cal	Moderado
Leitos de secagem de lama	Libertação de compostos odoríficos a partir dos sólidos desidratados devido ao excesso de matéria putrescível e, ou à estabilização insuficiente	Alto/moderado

Em ETA, as zonas que apresentam maior probabilidade de mau cheiro incluem (1) zona de armazenamento de produtos químicos (especialmente cloro líquido, hipoclorito de sódio e ácido clorídrico), (2) zona de tratamento e transporte de lamas e (3) zona de produção de ozono. Vários gases originados dos produtos químicos utilizados em ETA são altamente corrosivos, particularmente quando existe humidade que cause condensação. O ozono é um gás altamente reativo, podendo causar corrosão e danificação fisiológica. Assim, a sua aplicação exige material e configuração de construção especiais, com alto grau de medidas especiais de

segurança, incluindo inspeção e manutenção muito intensiva e operação por técnicos bem formados.

Uma vez que a agitação, provocada em descarregadores superficiais e em tanques equipados com agitadores mecânicos, é um fator significativo que causa a libertação de substâncias voláteis, na elaboração de projetos de ETAR deve considerar-se a minimização da utilização daquelas estruturas e equipamentos ou limitar as condições de funcionamento de modo a reduzir a turbulência de agitação.

As condições favoráveis para desenvolvimento de odores também podem ser minimizadas na fase de projeto da ETAR através da redução das cargas orgânicas e dos tempos de retenção, especialmente nas fases de tratamento preliminar, primário e de lamas. A acumulação de detritos, óleos, gorduras ou lamas separados também contribui para a geração de odores.

Em operação podem-se tomar várias medidas que permitem a redução da formação de maus cheiros: doseamento de oxidante (hipoclorito, permanganato de potássio ou dióxido de hidrogénio), introdução de arejamento, controlo de pH, adição de químicos especiais (FeCl_3 e Fe_2SO_4) para redução do potencial de formação de mau cheiro do H_2S , aumento da frequência de remoção dos subprodutos sólidos e aumento ou redução da capacidade de tratamento de modo a reduzir a carga orgânica e a aumentar a disponibilidade de oxigénio ou a reduzir o tempo de retenção hidráulica, respetivamente.

É óbvio que todas as estratégias de controlo indicadas apresentam alguns limites técnicos e económicos e muitas vezes não são praticáveis. A estratégia de controlo mais aplicada baseia-se no confinamento do ar contaminado por odores que é subsequentemente conduzido e tratado em instalações de desodorização.

2.6.1. Confinamento e remoção de ar contaminado

As estações de tratamento com sistema de desodorização têm paredes e coberturas estanques para as zonas sujeitas à produção de maus odores como, por exemplo, a obra de entrada e as instalações de tratamento de lamas.

Os decantadores primários e os espessadores gravíticos de lamas podem ser equipados com coberturas amovíveis, construídas em telas de PEAD ou chapas de PRFV, que apresentam a desvantagem de formar um obstáculo aos trabalhos de manutenção (Figura 71). Neste tipo de confinamento está também prevista a aspiração do ar contaminado no interior das estruturas.



Figura 71 – Coberturas amovíveis, em chapa de PRFV, e condutas de extração do ar na ETAR do Ave.

A estanquicidade dos edifícios é garantida através da instalação de acessórios nas portas e portões. Especial atenção deve ser dada à zona de descarga de detritos da obra de entrada e à zona de armazenamento e carga das lamas desidratadas, onde é necessário grande espaço para entrada, saída e manobra de camiões.

Todas as estruturas estanques são dotadas de sistemas de ventilação para evacuação do ar contaminado que é posteriormente tratado e libertado na atmosfera. Nestes sistemas, o caudal e a pressão do ar são adequadamente controlados. A extração de ar realiza-se por intermédio de ventiladores mecânicos associados a condutas e acessórios. Estes materiais e equipamentos das ETAR, devem ser construídos em material sintético devido à elevada potência de corrosão do ar contaminado. Tendo em conta a diferença entre os pesos específicos dos gases e do ar onde se encontram (Tabela 23), a aspiração deve incluir tomadas ou bocas superiores (com grelha) e inferiores (com válvula de regularização), como se exemplifica na Figura 72.

Num espaço fechado onde existe um volume elevado de ar extraído é necessária introduzir ar fresco, também através de ventilador e sistema de distribuição.



Figura 72 – Conduas de extração do ar: admissão inferior com válvula de regularização e tomadas superiores com grelhas (ETAR do Freixo).

Tabela 23 – Pesos específicos dos gases presentes no ar contaminado (adaptado de (Metcalf & Eddy, 2002)).

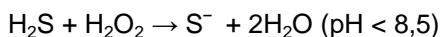
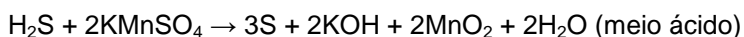
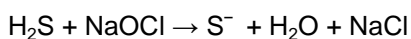
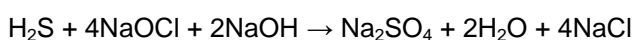
Gás ou vapor	Peso específico (a 20 °C e 1 atm)
Ar	1,00
Amónia (NH ₃)	0,59
Cloro, Cl ₂	2,49
Sulfureto de hidrogénio H ₂ S	1,18
Metano, CH ₄	0,55
Dióxido de enxofre SO ₂	2,26
Metil mercaptano CH ₃ SH	1,66

2.6.2. Tratamento de ar contaminado

Diferentes processos de caráter químico, físico e/ou biológico podem ser usados para alterar as características dos compostos químicos que causam maus odores no ar contaminado de uma ETAR.

2.6.2.1. Desodorização química

De entre os gases odorosos mais comuns em ETAR, referidos anteriormente, a amónia e o sulfureto de hidrogénio são os que podem ser facilmente removidos por processos químicos no ar contaminado. O sulfureto de hidrogénio pode ser oxidado de acordo com as seguintes reações:



Uma vez que entre os 3 oxidantes - hipoclorito, permanganato de potássio e peróxido de hidrogénio - o hipoclorito é sem dúvida o mais económico, é também o mais aplicado no controlo de odores em ETAR. Na Tabela 24 apresentam-se os consumos teóricos dos oxidantes para remoção de 1 mg/L de H₂S. Na prática, o consumo causado por outras substâncias oxidáveis pode aumentar consideravelmente a necessidade de oxidante. Devido à flutuação da concentração das substâncias oxidáveis no ar contaminado extraído, é difícil prever o consumo de oxidante pelo que deve-se precaver uma quantidade razoável em armazém e o processo de tratamento deve ser monitorizado constantemente.

Tabela 24 – Consumo teórico de oxidante para remoção de H₂S (adaptado de (Metcalf & Eddy, 2002)).

Oxidante	Consumo (mg/mg H ₂ S)
Hipoclorito de sódio, NaOCl	8,74
Permanganato de potássio, KMnO ₄ (meio ácido)	2,8
Permanganato de potássio, KMnO ₄ (meio alcalino)	11,1
Peróxido de hidrogénio, H ₂ O ₂	1,0

Para obter as reações acima apresentadas, o ar contaminado é introduzido em torres de lavagem onde cada solução oxidante é aplicada, por um chuveiro, em contracorrente. Este sistema é designado por *cross-flow*: o ar contaminado passa por uma cortina de solução em

direção contrária. De modo a aumentar a eficácia da reação, a torre é preenchida com um meio de enchimento que aumenta substancialmente a área superficial de contacto (Figura 73).

As torres de lavagem química mais comuns são do tipo vertical com fluxo ascendente utilizando como meio de enchimento peças em PVC - sem aditivos contra a radiação ultravioleta, com diâmetro e altura da ordem dos 50 mm e área específica (área superficial/volume) de $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$. O ventilador mecânico associado pode ser instalado a montante ou a jusante da torre.

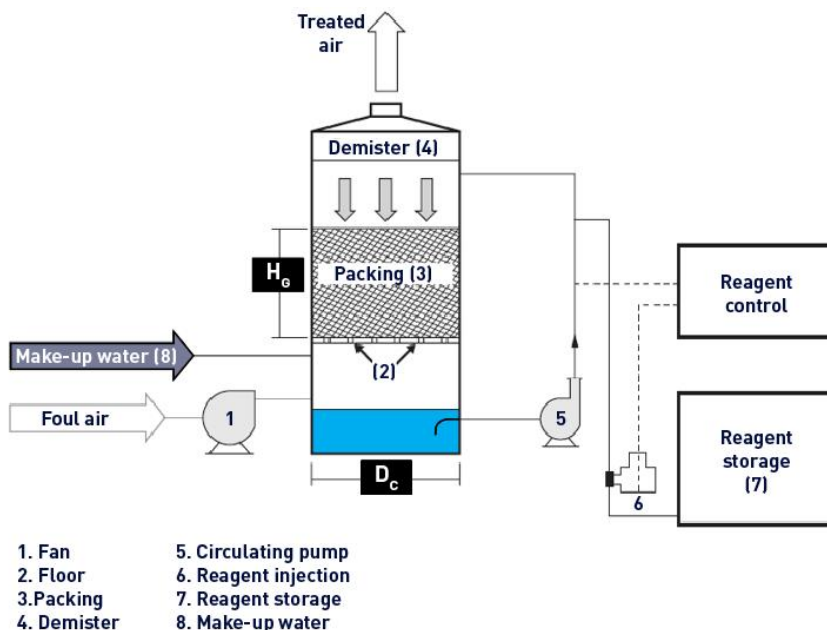


Figura 73 – Esquema de torre de lavagem químico (Fonte: www.suezwaterhandbook.com).

Para remoção de amónia, a oxidação por hipoclorito é eficaz apesar do elevado consumo de oxidante. Outros promotores de odores em ETAR, tais como o SO_2 e os mercaptanos, podem também ser tratados por lavagem oxidante. A Tabela 25 apresenta as eficácias previstas de tratamento para este tipo de desodorização.

Tabela 25 – Eficácia de remoção de compostos odorosos de ETAR por oxidação (adaptado de (Metcalf & Eddy, 2002)).

Composto	Eficácia de remoção (%)
Amónia	98
Sulfureto de hidrogénio	98
Dióxido de enxofre	95
Mercaptanos	90
Outros compostos oxidáveis	70 - 90

Existem sistemas prefabricados de desodorização por lavagem química sucessiva que são constituídos por três torres em série utilizando soluções de ácido sulfúrico (remoção de amónia e aminas), hipoclorito de sódio (oxidação de sulfureto de hidrogénio e mercaptanos) e soda cáustica (remoção de H_2S , mercaptanos e ácidos carboxílicos). Ocasionalmente, apenas duas ou mesmo uma torre de lavagem é utilizada.



