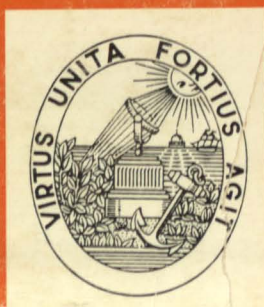


UNIVERSIDADE DO PORTO
FACULDADE DE ENGENHARIA

ESTUDO DE TRATABILIDADE DA ÁGUA
DA ALBUFEIRA DE CRESTUMA - LEVER
PELO PROCESSO DE FILTRAÇÃO DIRECTA

Maria Isabel da Silva Costa

Dezembro de 1996



FACULDADE DE ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE DO PORTO

**Estudo de Tratabilidade da Água da Albufeira
de Crestuma-Lever
pelo Processo de Filtração Directa**

Maria Isabel da Silva Costa

Licenciada em Ciências do Meio Aquático
pelo Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar
da Universidade do Porto

Dissertação para satisfação parcial dos
requisitos do grau de mestre
em
Engenharia do Ambiente
(Ramo de Tratamento de Águas e Águas Residuais)

Dissertação realizada sob a supervisão do
Professor Doutor Chia-Yau Cheng
e do

Professor Doutor Tentúgal Valente

Porto, Dezembro de 1996

04211
628(062)COS/LSF

UNIVERSIDADE DO PORTO
FACULDADE DE ENGENHARIA
BIBLIOTECARIA
N.º 13961
CDU
Data 30.10.97

Resumo

A presente Tese de Mestrado estudou a tratabilidade da água da albufeira de Crestuma-Lever pelo processo de filtração directa, avaliando a eficiência do tratamento em termos de remoção de turvação, e a qualidade da água tratada, em termos de turvação final e de alumínio residual. Numa segunda fase, foi avaliada a quantidade de matéria orgânica passível de ser removida utilizando-se este mesmo processo.

Foram realizados ensaios de "Jar Test" para a selecção da dosagem óptima de coagulante (sulfato de alumínio) e do pH óptimo para os ensaios de filtração. O critério de qualidade utilizado foi a redução da turvação até 0,5 NTU, tendo sido considerado o valor da concentração do alumínio residual para a selecção do valor de pH óptimo.

No caso da remoção de matéria orgânica, para a selecção da dosagem óptima foi traçado um gráfico da remoção de UV254 em função da dosagem, escolhendo-se como óptima a dosagem correspondente ao ponto de diminuição de ganhos, ou seja, o ponto a partir do qual a aumentos na dosagem não correspondem remoções adicionais significativas de UV254.

A dosagem escolhida para os ensaios de filtração com o objectivo de remoção de turvação foi de 6 mg/L e para a remoção de matéria orgânica de 15 mg/L. O valor de pH seleccionado para a realização dos ensaios foi de 6,2, valor que conduziu à menor concentração de alumínio residual.

O caudal de filtração foi fixado no início dos ensaios, tendo variado entre 26 e 28 L/h. Foi medida a diminuição do caudal de filtração ao longo dos ensaios com o objectivo de se comparar a evolução da colmatação do leito filtrante nos vários ensaios realizados.

Para todos os ensaios realizados, a eficiência de filtração foi sempre elevada, sendo a turvação residual sempre inferior a 0,1 NTU ao longo de toda a duração dos ensaios. A duração dos ensaios variou de 3 horas, no primeiro ensaio, a 7 horas, no segundo e quarto ensaios.

Foram comparados dois tipos de meio filtrante: meio simples de areia e meio duplo de antracite sobre areia. O primeiro sofreu uma mais rápida colmatação em

comparação com o segundo, verificando-se uma diminuição do caudal de filtração de 23% e 7%, respectivamente, para as mesmas condições de operação.

No ensaio realizado sob as condições óptimas para remoção de matéria orgânica conseguiu-se uma remoção de 42% a 46% de UV254.

A concentração de alumínio residual foi sempre inferior a 0,050 mg/L. Verificou-se que esta concentração é fortemente dependente da variação do pH ao longo dos ensaios.

Índice

Resumo	2
Agradecimentos.....	4
Índice.....	5
Lista de Figuras.....	8
Lista de tabelas.....	9
Lista de Abreviaturas.....	10
1 Introdução	11
2 Coagulação e Floculação	14
2.1 Definição e objectivos	14
2.2 Desestabilização de partículas coloidais	15
2.3 Coagulantes.....	18
2.3.1 Tipos de coagulantes	18
2.3.2 Química aquática do Al(III) e do Fe(III)	19
2.3.3 Características dos coagulantes pré-polimerizados.....	21
2.3.4 Polielectrólitos.....	23
2.4 Desestabilização de colóides com coagulantes metálicos.....	24
2.4.1 Mecanismos de desestabilização	24
2.4.2 Influência da dosagem de coagulante.....	25
2.4.3 Influência da concentração de partículas.....	26
2.4.4 Influência do pH.....	27
2.4.5 Influência da temperatura.....	28
2.5 Coagulação de matéria orgânica.....	28
2.5.1 Considerações gerais	28
2.5.2 Mecanismos de remoção.....	30