Figura 74 – Sistema de desodorização química da ETAR do Ave, composto por três torres em série onde se processa a absorção ácida, alcalina e oxidante, por esta ordem.

2.6.2.2. Desodorização física

A adsorção por carvão ativado é um processo muito eficaz de desodorização quando o odor é causado por moléculas orgânicas na forma gasosa. Consequentemente, a remoção de mercaptanos ou ácidos orgânicos voláteis por carvão ativado é mais adequada que a de gases de enxofre tais como H_2S e SO_2 . Filtros cheios com carvão ativado granular (Figura 75) são equipamentos de preferência para o processo de adsorção.

Tal como no tratamento de água, o carvão ativado granular deve ser regenerado ou substituído quando a sua capacidade se esgota. Este processo acarreta um elevado custo de exploração, pelo que não é tão comum em ETAR municipais. Para prolongar a vida útil do carvão ativado para desodorização, pode-se introduzir a montante uma etapa de lavagem que remove os gases facilmente dissolvidos em água.

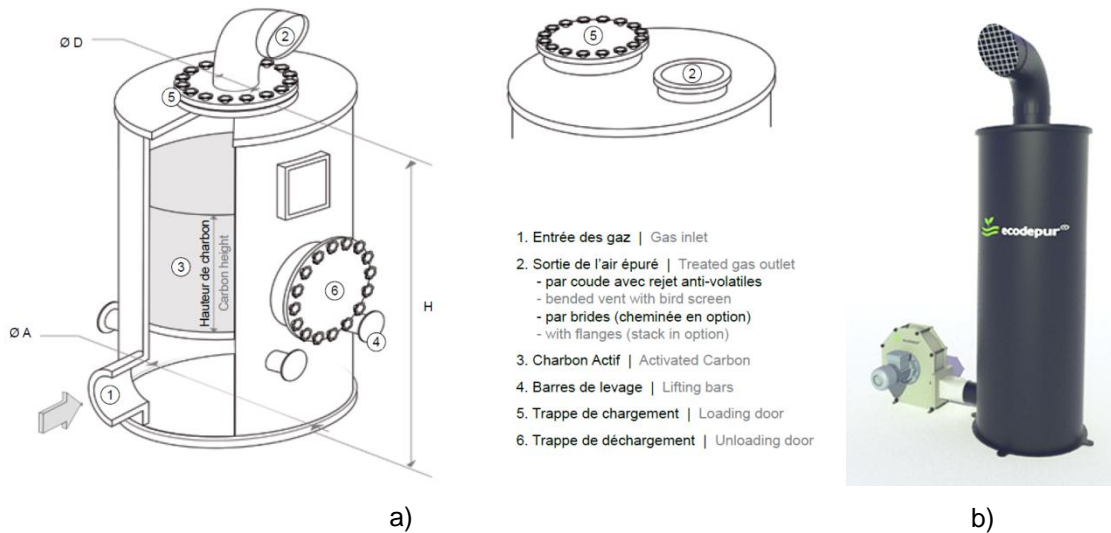


Figura 75 – a) Esquema de filtro de carvão ativado (fonte: www.cy-bo.co); b) exemplo de torre de carvão ECODEPUR® CLEAN AIR ativado comercializado pela Ecodepur (www.ecodepur.pt).

A aplicação de agentes de camuflagem é também uma técnica comum para minimização de odores. Trata-se da libertação de um odor artificial, em forma de vapor ou névoa com elevada concentração em pontos estratégicos adjacentes aos locais onde o mau cheiro ocorre. Este tipo de controlo de odor tem a vantagem de rapidamente eliminar o mau cheiro se as condições atmosféricas permitirem e a quantidade doseada for suficiente. Alguns produtos, declarados como agentes de neutralização, têm um efeito mínimo que é difícil de ser verificado.

Alternativamente, pode-se introduzir ar fresco com elevado caudal ou alta pressão (turbulência) para, respetivamente, diluição ou dispersão rápida do cheiro. Para utilização a longo prazo, a diluição ou dispersão de odores é induzida por estruturas especiais colocadas em determinadas zonas onde o vento natural é conduzido para criar o efeito desejado.

Barreiras formadas por árvores também podem induzir turbulências locais para diluição de odores, além dos efeitos biológicos da respiração das plantas.

2.6.2.1. Desodorização biológica

Uma vez que todas as substâncias odorosas libertadas em ETAR podem ser sujeitas a biodegradação, é viável a aplicação de processos biológicos para desodorização. Os dois tipos mais comuns de reatores biológicos são os biofiltros e os biopercoladores. Os biofiltros podem ser de leito aberto (Figura 76 e Figura 77) ou de reator fechado. Nos de leito aberto, o ar contaminado é introduzido e distribuído pelo sistema de ventilação na zona inferior do filtro, passando pelo meio filtrante em fluxo ascendente. No meio de enchimento desenvolvem-se bactérias, actinomicetes e fungos, pelo que, para garantir as atividades biológicas de biosorção e bio-desintegração, é necessário garantir um grau adequado de humidade.

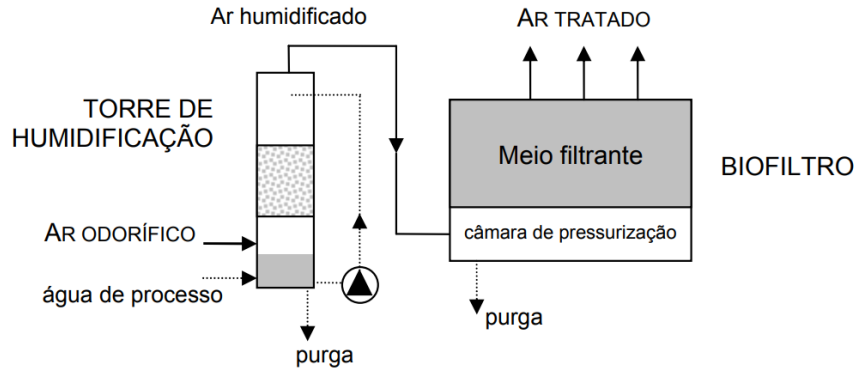


Figura 76 – Esquema de um biofiltro de leito aberto (Antunes, 2006).



Figura 77 – Exemplo de biofiltro de leito aberto (fonte: www.dimwater.com).

Inevitavelmente, os biofiltros de leito aberto são sujeitos à influência adversa das baixas temperaturas. Nas zonas de clima mais desfavorável, o aumento da temperatura com introdução de ar quente ou vapor de água (proveniente de calor residual de outra instalação, tal como caldeira ou motor a gás) pode manter o funcionamento normal do biofiltro.

A Figura 78 apresenta um esquema de biofiltros de reator fechado e a Figura 79, apresenta exemplos deste tipo de biofiltros, que garantem a purificação do ar removido dos locais de produção de maus odores na ETAR de Gaia Litoral. Salienta-se que esta ETAR, por estar localizada em meio urbano, segue critérios muito rígidos de controlo do ar emitido para a atmosfera. Nos reatores fechados o processo é semelhante aos de leito aberto, mas ocorre no reator a temperatura controlada e com a humidade sendo garantida por aspersão ocasional a partir de sprinklers colocados no topo.

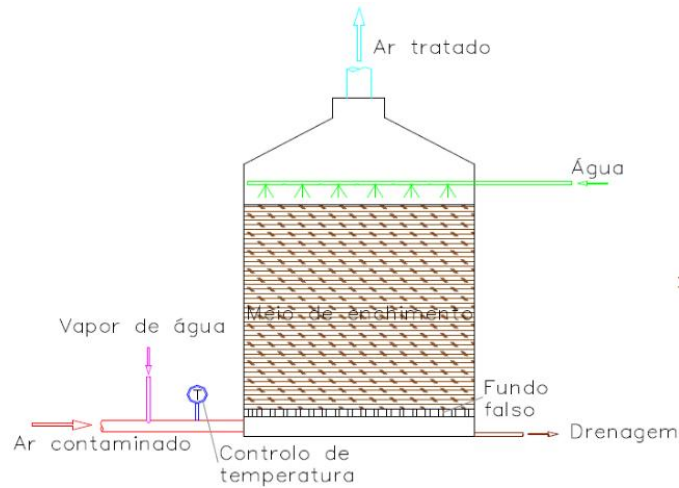


Figura 78 – Esquema de um biofiltro de reator fechado (Cheng 2014).



Figura 79 – Biofiltros da ETAR de Gaia Litoral.

Os biopercoladores (Figura 80) são semelhantes aos biofiltros mas têm uma aplicação contínua de água, recirculação de ar tratado e possível adição de nutrientes. A água escoia em circuito fechado, mas deve ser periodicamente renovada para controlar a acumulação de sais e assim evitar a sua incrustação no meio de enchimento e o impedimento das atividades biológicas devido à toxicidade.

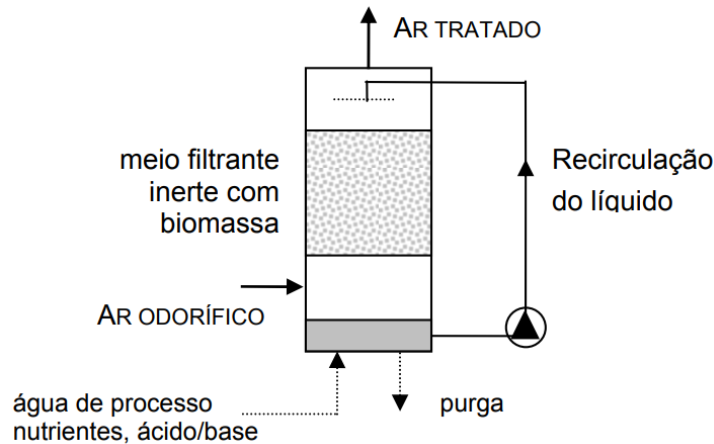


Figura 80 – Esquema de um biopercolador (Antunes, 2006).

Devido à adição contínua de água, o meio de enchimento utilizado em biopercoladores tem de ser constituído por peças especiais em plástico, ao contrário dos biofiltros que usam geralmente biomassa ou outros compostos.

As peças em plástico são adequadas para biofiltros com alturas até cerca de 4 m, uma vez que a resistência física é elevada e o peso específico baixo. Podem ter várias formas com área superficial específica da ordem dos 100 – 200 m²/m³, sendo semelhantes às aplicadas em torres de lavagem química. Para aplicação em biofiltros abertos as peças plásticas devem ser resistentes à radiação UV. A sua alta porosidade, superior a 90%, permite a fácil passagem ascendente do ar e a percolação da água. O enchimento de biomassa é adequado para biofiltros em bacias ou tanques com profundidades úteis inferiores a 2 m, de modo a evitar o efeito de compactação que é muito indesejável para o funcionamento, especialmente devido ao desenvolvimento de condições anaeróbias dentro do biofiltro.

2.6.3. Dimensionamento de sistemas de desodorização

Para seleccionar um sistema de desodorização para uma ETAR os seguintes pontos devem ser tidos em consideração:

1. Volume e características de ar a tratar;
2. Exigência de tratamento (qualidade de emissão);
3. Condições atmosféricas e climáticas;
4. Tecnologias disponíveis de desodorização;
5. Custos de investimento inicial e de exploração.

Embora a eficácia de tratamento seja um fator muitas vezes mais decisivo, o que favorece a escolha de lavagem química, hoje em dia, considerações dirigidas ao custo e às consequências ambientais podem dar vantagem à desodorização biológica.

O método mais fácil para estimar o volume de ar contaminado a tratar, baseia-se na frequência de renovação, ou seja, no número de renovações de ar num espaço fechado sujeito a ventilação. Numa ETAR típica o número de renovações de cada espaço situa-se nos seguintes intervalos:

- Estação elevatória de esgoto bruto: 8 a 10 h⁻¹;
- Obra de entrada com armazenamento de subprodutos: 10 a 12 h⁻¹;
- Decantador primário: 6 a 8 h⁻¹;
- Espessador gravítico de lamas primárias: 10 a 12 h⁻¹;
- Sistema de desidratação de lamas: 8 a 10 h⁻¹;
- Armazenamento e transporte de lamas desidratadas: 6 a 8 h⁻¹.

Para o efeito de dimensionamento, pode-se considerar uma eficácia de desodorização de 100% para as substâncias odorosas mais comuns: sulfureto de hidrogénio, amónia, mercaptanos e ácidos orgânicos voláteis.

De entre os processos de desodorização apresentados nos subcapítulos anteriores, os mais usuais são a lavagem química e os processos biológicos devido à sua eficácia e fiabilidade, à disponibilidade de equipamento, à utilização de produtos universalmente disponíveis e às técnicas de controlo bem conhecidas. A Tabela 26 resume as principais vantagens e desvantagens destes processos.

Tabela 26 – Vantagens e desvantagens da desodorização química e biológica.

Processo	Vantagens	Desvantagens
Lavagem química	Elevada eficácia de tratamento; Área de instalação reduzida; Descarga de ar tratado num ponto alto favorecendo a rápida dispersão.	Elevados custos de instalação e exploração; Geração de resíduos com características ambientalmente indesejáveis, embora em quantidades relativamente reduzidas; Exigência constante de monitorização; Elevado potencial de corrosão.
Biofiltos ou biopercoladores	Baixos custos de construção e exploração; Ausência de subprodutos indesejáveis; Maior versatilidade para remoção de algumas substâncias tais como aldeídos, álcoois e ácidos orgânicos.	Elevada área de instalação, Necessidade de controlo de pH e nutrientes, Eficácia de tratamento sujeita à influência das condições atmosféricas, Difícil substituição do meio de enchimento orgânico.

Ponderadas as vantagens e desvantagens de cada processo de desodorização, outros fatores podem condicionar a escolha da solução a implementar, nomeadamente aspetos como a área de terreno disponível, as condições atmosféricas predominantes no local, a necessidade de mão de obra para exploração (controlo e manutenção) do processo de tratamento, e principalmente o grau de tratamento exigido a cada caso específico.

O sistema de desodorização, e o respetivo dimensionamento, abrange por duas partes distintas:

1. O sistema de extração e de insuflação de ar e
2. O sistema de tratamento.

O sistema de ventilação para extração de ar contaminado de várias zonas numa ETAR é constituído por tomadas de aspiração espalhadas estrategicamente, condutas e ventiladores. As condutas de aspiração devem ser previstas com orifícios adequadamente localizados que permitam a medição periódica do caudal de ar com recurso a medidores portáteis de velocidade do para determinação do respetivo caudal.

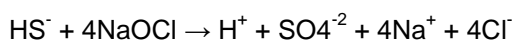
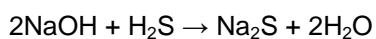
O dimensionamento das condutas de ventilação é semelhante às de água sob pressão seguindo os princípios da mecânica dos fluidos. No entanto, devido à compressibilidade de ar, os cálculos de perda de carga são ligeiramente diferentes.

Para dimensionamento do sistema de tratamento, podem-se considerar os critérios apresentados na Tabela 27.

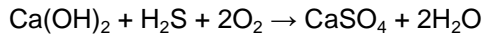
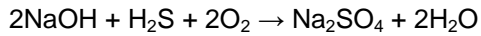
Tabela 27 – Critérios de dimensionamento (adaptado de (Metcalf & Eddy, 2002)).

Composto	Intervalo recomendado
Torres de lavagem química:	
Altura útil de torre, m	1,8 – 3
Tempo de retenção de ar, s	1,5 – 2,0
Caudal específico de solução de lavagem, kg H ₂ O/kg ar	1,5 – 2,5
Caudal específico de solução de lavagem, L H ₂ O/m ³ ar	2 – 3
Concentração de H ₂ S no ar contaminado, ppm	30 - 50
Concentração de NH ₃ no ar contaminado, ppm	20 - 40
Biofiltro:	
Tempo de retenção de gás no biofiltro, s	30 – 60
Carga superficial, m ³ /m ² /h	10 – 100
Carga volumica, m ³ /m ³ /h	10 – 100
Porosidade do meio filtrante (natural), %	35 – 50
Velocidade de remoção de H ₂ S, g S/m ³ /h	80 – 130
Teor de humidade, %	50 – 65
Pressão de ar na entrada do biofiltro, mm H ₂ O	50 – 100

De acordo com as seguintes reações de oxidação de sulfureto de hidrogénio e dissolução de amónia gasosa é possível determinar as necessidades unitárias teóricas dos produtos químicos de lavagem: soda cáustica: 2,35 mg/mg H₂S, hipoclorito de sódio: 8,76 mg/mg H₂S, ácido sulfúrico: 2,88 mg/mg NH₃.



A oxidação de H_2S nos biofiltros resulta na formação de H_2SO_4 que deve ser neutralizado com a introdução de um agente alcalino forte, tal como soda cáustica ou hidróxido de cálcio, cuja dosagem teórica pode ser calculada através das seguintes equações químicas:



2.7. PERFIL HIDRÁULICO

Uma vez selecionados e dimensionados os diversos processos de tratamento necessários para a qualidade pretendida das águas a descarregar, é necessário dispô-los no espaço destinado à construção da estação. Essa disposição é denominada por *layout* ou implantação, e resulta de um processo de otimização em que diversas opções são estudadas até se obter um resultado satisfatório.

A localização da ETAR deve ser criteriosamente estudada tendo em conta as condições topográficas da bacia de drenagem, a localização do ponto de descarga e a necessidade de área livre para construção. Quando localizada numa cota inferior à da rede de drenagem, a ETAR pode reduzir as necessidades de bombagem. A sua integração paisagística é essencial para diminuir o impacte da infraestrutura no local.

Uma vez definida a localização, a disposição dos processos de tratamento a instalar devem considerar a gestão do espaço, a minimização da extensão de tubagens e a necessidade de elevação da água. Para além disso há que garantir acesso a todos os equipamentos para controlo da operação e manutenção, e das viaturas de remoção de lamas e resíduos.

A representação da linha de energia da água ao longo da estação de tratamento é denominada por Perfil Hidráulico (Figura 81). O seu cálculo tem início na cota de descarga no meio recetor e a determinação das perdas de carga nos diversos circuitos permite ir definindo a cota da água em cada processo, de jusante para montante. Se no ponto mais a montante do perfil, a cota da água for inferior à chegada do afluente bruto à ETAR, então o tratamento pode-se processar de forma gravítica, o que é ideal. Caso contrário, será necessário incluir sistemas de elevação e determinar a respetiva altura manométrica.

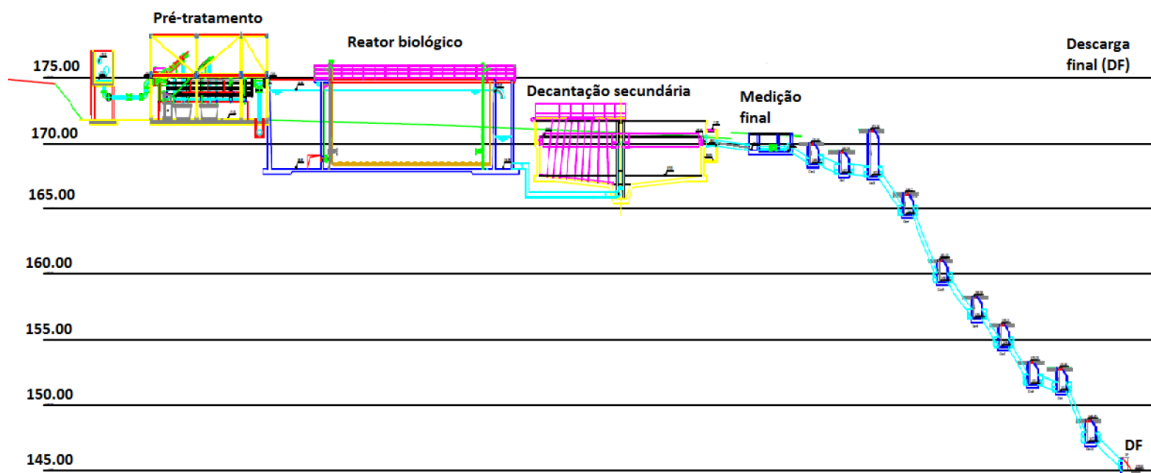


Figura 81 – Exemplo de perfil hidráulico (Sousa T. , 2016).

Um perfil hidráulico completo deve incluir as linhas relativas às condições de caudal máximo e mínimo na ETAR, previstos ao longo do seu período de vida útil. Deve também ter em conta a ocorrência de circuitos em paralelo, nos quais o caminho mais desfavorável deve ser o escolhido.

As perdas de carga no circuito ocorrem nos órgãos de tratamento, nos tubos e nos acessórios sob a forma de perdas de carga contínuas e localizadas. Nas ligações entre os diferentes processos podem ocorrer escoamentos do tipo pressurizado, gravítico com secção cheia ou com superfície livre. A entrada e saída nos órgãos de tratamento é feita geralmente através de orifícios e descarregadores.