2.5.3 Factores que influenciam a remoção	31
2.6 Mistura rápida.....	34
2.7 Mistura lenta.....	35
3 Filtração.....	37
3.1 Descrição do processo.....	37
3.2 Filtração sobre leito granular.....	39
3.2.1 Meio filtrante	40
3.2.2 Controle da filtração.....	43
3.2.3 Filtração lenta e filtração rápida	45
3.2.4 Lavagem do meio filtrante.....	46
3.2.5 Operação dos filtros.....	48
3.2.6 Características da água aplicada ao filtro.....	49
3.3 Filtração directa.....	50
3.3.1 Descrição do processo.....	50
3.3.2 Vantagens e desvantagens da filtração directa	51
3.3.3 Qualidade da água apropriada para filtração directa	52
3.3.4 Pré-tratamento para filtração directa.....	53
3.3.5 Remoção de matéria orgânica.....	55
4 Trabalho Experimental.....	57
4.1 Objectivos	57
4.2 Recolha da água.....	57
4.3 Análises Efectuadas.....	58
4.3.1 pH.....	58
4.3.2 Alcalinidade.....	59
4.3.3 Sólidos	59
4.3.4 Turvação	60
4.3.5 Alumínio.....	61
4.3.6 Matéria Orgânica (UV254).....	62
4.3.6.1 Procedimento	63
4.4 Método experimental.....	65
4.4.1 Ensaio de Jar Test.....	65
4.4.1.1 Condições gerais dos ensaios.....	65

4.4.1.2 Remoção da turvação.....	66
4.4.1.3 Remoção de matéria orgânica.....	68
4.4.1.4 Considerações sobre o método adoptado para a realização dos ensaios de "Jar Test".....	69
4.4.2 Ensaios de filtração.....	70
4.4.2.1 Descrição da instalação.....	70
4.4.2.2 Meio filtrante.....	71
4.4.2.3 Procedimento.....	72
4.4.2.4 Condições de realização dos ensaios.....	73
5 Resultados e Discussão	75
5.1 Caracterização da água bruta.....	75
5.2 Resultados dos ensaios para remoção de turvação.....	76
5.2.1 Jar Test.....	76
5.2.2 Filtração.....	81
5.3 Resultados dos ensaios para remoção de matéria orgânica.....	86
5.3.1 Jar Test.....	86
5.3.2 Filtração.....	88
6 Conclusões	90
Referências.....	93
Anexo A	96
Anexo B	101
Anexo C	103

Lista de Figuras

Figura 1: Diagrama de solubilidade do hidróxido de alumínio.....	21
Figura 2: Evolução da qualidade da água filtrada	44
Figura 3: “Scan” de absorção na gama de UV.....	65
Figura 4: Curva de titulação com ácido sulfúrico	67
Figura 5: Curva de titulação com coagulante.....	68
Figura 6: Sistema de Filtração.....	70
Figura 7: Concentração de alumínio residual obtido para a dosagem óptima	79
Figura 8: Variação da turvação residual com a dosagem de coagulante.....	80
Figura 9: Variação do alumínio residual com a dosagem de coagulante.....	80
Figura 10: Remoção de UV254	80
Figura 11: Variação do caudal de filtração ao longo dos ensaios.....	84
Figura 12: Remoção de UV254 em função da dosagem de coagulante	87

Lista de tabelas

Tabela 1: Coagulantes usados em tratamento de água	19
Tabela 2: Características da água bruta	75
Tabela 3: Resultados dos ensaios de Jar Test a pH natural (sem adição de ácido).....	77
Tabela 4: Resultados dos ensaios de Jar Test a pH 7.....	77
Tabela 5: Resultados dos ensaios de Jar Test a pH 6,2.....	77
Tabela 6: Resultados dos ensaios de Jar Test a pH 5.....	78
Tabela 7: Resultados dos ensaios de Jar Test a pH 7,9.....	78
Tabela 8: Resultados dos ensaios de filtração	83
Tabela 9: Evolução do caudal de filtração ao longo dos ensaios	84
Tabela 10: Resultados dos ensaios de Jar Test para remoção de UV254	86

Lista de Abreviaturas

Abs	Absorvância
AHA	Ácido Haloacético
CQO	Carência Química de Oxigénio
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COT	Carbono Orgânico Total
CU	Coefficiente de Uniformidade
MON	Matéria Orgânica Natural
PACI	"Polymeric Aluminium Chloride"
TE	Tamanho Efectivo
THM	Trihalometano
UV254	Absorvância na gama do Ultravioleta a 254 nm
VMA	Valor Máximo Admissível
VMR	Valor Máximo Recomendável

1 Introdução

As primeiras referências à necessidade de tratamento da água datam já de há muito tempo. Um filósofo e político do século dezassete, Sir Francis Bacon, propôs o tratamento da água "... *colocando seixos no início de uma corrente para que a água passe através deles...*", como forma de obter uma água clarificada que melhoraria a saúde e teria um aspecto agradável. Desde esta referência ao processo de tratamento de água por filtração foram conseguidos grandes avanços nos métodos de tratamento de água, existindo actualmente processos muito sofisticados de remoção de todo o tipo de contaminantes da água.