O dimensionamento e a determinação de cotas a montante e a jusante de cada ligação, é feito com base nas principais fórmulas de cálculo hidráulico, nomeadamente o Teorema de Bernoulli, a equação de Darcy-Weisbach para o cálculo de perdas de carga contínuas e a fórmula de Colebrook-white para determinação do coeficiente de resistência, no caso de escoamentos sob pressão. Para escoamentos com superfície livre, recomenda-se o uso da fórmula de Manning-Strickler e perante escoamentos por orifícios ou descarregadores, será necessário recorrer às respetivas Leis de Vazão.

2.8. SISTEMAS NATURAIS DE TRATAMENTO

Os sistemas naturais de tratamento de águas residuais podem incluir sistemas aquáticos (lagunagem e leitos de macrófitas) e tratamentos pelo solo (leitos de irrigação/infiltração e campos de escoamento superficial) caracterizados por:

- Baixo consumo de energia elétrica;
- Baixa exigência técnica na exploração;
- Taxa lenta da eficácia de tratamento exigindo grandes áreas superficiais de terreno;
- Forte influência das condições atmosféricas.

Na União Europeia, o tratamento pelo solo já não é uma prática comum devido à possível contaminação das águas subterrâneas. No entanto, ainda existem pequenas instalações em aglomerados populacionais inferiores a 500 habitantes e habitações isoladas, com fossas sépticas para remoção de sólidos em suspensão, complementadas com poços absorventes ou trincheiras de infiltração para o destino final do sobrenadante.

Os sistemas naturais têm uma grande aplicação no tratamento de escoamentos de estradas, de águas pluviais contaminadas ou de desvios de tempestade de águas residuais.

2.8.1. Lagunagem

Os sistemas de tratamento por lagunagem são constituídos por lagoas nas quais a água residual é tratada por métodos inteiramente naturais com intervenção de algas e bactérias. O grau de oxidação desta água é baixo, quando comparada com os processos tradicionais onde o arejamento é controlado, pelo que os tempos de retenção hidráulica são maiores (na ordem de dias). Os mecanismos de tratamento incluem decantação, oxidação biológica por bactérias, oxigenação por algas e vento, decomposição anaeróbia, evaporação, destruição fotoquímica e absorção de nutrientes pelas plantas aquáticas. A composição da comunidade biológica numa lagoa de tratamento de águas residuais é determinada pela carga orgânica aplicada, pelas condições meteorológicas e pelo tempo de retenção hidráulica.

Tendo em conta a influência das condições climáticas dos locais onde são construídas e a baixa mecanização do tratamento, não é possível definir critérios universais de dimensionamento e operação para estas lagoas. A bibliografia da especialidade apresenta intervalos recomendados, e é unânime na necessidade de incluir um elevado grau de tratamento preliminar (remoção de areia, gorduras e sólidos em suspensão), bem como circuitos hidráulicos versáteis para um funcionamento flexível.

Um sistema típico de lagunagem é constituído por três tipos de lagoas: anaeróbias, facultativas e de maturação. As duas primeiras têm como principal função remover a matéria orgânica, e as

de maturação eliminam principalmente microrganismos. Por seu lado, as lagoas facultativas e as de maturação são do tipo fotossintético, uma vez que usam oxigénio para as bactérias oxidarem a matéria orgânica, fornecendo o CO₂ resultante do seu metabolismo às algas para se desenvolverem e continuarem a produzir oxigénio (Mara, 2011). Desenvolve-se assim um ciclo natural benéfico no interior destas lagoas, esquematizado na Figura 82.

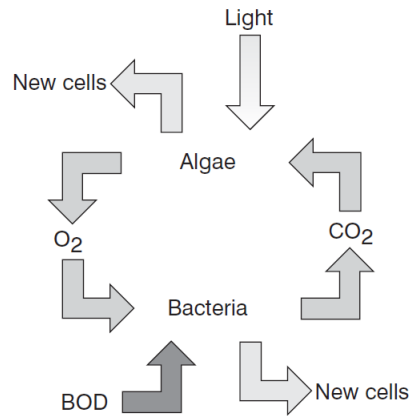


Figura 82 – Ciclo Algas/Bactérias que ocorre nas lagoas facultativa e de maturação (Mara, 2011).

Os diferentes tipos de lagoas são dispostos em série, sendo a lagoa anaeróbia a primeira a receber a água residual (após tratamento preliminar), seguindo-se a lagoa facultativa e por fim (se necessário para os objetivos de tratamento), a lagoa de maturação (Figura 83). Esta linha de tratamento pode ser replicada em duas ou mais, com a correspondente divisão de caudais, para uma maior versatilidade na receção afluentes com variações temporais significativas. As lagoas são construídas por escavação e impermeabilização com argila compactada ou tela de plástico, tendo taludes inclinados. Na parte circundante deve ser prevista uma via de circulação e uma caleira para interceção das águas da chuva.

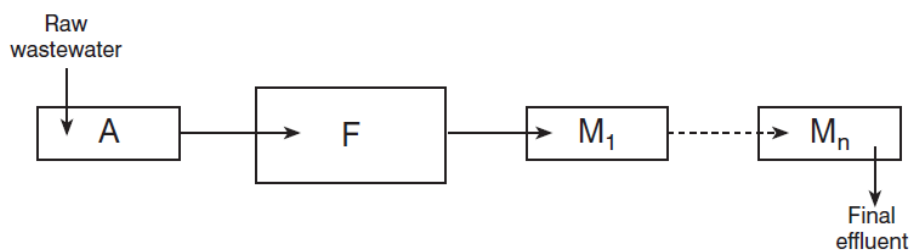


Figura 83 – Sistema típico de lagunagem: A – lagoa anaeróbia, F – lagoa facultativa e M – lagoas de maturação (Mara, 2011).

A lagunagem é um processo bastante eficiente, que permite uma remoção superior a 90% de SST, CBO e amónia (Mara, 2011). É igualmente eficiente na eliminação de organismos patogénicos, ao contrário de tratamentos convencionais que necessitam de uma etapa específica de desinfecção para o fazer.

Quanto à desodorização, se um sistema de lagunagem for bem dimensionado e sujeito a uma operação e manutenção adequadas, não terá uma libertação significativa de maus cheiros. As

grandes áreas requeridas para as lagoas e o contacto com o ar atmosférico acabam por criar um efeito de dispersão significativo. O controlo dos caudais afluentes e a minimização do risco de sobrecarga do sistema são fundamentais para que a libertação de odores se mantenha em níveis satisfatórios.

Uma outra questão relevante em sistemas de lagunagem é a qualidade do efluente, ou seja, da água descarregada após tratamento. Trata-se de uma descarga com elevada concentração de CBO e de SST devida fundamentalmente às algas que estão no processo. Numa análise laboratorial típica de CBO, as algas acabam por consumir grande parte do oxigénio, uma vez que a incubação se dá em ambiente escuro, sem luz solar. O resultado desta análise acaba por ser um valor elevado. No entanto, se a mesma fosse incubada em local sujeito à luz solar, as algas acabariam por apresentar o efeito fotossintético e elevar a concentração de oxigénio na amostra. Assim, na análise de resultados de qualidade da água descarregada por um sistema lagunar há que ter em conta esta questão.

Por outro lado, a presença de algas no efluente lagunar tem um efeito benéfico se utilizado para irrigação agrícola, uma vez que as algas são fertilizantes naturais que elevam o conteúdo orgânico dos solos e ajudam na sua capacidade de retenção de água.

Para além do sistema típico de lagunagem referido, existem também as chamadas lagoas arejadas (Figura 84).



Figura 84 – ETAR de S. Jacinto (Fonte: www.aguasdocontrolitoral.pt/aveiro).

As lagoas arejadas são sistemas de tratamento secundário por lamas ativadas mas sem recirculação de lamas, cujo tempo de retenção hidráulica varia entre 2 a 6 dias (Mara, 2011).

São dotadas de arejadores mecânicos ou difusores de ar, que garantem a oxigenação da água para que o processo de degradação da matéria orgânica se processe mais rapidamente. Têm, naturalmente, um custo energético associado que pode ser significativo. Estas lagoas podem tratar águas residuais após tratamento preliminar, ou águas sujeitas a tratamento primário (lagoas anaeróbias, por exemplo). A sua concentração de lamas ativadas é inferior aos sistemas típicos (200 a 400 mg/L, em comparação com 2000 a 6000 mg/L de uma ETAR convencional) e não têm capacidade para remover microrganismos, pelo que nesse caso devem dispor de um tratamento terciário de desinfeção.

Voltando ao sistema típico de lagunagem, serão descritos com mais pormenor, nos subcapítulos seguintes, os três tipos de lagoas que o constituem: anaeróbia, facultativa e de maturação.

2.8.1.1. Lagoas anaeróbias

As lagoas anaeróbias são as mais profundas das três, com uma altura de água que pode variar de 2 a 5 m. A carga orgânica afluente é tão elevada que acaba por anular a concentração de oxigénio dissolvido e, conseqüentemente, a presença de algas (em certos casos, vê-se apenas uma fina camada à superfície).

O seu funcionamento assemelha-se a uma fossa séptica, sendo o seu principal objetivo remover matéria orgânica. De acordo com Mara (2011), uma lagoa anaeróbia corretamente dimensionada, a funcionar em condições normais alcança uma remoção de CBO superior a 60% a 20°C. Segundo o autor, os tempos de retenção hidráulica (TRH) são relativamente curtos: para águas residuais com concentração de CBO de 300 mg/L, a uma temperatura média de 20°C, um dia é suficiente.

A remoção da CBO é obtida através da sedimentação dos sólidos decantáveis e a consequente digestão anaeróbia destas lamas decantadas. Os microrganismos anaeróbios convertem a matéria orgânica em substâncias estáveis como dióxido de carbono e metano (CO₂ e CH₄, respetivamente) (US-EPA, 2011). O processo de degradação inclui duas fases interrelacionadas: na primeira há a formação de ácido e a conversão de compostos orgânicos complexos (hidratos de carbono, gorduras e proteínas) em compostos simples, por ação das bactérias, produzindo ácidos orgânicos (ácido acético, propiónico e láctico). No decorrer desta fase a carência química de oxigénio (CQO) é baixa e há uma redução significativa de CBO, tendo em conta que os ácidos formados e outros compostos orgânicos são usados por muitos organismos aeróbios. Na segunda fase dá-se a produção de metano, mas antes há uma conversão dos ácidos referidos em acetatos, hidrogénio gasoso (H₂) e CO₂, após a qual diversas espécies de bactérias convertem estas substâncias em metano (CH₄), num processo chamado metanogénese (US-EPA, 2011). Esta formação de metano é, assim, um indicador da

estabilização das lamas decantadas na lagoa anaeróbia. Esta ação é particularmente intensa a temperaturas superiores a 15°C quando, na superfície livre da lagoa, se vêem pequenas bolhas do biogás formado na biodegradação (cerca de 70% metano e 30% dióxido de carbono). Os microrganismos que atuam nesta lagoa são os mesmos de um tratamento típico por lamas ativadas numa ETAR convencional, logo, estão sujeitos aos mesmos condicionalismos (sobretudo o pH, que não pode ser inferior a 6,2).

Para além dos referidos valores recomendados de profundidade e de TRH, os critérios de dimensionamento destas lagoas podem incluir cargas orgânicas superficiais ou volúmicas provenientes, tal como o TRH, de observações de sistemas existentes com bom desempenho. Assim, os principais fatores que influenciam o desempenho de lagoas anaeróbias são as cargas orgânicas, o pH e a temperatura (em regiões frias, é necessário um TRH de 50 dias para remover apenas 50% da CBO afluente (Mara, 2011). Em síntese, no dimensionamento de lagoas anaeróbias para o contexto nacional deve-se considerar:

- Carga orgânica volúmica de 100 a 300 gCBO₅/m³/d;
- TRH até 5 dias;
- Profundidade de 2 a 5 m.
- Inclinação lateral de 1:3 ou 1:4 (H:V).

Como referido, o desempenho de lagoas anaeróbias aumenta significativamente com a temperatura, como registado por Mara (2011), cujos estudos deram origem aos critérios mais comumente usados no dimensionamento destas lagoas (ver Tabela 28). A redução de CBO é importante para se determinar a carga orgânica afluente ao processo seguinte (lagoa facultativa). A temperatura a considerar no dimensionamento deve corresponder à situação mais desfavorável, sendo comum admitir a temperatura média do mês mais frio no local. Trata-se de uma consideração conservativa, uma vez que a temperatura da água costuma estar 1 a 2°C acima da temperatura do ar, no mês mais frio (Mara, 2011). A acumulação gradual de sólidos digeridos no fundo das lagoas anaeróbias exige uma recolha com uma frequência recomendada de 1 a 3 dias.

Tabela 28 – Critérios de dimensionamento de lagoas anaeróbias (adaptado de (Mara, 2011)).

Temperatura (°C)	Carga volúmica (g CBO/m ³ /d)	Redução de CBO (%)
< 10	100	40
10 – 20	20T – 100	2T + 20
20 – 25	10T + 100	2T + 20
> 25	350	70

As lagoas anaeróbias são essenciais no tratamento de efluentes industriais para retenção de substâncias tóxicas para as algas presentes nas etapas seguintes.

No dimensionamento, o volume real de uma lagoa pode ser determinado através da seguinte equação (Figura 85):

$$V_a = [(4 \times Z^2 \times d^3 / 3) + (Z \times BL \times d^2) + (Z \times BW \times d^2) + (BW \times BL \times d)]$$

Sendo V_a o volume útil [m³], Z o fator de inclinação (s horizontal/1 vertical), BL o comprimento do fundo [m], BW a largura do fundo [m] e d a profundidade da água, [m].

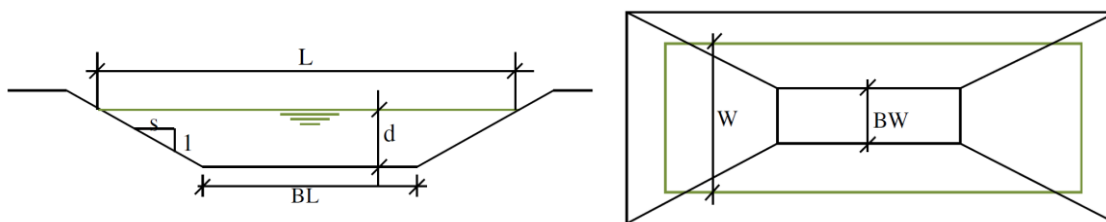


Figura 85 – Representação esquemática dos parâmetros de cálculo do volume das lagoas.

A definição em projeto de uma lagoa passa pela indicação da largura e do comprimento, da base e da superfície. Note-se que no topo, as dimensões superficiais devem ser maiores do que no nível máximo de água, o que se deve à existência de uma folga (parâmetro F representado na Figura 85). Esta folga deve ser prevista consoante as condições no local e serve para evitar o transbordo da água em tratamento através, por exemplo, de ondas que se formam com o vento. Para bacias pequenas (área <1 ha), uma folga de 0,5 m será suficiente, contudo este valor pode subir até 1 m para bacias de maiores dimensões.

2.8.1.2. Lagoas facultativas

As lagoas facultativas podem receber águas residuais após tratamento preliminar e águas provenientes de lagoas anaeróbias. A sua principal função é, como referido, a remoção de CBO da água residual a tratar, mas através de uma carga superficial mais reduzida (100 a 400 kg/ha/d) quando comparadas com as anaeróbias. Esta reduzida carga superficial vai permitir o desenvolvimento de algas que serão os principais agentes do tratamento que nelas se processa. O tempo de retenção hidráulica ronda os 20 dias, podendo chegar aos 180 dias em climas frios.

Estas lagoas são denominadas por facultativas muito por causa da variação diurna na concentração de oxigénio dissolvido (Figura 86 e Figura 87). A partir do nascer do Sol, a concentração de oxigénio dissolvido sobe gradualmente devido à atividade fotossintética das

algas atingindo o seu nível máximo a meio da tarde. A partir daí desce até um mínimo registado ao longo da noite, quando a fotossíntese termina e a atividade respiratória das bactérias acaba por consumir grande parte do oxigénio (WaterCorporation, 2019).

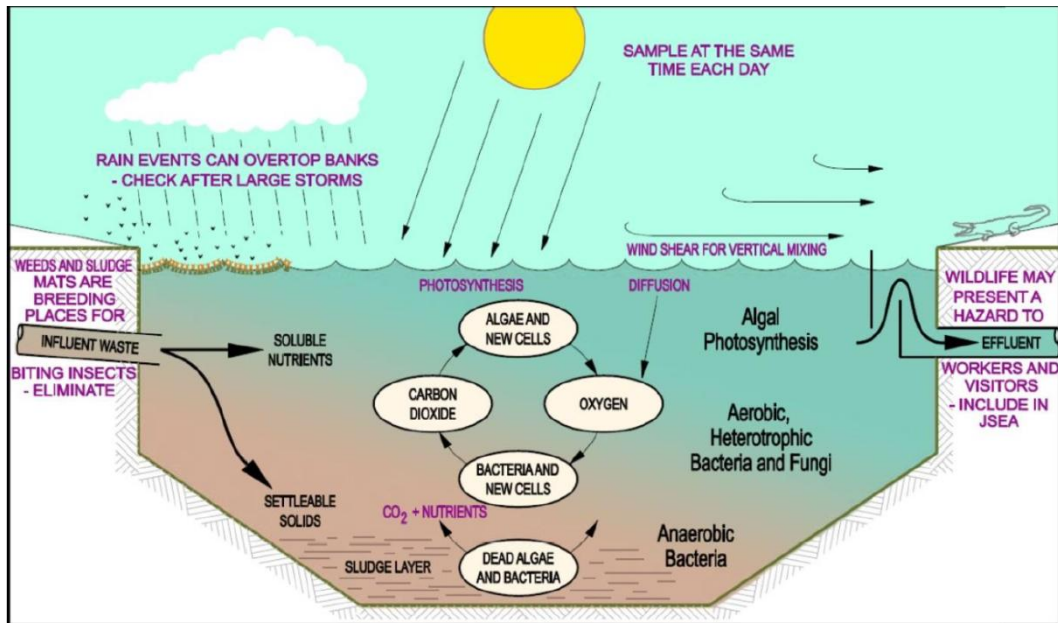


Figura 86 – Relação simbiótica entre algas e bactérias durante o dia (WaterCorporation, 2019).

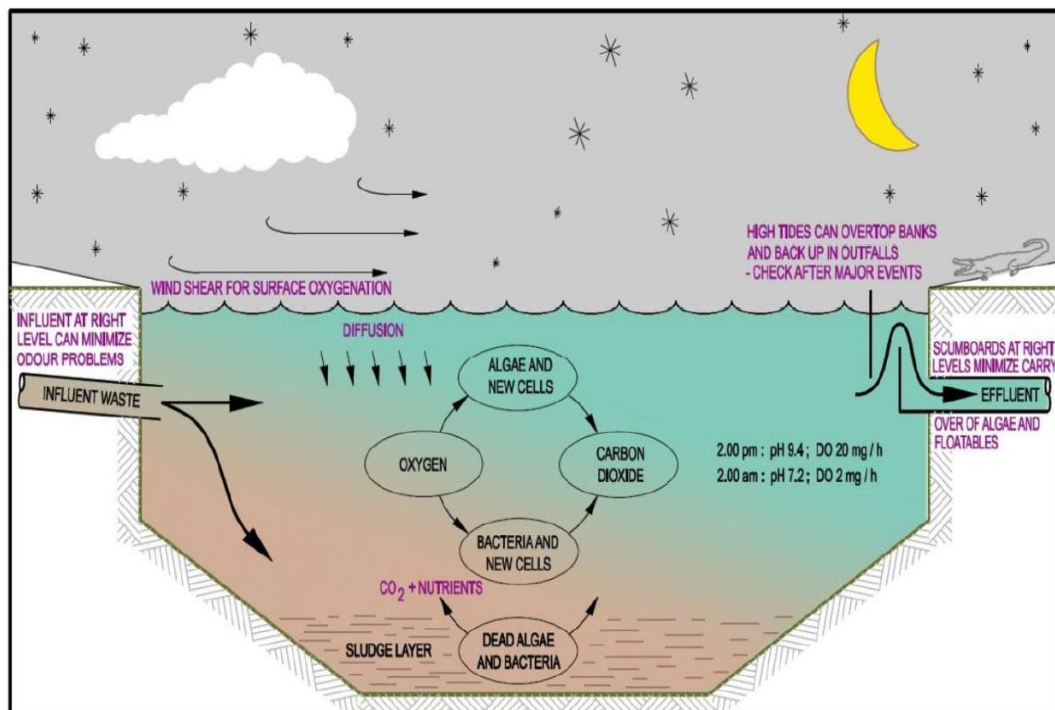


Figura 87 – Relação simbiótica entre algas e bactérias durante a noite (WaterCorporation, 2019).

A profundidade das lagoas facultativas pode variar entre 1 a 1,8 m, sendo 1,5 o valor mais usual (Mara, 2011). Lagoas com profundidades superiores podem acabar por funcionar como anaeróbias, o que não se pretende. Em climas áridos, com taxas de evaporação elevadas, ou em regiões frias, pode-se admitir profundidades ligeiramente maiores (até 2 m) para reduzir a área superficial (mantendo o TRH) e para reduzir a transmissão térmica, respetivamente.

As lagoas facultativas têm um princípio de funcionamento simples, mas as reações químicas e biológicas que nelas ocorrem são mais complexas do que as dos tratamentos convencionais. O efluente tratado pode apresentar uma concentração de CBO inferior a 30 mg/L, sendo a concentração de SST muito variável, dependendo da concentração de algas e da configuração do sistema de descarga. A remoção de fósforo pode ser alta para valores elevados de pH e há também uma ação relevante de remoção de microrganismos patogénicos (US-EPA, 2011).

Como ponto de partida para o dimensionamento de lagoas facultativas, pode-se utilizar a fórmula de Gloyna (US-EPA, 2011):

$$V = 3,5 * 10^{-5} * Q * L_a [e^{35-T}] * f * f'$$

sendo V o volume da lagoa [m^3], Q o caudal médio de águas residuais afluentes [L/d], L_a a concentração de CBO afluente [mg/L], e o coeficiente de degradação de CBO para correção da temperatura (1,085), T a temperatura da água na lagoa [°C], f o fator relativo à toxicidade provocada pelas algas e f' o fator relativo ao sulfureto. Os valores dos coeficientes f e f' podem ser iguais a 1 para águas residuais domésticas e industriais quando a concentração de sulfatos é inferior a 500 mgSO₄/L. Esta equação prevê uma remoção de CBO entre 80 e 90%, calculada com base nas concentrações de afluente bruto não filtrado e efluente tratado filtrado.

Após aplicação desta fórmula é recomendável fazer-se uma verificação aos parâmetros atrás referidos (COS e TRH) para confirmar que estão nos intervalos recomendados. A COS é, nas lagoas facultativas, mais importante do que a COV usada nas anaeróbias porque o efeito da luz solar que incide na sua superfície é fundamental para os processos de tratamento descritos. Mara indica uma COS inferior a 80 kg/ha/d para países frios europeus (temperaturas ≤ 8 °C)

De acordo com Mara (2011), a eficácia de remoção de CBO em lagoas facultativas com n células idênticas em série pode ser calculada pela seguinte equação:

$$C_n = C_0 / (1 + K(TRH))^n$$

Sendo C_n a concentração de CBO na descarga final [mg/L], C_0 a concentração de CBO no afluente [mg/L], K o coeficiente da velocidade de remoção de CBO [d^{-1}], TRH o tempo de retenção hidráulica de uma célula [d]. O valor de K é dependente da temperatura nas lagoas, T [°C], e calculado por:

$$K = 1,2 (1,085)^{(T - 35)}$$

O grau de redução de coliformes é significativo num sistema de lagunagem, e pode ser estimado de forma idêntica à CBO, sendo o cálculo de K substituído pela seguinte equação (válida para temperaturas entre 2 e 21 °C):

$$K = 2,6 (1,19)^{(T - 20)}$$

2.8.1.1. Lagoas de maturação

O principal objetivo de uma lagoa de maturação é eliminar microrganismos patogénicos, tais como coliformes fecais e vírus que possam estar presentes na água residual descarregada por lagoas facultativas. Nestas lagoas, a remoção de CBO, SST e nutrientes é lenta e pouco significativa, mas no contexto geral de um sistema de lagunagem a remoção destes parâmetros é elevada, como se apresenta na Tabela 29.

Tabela 29 – Desempenho de sistemas de lagunagem no Nordeste do Brasil (adaptado de (Mara, 2011)).

Parâmetro (mg/L)	Água residual a tratar (mg/L)	Efluente de lagoas anaeróbias (mg/L)	Efluente de lagoas facultativas (mg/L)	Efluente de lagoas de maturação (mg/L)			Remoção global
				Lagoa 1	Lagoa 2	Lagoa 3	
CBO	240	63	45	25	19	17	93%
SST	305	56	74	61	43	45	85%
Azoto amoniacal (N)	45	32	27	20	14	8	82%
Fósforo	6,6	4,0	3,7	3,4	3,2	2,4	64%
Coliformes fecais	5×10^7	3×10^6	3×10^5	2×10^4	450	30	99,99%

NOTA: as lagoas apresentam TRH de 5,5d, exceto a anaeróbia (6,8 d) e a lagoa de maturação nº 3 (5,8 d). Os resultados são valores médios registados para um período de 24 meses.

Estas lagoas mantêm-se totalmente aeróbias devido à baixa carga orgânica afluyente e à reduzida profundidade da água (< 1 m). Tal como nas lagoas facultativas, a atividade microbiológica das lagoas de maturação, é baseada na simbiose entre as algas e as bactérias. Apesar da elevada eficácia, têm como desvantagem a ocupação de uma grande área (podendo ocupar o dobro da área superficial de uma lagoa facultativa).

Os critérios empíricos que fundamentam o dimensionamento destas lagoas de maturação são: (1) o TRH deve ser inferior ao da lagoa facultativa e (2) deve ter um valor mínimo que permita o desenvolvimento das algas e evitar curto circuitos (recomenda-se um TRH de cerca de 3 dias).

O terceiro critério, o mais crítico, limita a COS (λ_s) a valores inferiores à da lagoa facultativa (cerca de 75%):

$$\lambda_{s(m1)} = 10 L_i D_{m1} / \theta_{m1}$$

sendo L_i a concentração de CBO (não filtrada) afluente à lagoa de maturação, D_{m1} a profundidade e θ_{m1} o TRH. O índice m1 refere-se à aplicação desta equação na primeira lagoa de maturação.

Para determinação da remoção de E-Coli nestas lagoas, é recomendável usar o critério de von Sperling que determina a remoção de bactérias (Mara, 2011):

$$N_e = N_i [4a / (1 + a)^2] \exp [(1 - a) / 2\delta]$$

com:

- $a = (1 + 4 k_{B(T)} \theta \delta)^{1/2}$;
- $\theta = \text{TRH [d]}$;
- $\delta = (L/B)^{-1}$;
- $k_{B(T)} = k_{B(20)} (1.07)^{T-20}$, com $k_{B(20)} = 0,92 D^{-0,88} \theta^{-0,33}$.

Sendo L, B e D o comprimento, a largura e a profundidade da lagoa, respetivamente [m].

Para quantificação da remoção de CBO, pode-se usar a equação de remoção apresentada no subcapítulo anterior (referente a lagoas facultativas), admitindo um coeficiente da velocidade de remoção de CBO ($K [d^{-1}]$) de $0,05 d^{-1}$ para temperaturas entre 15 e 25 °C (Mara, 2011).

A Tabela 30 sintetiza os parâmetros empíricos recomendados nos Estados Unidos, adequados para as condições atmosféricas locais. Estes valores devem, por isso, ser usados com cautela, salvaguardando essa questão.

Tabela 30 – Especificações norte-americanas do sistemas de lagunagem (adaptado de (US-EPA, 2011)).

Lagoa	Profundidade (m)	Carga orgânica superficial (g/m ² /d)	Tempo de retenção hidráulica (dias)
Anaeróbia	2,5 a 4,5	280 a 4500	5 a 50
Facultativa	0,9 a 2,4	22 a 56	7 a 50
Maturação	0,18 a 0,3	112 a 225	2 a 6

2.8.2. Leitos de macrófitas (wetlands)

Os leitos de macrófitas (designados na literatura internacional por *constructed wetlands*) são sistemas baseados na natureza que imitam e potenciam a ação das áreas pantanosas na depuração da água que a elas afluí. A palavra “*macrophytes*” designa plantas altas, sendo as “*microphytes*” as plantas pequenas comumente designadas por algas. Estes leitos constituem unidades de tratamento secundário que devem contemplar a montante uma etapa de tratamento primário (fossa séptica ou lagoa anaeróbia) para retenção dos sólidos que, de outra forma, acabariam por colmatar o leito e inviabilizar o tratamento.

Os mecanismos de purificação num leito de macrófitas incluem:

- (1) Mecanismos físicos: sedimentação; filtração, adsorção;
- (2) Mecanismos químicos: precipitação (azoto e fósforo), oxidação e redução (metais pesados);
- (3) Mecanismos biológicos: metabolismo bacteriano (CBO, azoto); metabolismo fitológico (microrganismos patogénicos), adsorção fitológica (azoto, fósforo, metais pesados).
- (4) Decaimento natural: microrganismos patogénicos.

Os leitos de macrófitas têm uma ação importante no desenvolvimento de ecossistemas. Neles existem vastas variedades de animais invertebrados e vertebrados cujas atividades afetam significativamente os procedimentos ecológicos, tal como a desintegração e consumo de material orgânico pelos insetos, pelas larvas de insetos e por minhocas. O desenvolvimento da comunidade de invertebrados estimula naturalmente a propagação dos predadores, que incluem os anfíbios residentes e os pássaros que passam pelo local.

Estes leitos podem ser de diversos tipos, como se apresenta na Figura 88. Os sistemas de plantas aquáticas flutuantes não são comuns, até pela sua difícil manutenção, tendo em conta que o tipo de plantas que os compõem (como o jacinto de água, a lentilha de água, entre outras) apresentam uma proliferação bastante intensa.

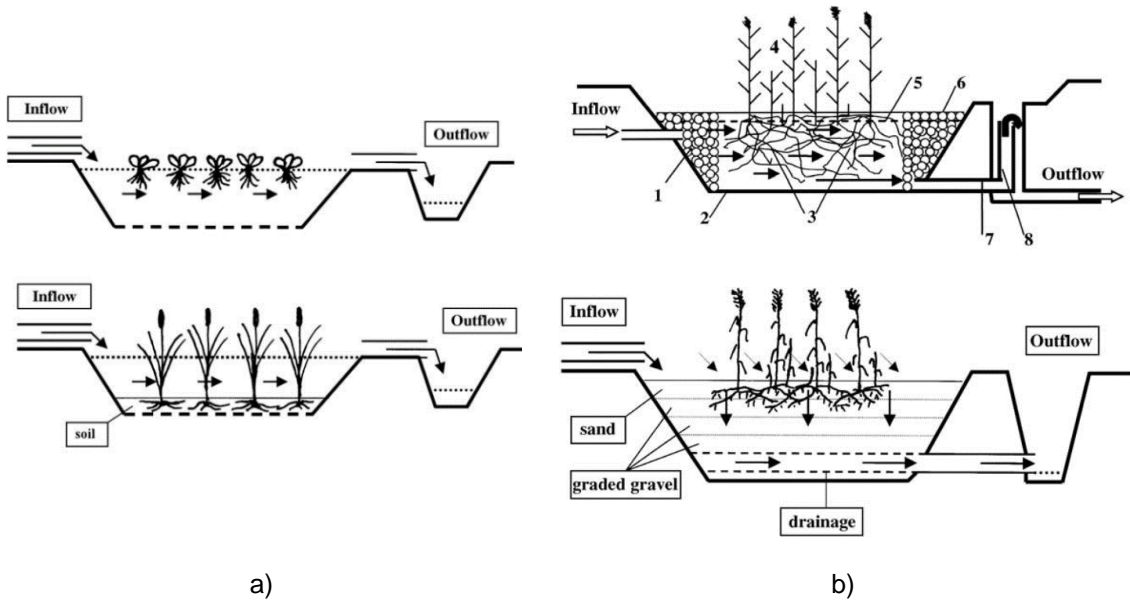


Figura 88 – Tipos de leitos de macrófitas: a) sistema de plantas aquáticas flutuantes em cima, e de plantas aquáticas submersas (ou de escoamento livre) em baixo; b) sistema de escoamento subsuperficial horizontal em cima, e sistema de escoamento subsuperficial vertical (Vymazal, 2007).

Os outros sistemas de macrófitas, de plantas aquáticas submersas e de escoamento subsuperficial, apresentam plantas de espécies diversas, nomeadamente o caniço (*Phragmites australis*), o bunho (*Schoenoplectus lacustris*), a espadana (*Typha latifolia*) e o junco (*Juncus effusus*) (Figura 89), que podem ser instaladas em solo ou numa camada de gravilha.

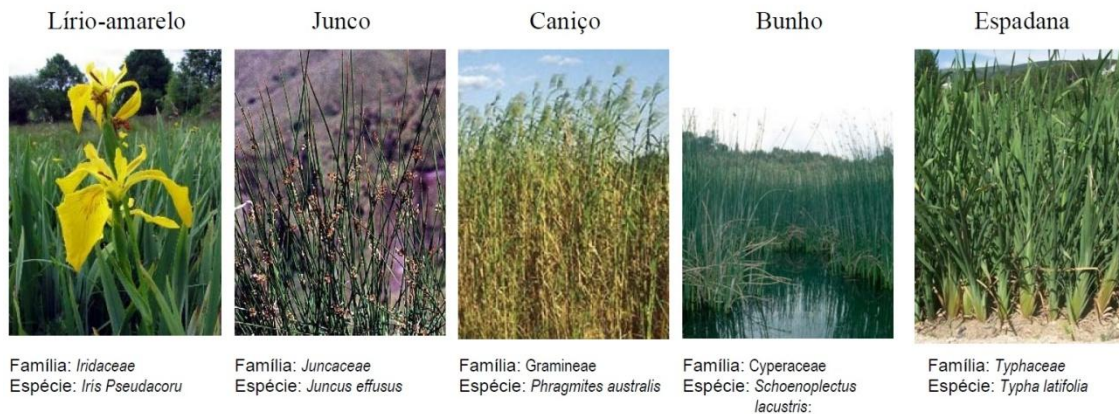


Figura 89 – Espécies de macrófitas usadas no tratamento de águas residuais domésticas (Seco, Duarte, Peres, & Bentes, 2008).

Em relação aos sistemas de lagunagem, os leitos de macrófitas requerem uma maior área de instalação do que uma lagoa facultativa, assim como mais material de construção.

As dimensões de um leito de macrófitas para tratamento de água residual são determinadas pelo tempo de retenção hidráulica e simultaneamente pela carga orgânica, ambas

quantificadas empiricamente, tendo em conta os fatores naturais referidos anteriormente (temperatura, velocidade de vento e porosidade de solo). O nível de remoção de poluentes é mais elevado para um alto tempo de retenção (6 a 8 dias) e baixas velocidades de escoamento (Guia UE, 2001).

Os leitos de escoamento subsuperficial podem também ser dimensionados para uma determinada redução da CBO afluente (Mara, 2011):

$$A = Q * \ln(CBO_a/CBO_e)/(KT * E * n)$$

sendo A a área superficial do leito de macrófitas [m^2], Q o caudal médio afluente [m^3/d], CBO_a e CBO_e concentrações de CBO no afluente e efluente, respetivamente [mg/L], KT a velocidade de redução da CBO [d^{-1}], à temperatura de projeto, T [$^{\circ}C$] determinada pela seguinte relação:

$$KT = K_{20} \times 1,06^{(T-20)} \quad (8)$$

em que K_{20} é a velocidade de redução da CBO [d^{-1}] a $20^{\circ}C$, E a altura da água no leito [m] e n a porosidade do meio de suporte.

O elemento que mais contribui para a depuração das águas residuais afluentes, mais até do que as próprias plantas, é o solo ou a camada de gravilha onde elas estão enraizadas (Figura 90). A ação das plantas é, no entanto, fundamental para a remoção de nutrientes (principalmente Azoto). Segundo Mara (2011), os sólidos suspensos presentes na água residual afluente aos leitos de macrófitas de escoamento subsuperficial são retidos no meio de suporte (solo ou gravilha) ou depositam por decantação. A amónia é removida por diversos fatores, entre eles a nitrificação (e posterior desnitrificação), a absorção pelas plantas e a acumulação de azoto orgânico nos sedimentos decantados. Está também reportada uma eficácia quase total de remoção microbiológica, especialmente no que concerne aos ovos de helmintos.

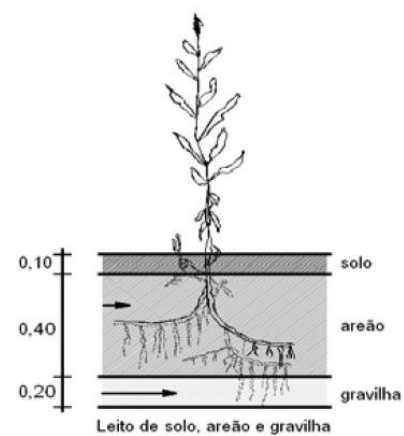


Figura 90 – Constituição comum dos leitos de macrófitas (Seco, Duarte, Peres, & Bentes, 2008).

Seco et al. (2008) apresentam uma compilação de valores de desempenho de ETAR com leitos de macrófitas existentes em Portugal (Tabela 31). São instalações que estão em funcionamento desde finais dos anos 90, servindo populações equivalentes entre 109 e 1160 habitantes. Quase todos estes sistemas têm uma fossa séptica para tratamento primário. As eficiências de remoção que resultaram deste estudo estão apresentadas na Tabela 32 e são, como se percebe, bastante satisfatórias.

O estudo de Seco et al. (2008), incluiu um levantamento dos principais problemas associados ao funcionamento dos sistemas com leitos de macrófitas, os quais como se percebe, estão maioritariamente relacionadas com ações (ou inexistência) de operação/manutenção:

- manutenção deficiente dos sistemas;
- ausência de limpeza das grelhas, de lavagem das tubagens de distribuição/recolha e de uma intervenção atempada e adequada na resolução de problemas;
- colmatação dos leitos, que se traduz na sua inundação superficial e na perda de eficiência do tratamento (os poros do leito deixam de estar livres para permitir a percolação do efluente);
- ausência de um plano de monitorização adequado ao controlo de qualidade do efluente tratado e das várias etapas do processo de tratamento e capaz de prevenir problemas de colmatação devido à introdução no leito de cargas de sólidos demasiado elevadas;
- deficiências no desenvolvimento das macrófitas plantadas, apresentando uma taxa de crescimento superior no início do leito, o que favorece a ocupação predominante do restante leito por espécies invasoras;
- ligação clandestina de águas residuais industriais, alterando as características das águas residuais domésticas.

Tabela 31 – Compilação de características e de valores de desempenho de ETAR com macrófitas existentes em Portugal (adaptado de (Seco, Duarte, Peres, & Bentes, 2008)).

ETAR	Entrada em serviço	Hab.	Área total (m ²)	Área dos leitos (m ²)	Nº de leitos	Tipo de plantas	Trat. primário	Freq análises
Alcochete	2001	500	4000	1764	4	<i>Phragmites</i>	FS	Semestral
Aranhas	2004	437	4100	836	1	<i>Phragmites</i>	FS	Mensal
Arganil	2002	109	800	160	1	<i>Junco</i>	FS	Anual
Carregal do Sal	1998	200	655	338	2	<i>Phragmites</i>	FS	Trimestral
Condeixa	2002	600	4600	1600	1	<i>Lírio, Typha</i>	TI	Trimestral
Covilhã	1999	840	2398	1045	1	<i>Typha</i>	TI	-
Grândola	2000	500	1100	500	1	<i>Phragmites</i>	FS	-
Guarda	1999	1160	2500	2500	2	<i>Phragmites</i>	FS	Mensal
Madeira	2003	200	541	441	3	<i>Phragmites, lírio e junco</i>	FS	Mensal
Mealhada	2000	125	1000	350	1	<i>Phragmites</i>	FS	Mensal
Odemira	2001	350	1360	714	2	<i>Phragmites</i>	FS	Anual
Penacova	2001	500	3240	1860	2	<i>Phragmites</i>	TI	Trimestral
Rossas	2001	600	1800	1444	4	<i>Phragmites</i>	FS	Mensal
Salamonde 1	1999	250	700	289	2	<i>Phragmites</i>	FS	-
Salamonde 2	2001	250	600	289	2	<i>Phragmites</i>	FS	Mensal
Salvador	2004	563	3100	630	2	<i>Phragmites</i>	FS	Mensal
St. Comba Dão	1999	300	1153	585	1	<i>Typha</i>	FS	Anual
Tondela 1 / Vale	1997	200	686	656	1	<i>Junco</i>	FS	Anual
Tondela 2 / Adiça	1998	200	562	532	1	<i>Junco</i>	FS	Anual
Vila de Rei	2000	1054	4325	855	1	<i>Phragmites</i>	TI	Trimestral

NOTA: FS corresponde a fossa séptica e TI a tanque Imhof.

Tabela 32 – Compilação de características e de valores de desempenho de ETAR com macrófitas existentes em Portugal (adaptado de (Seco, Duarte, Peres, & Bentes, 2008)).

	CBO (mg/L)			CQO (mg/L)			SST (mg/L)			P (mg/L)			N (mg/L)		
	Aflu.	Eflu.	Ef. (%)	Aflu.	Eflu.	Ef. (%)	Aflu.	Eflu.	Ef. (%)	Aflu.	Eflu.	Ef. (%)	Aflu.	Eflu.	Ef. (%)
Madeira	171	9	93	329	27	77	287	17	81	-	-	-	-	-	50
Alcochete	97	33	70	1009	318	66	62	23	55	3	2	27	61	34	56
Aranhas	298	35	78	610	107	76	570	21	80	6	3	38	80	31	48
Condeixa	159	22	75	409	78	65	316	21	81	11	6	38	132	47	61
Guarda	403	44	84	880	131	77	408	27	79	8	5	31	107	33	34
Penacova	554	42	89	937	123	82	290	22	84	12	7	30	78	48	72
Rossas	516	15	95	1076	58	91	631	9	97	17	1	95	120	31	61
Salamonde	267	24	85	474	77	81	257	20	91	11	3	66	97	33	61
Salvador	524	62	83	889	170	80	366	31	82	8	5	33	125	45	50
Vila de Rei	251	37	86	618	133	68	238	20	88	-	-	-	-	-	-

A construção de um leito de macrófitas é feita diretamente no terreno, por escavação ou por formação de diques devidamente impermeabilizados. A profundidade deve ser suficiente para acomodar o caudal máximo de afluente e a acumulação de detritos e sedimentos e uma folga superior.

A impermeabilização dos leitos faz-se por aplicação de geomembrana sintética ou por aplicação de material natural (argila compactada). As geomembranas comercializadas podem ser de vários tipos de materiais, sendo o PEAD o mais comum, com aditivos para proteção contra a radiação UV. As bacias são, geralmente, retangulares pouco profundas, enchidas com meio de crescimento e suporte para as plantas (normalmente solo, gravilha, ou solo com elevada porção de areia). Os leitos devem ser multicelulares, equipados com estruturas de distribuição de afluente e de recolha de efluente que facilitem as operações de manutenção.

Como referido, é fundamental incluir no sistema, um tratamento preliminar para remoção máxima de sólidos em suspensão do afluente e a possibilidade de recirculação da água pelos leitos para garantir a versatilidade hidráulica do sistema. Outros aspetos a ter em conta na definição de leitos de macrófitas são listados nos seguintes pontos:

- necessidade mínima de manutenção (reduzida intervenção humana);
- máximo aproveitamento da energia natural, da gravidade e do sol;
- adaptação da solução para situações climáticas extremas;
- enquadramento com o ambiente local e minimização do aspeto artificial (os leitos devem ter uma configuração o mais natural possível, sendo de evitar o betão à vista);
- tempo prolongado de arranque que pode exigir um controlo e alteração da configuração prevista no decorrer dos primeiros anos.

2.9. REFERÊNCIAS

- Alves, N. (2013). Projecto de pré-dimensionamento de uma ETAR em Luanda - Angola. *Tese de mestrado em Engenharia Civil*. Instituto Superior de Engenharia de Lisboa.
- Antunes, R. (2006). Odores em Estações de Tratamento . *Dissertação de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Lisboa*.
- Barbosa, J. A. (2008). Valorização de Lamas Provenientes do Tratamento de Águas Residuais, Tese de mestrado em Engenharia Sanitária. FCT - UNL.
- Caldas, P. (2021). Análise da eficiência da tecnologia Tencate Geotube® na desidratação de lamas. *Tese de Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente*. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- CEN. (2002). EN 12255-9:2002 European Standard on Wastewater treatment plants – Part 9: Odour control and ventilation. *European Committee for Standardization (CEN), Brussels*.
- Cheng, C.-Y. (2010). TRATAMENTO SECUNDÁRIO (BIOLÓGICO) POR LAMAS ACTIVADAS.
- Cheng, C.-Y. (2011). Tratamento físico-químico de lamas.
- Cheng, C.-Y. (2014). Apontamentos de Tecnologias e Sistemas de Tratamento de Águas.
- Cheng, C.-Y. (2017). TRATAMENTO SECUNDÁRIO (BIOLÓGICO) POR LAMAS ACTIVADAS.
- CIMPOR. (2012). CIMPOR - Relatório de Sustentabilidade 2011. CIMPOR - Cimentos de Portugal, SGPS.
- Decreto Regulamentar 23/95 de 23 de agosto. (1995). Ministério das Obras Públicas, Transportes e Comunicações. Diário da República - I Série B nº 194.
- Decreto-Lei n.º 236/98. (1998). Ministério do Ambiente. Diário da República, série I-A.
- Decreto-Lei nº 152/97 de 19 de Junho. (1997). Ministério do Ambiente. Diário da República - I Série A nº 139.
- Fair, G. M., Geyer, J. C., & Okun, D. A. (1971). *Elements of water supply and wastewater disposal* (2ª edição ed.). New York and London: John Wiley & Sons, Inc.
- Ferreira, L. d. (2010). Caracterização de lamas de ETA's para aplicação na indústria cerâmica, Tese de mestrado em Minerais e Rochas Industriais. Universidade de Aveiro.
- Mara, D. (2011). *Domestic wastewater treatment in developing countries*. London: Earthscan.
- Marecos do Monte, H., & Albuquerque, A. (2013). Reutilização de Águas Residuais. Série Guias Técnicos - ISEL e ERSAR.
- Metcalf & Eddy, I. G. (2002). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw-Hill Education.
- Portuguesa, G. d. (2008). Portaria 255/2023. Ministério das Obras Públicas, Transportes e Comunicações.

- Sampaio, D. J. (2016). Análise da viabilidade técnica da utilização de lama de eta para substituição parcial de cimento na produção de betão, Tese de mestrado em Engenharia do Ambiente. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- Seco, T., Duarte, A., Peres, J., & Bentes, I. (2008). Avaliação do Desempenho de Sistemas de Leitos de Macrófitas no Tratamento de Águas Residuais Domésticas. *Revista de Engenharia Civil - Universidade do Minho*, pp. 163-174.
- Sousa, E.R.; Matos, J.M. (1991). Órgãos Especiais do Sistema de Drenagem em Manual de Saneamento Básico - Abastecimento de Água e Esgoto. Lisboa.
- Sousa, J. J., & Marques, J. (2013). *Hidráulica Urbana*. Imprensa da Universidade de Coimbra.
- Sousa, T. (2016). Estações de Tratamento de Águas Residuais: Conceitos e Dimensionamento. *Tese de Mestrado em Engenharia Civil, Instituto Superior de Engenharia do Porto*.
- US-EPA. (2011). *Principles of Design and Operations of Wastewater Treatment Pond Systems for Plant Operators, Engineers, and Managers*. Cincinnati, Ohio: Land Remediation and Pollution Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development.
- Vymazal, J. (2007). Removal of Nutrients in Various Types of Constructed Wetlands. *The Science of the total environment*, 380, pp. 48-65.
- WaterCorporation. (2019). *Waste Stabilisation Ponds - Design guideline*. Australia: Assets Planning and Delivery Group.

Anexo I

Consumos industriais, comerciais e públicos

As seguintes tabelas (Sousa & Marques, 2013) contêm valores indicativos para consumos de água em diferentes tipologias, que podem ser usados como referência em estimativas de consumo de água no dimensionamento de redes e de sistemas de tratamento de águas e de águas residuais.

Tabela 1 – Consumos em instalações pecuárias.

Edifícios destinados a	Consumo diário
Gado leiteiro	120 L/animal
Bovinos	40 L/animal
Ovinos e Caprinos	10 L/animal
Equinos	40 L/animal
Porcinos	10 L/animal
Aves (frangos, galinhas, patos, perús, gansos, etc.)	0,2 L/animal

Tabela 2 – Consumos em matadouros públicos ou privados.

Classe animal	Consumo diário
Bovinos	500 L/animal
Porcinos	300 L/animal
Ovinos e Caprinos	250 L/animal
Aves em geral	16 L/Kg em vivo

Tabela 3 – Consumos em indústrias de leite e seus derivados.

Tipo de estabelecimento	Consumo diário
Estações de recolha e armazenamento	1500 L/dia por cada 1000 L de leite recebidos
Fábricas de pasteurização	1500 L/dia por cada 1000 L de leite a pasteurizar
Fábricas de manteiga, queijo ou leite em pó	1500 L/dia por cada 1000 L de leite a processar

Tabela 4 – Consumos em hotéis, pensões e hospedarias.

Estabelecimento	Consumo diário
Hotel	500 L/hóspede
Pensão	350 L/hóspede
Hospedaria	25 L/m ² de dormitório

Tabela 5 – Consumos em escolas e residências de estudantes.

Tipo de estabelecimento	Consumo diário
Aluno externo	40 L/pessoa
Aluno semi-interno	70 L/pessoa
Aluno interno	250 L/pessoa
Pessoal não residente	50 L/pessoa
Pessoal residente	200 L/pessoa

Tabela 6 – Consumos em restaurantes.

Área (m ²)	Consumo diário
Até 40	2000 L
41 a 100	50 L/m ²
Mais de 100	40 L/m ²

Tabela 7 – Consumos em bares, cafés e similares.

Área (m ²)	Consumo diário
Até 30	1500 L
31 a 60	60 L/m ²
61 a 100	50 L/m ²
Mais de 100	40 L/m ²

Tabela 8 – Consumos em estações de serviço e oficinas.

Tipo de estabelecimento	Consumo diário
Lavagem automática	12000 L/unidade de lavagem
Lavagem não automática	8000 L/unidade de lavagem
Bombas de gasolina	300 L/bomba
Garagens e estacionamentos cobertos	2 L/m ² de área

Tabela 9 – Consumos em lavandarias, tinturarias e similares.

Estabelecimento	Consumo diário
Lavandarias	40 L/kg de roupa
Lavandaria a seco, tinturarias e similares	30 L/kg de roupa

Tabela 10 – Consumos em hospitais, clínicas, consultórios e similares.

Tipo de estabelecimento	Consumo diário
Hospitais e clínicas com internamento	800 L/cama
Consultórios médicos	500 L/consultório

Clínicas dentárias	1000 L/unidade de tratamento
---------------------------	------------------------------

Tabela 11 – Consumos em recintos de espetáculos.

Tipo de estabelecimento	Consumo diário
Cinemas, teatros e auditórios	3 L/lugar sentado/sessão
Cabarés, casinos e salões de baile	30 L/m ² de área para uso público
Estádios, velódromos, autódromos, praças de touros e similares	1 L/espectador
Circos, hipódromos, parques de atrações e similares	1 L/espectador + o necessário para os animais

Tabela 12 – Consumos em piscinas.

Tipo de piscina	Consumo diário
Piscinas com recirculação de água	10 L/m ² de projeção horizontal
Piscinas sem recirculação de água	25 L/m ² de projeção horizontal
Piscinas com fluxo contínuo	125 L/h/m ²
Sanitários e balneários anexos à piscina	30 L/m ²

Tabela 13 – Outros consumos.

Tipo de edifício	Consumo diário
Aeroportos	15 a 20 L/passageiro
Mercados	15 L/m ² de área útil
Centros comerciais	10 L/lugar de estacionamento + 40 L/funcionário
Sanitários públicos	20 L/utilizador