A selecção do tratamento a adoptar em cada caso depende essencialmente da qualidade da água bruta disponível e da qualidade final pretendida para a água tratada. Esta qualidade final varia com o fim a que se destina a água tratada.

Na área do tratamento de água para abastecimento público, os padrões de qualidade a que a água deve obedecer são definidos por lei e a exigência em termos de qualidade da água tem vindo a aumentar como resultado de continuada investigação no campo da saúde pública. Estes estudos têm permitido a descoberta de compostos com efeitos prejudiciais à saúde, como aconteceu recentemente com os compostos formados durante a desinfecção por reacção do cloro com a matéria orgânica presente na água, os trihalometanos e os ácidos haloacéticos.

Por outro lado, as crescentes necessidades de água para suprir o abastecimento de água às populações nos aglomerados populacionais conduzem à utilização de fontes de água de qualidade inferior tornando necessário o recurso a esquemas de tratamento constituídos por processos mais sofisticados.

Quando a água bruta utilizada para produção de água para abastecimento possui uma boa qualidade, o tratamento adoptado é simples podendo ser constituído apenas por filtração e desinfecção. Águas com qualidade inferior ou que estejam sujeitas a grandes flutuações em termos de qualidade, necessitam de um tratamento mais versátil que permita fazer face às alterações verificadas.

Os processos que podem fazer parte de um esquema de tratamento de água para abastecimento incluem pré-oxidação, coagulação e floculação, sedimentação, flutuação, filtração, adsorção em carvão activado, desinfecção.

Em muitos casos, quando a água a tratar possui uma boa qualidade, continuam a ser utilizados com bons resultados os métodos mais tradicionais, como a filtração lenta através de areia. No entanto, com as já referidas necessidades crescentes de água, estes métodos tendem a ser substituídos por outros mais avançados que permitem o tratamento mais rápido e de forma mais económica de maiores caudais de água, com a mesma eficiência. Começam então a ser utilizados métodos como a filtração rápida utilizando meios filtrantes constituídos de diversos materiais que possibilitam a utilização de taxas de filtração mais elevadas com uma mais lenta colmatação do filtro, o que permite o tratamento de maiores quantidades de água antes de ser necessária a lavagem do filtro.

Mais recentemente, tem sido dada maior atenção ao processo tradicional de filtração lenta através de areia, a qual consegue uma elevada eficiência de remoção de microorganismos prejudiciais, verificando-se a tendência não para substituir os métodos de tratamento tradicionais existentes nas estações de tratamento, mas para os complementar com a implementação de processos mais avançados.

Atribui-se uma importância cada vez maior ao processo de pré-tratamento ou de condicionamento químico da água por coagulação, que se destina a facilitar e a tornar mais eficientes as etapas de tratamento subsequentes. A coagulação influencia os processos de filtração, sedimentação e de flutuação, alterando as características de estabilidade das matérias em suspensão permitindo a sua mais fácil separação da água em tratamento. O processo de coagulação não promove uma melhoria da qualidade da água *de per si* pois não remove qualquer material, mas a sua optimização é um factor essencial na obtenção da máxima eficiência dos processos de tratamento a jusante.

Nos últimos anos, a coagulação tem sido utilizada para a remoção de matéria orgânica presente na água bruta, prevendo-se que venha a ter um papel fundamental no controlo dos subprodutos da desinfecção (os já referidos trihalometanos e ácidos haloacéticos).

Apesar de muita investigação ter sido realizada com o objectivo de modelar matematicamente os processos de tratamento de água para uma melhor compreensão dos mecanismos pelos quais se processa o tratamento e para ser possível a sua optimização, são essenciais estudos à escala laboratorial e piloto para se determinarem as condições óptimas para cada caso. A selecção do coagulante mais indicado, da dosagem correcta e das condições óptimas de operação para cada água bruta muitas vezes podem apenas ser determinadas a partir de experiências com a própria água a tratar.

Neste trabalho foi avaliada a tratabilidade da água da albufeira de Crestuma-Lever pelo processo de filtração directa. Este processo tem sido utilizado para águas com uma pequena quantidade de sólidos em suspensão e que não possuam um teor elevado em matéria orgânica. Consiste na filtração da água sem sedimentação ou flutuação prévia, podendo a água ser submetida a coagulação e floculação antes da sua aplicação ao filtro.

Quando o esquema de tratamento não inclui a fase de floculação e a água é filtrada imediatamente após a adição de coagulante e mistura rápida, o processo é designado por **filtração directa "in line"** ou **"contact filtration"**. Neste caso, a fase de floculação ocorre durante a passagem da água coagulada através dos interstícios formados pelos grãos que constituem o meio filtrante. O esquema de filtração utilizado neste trabalho foi a filtração directa sem floculação prévia.

Nos dois capítulos seguintes deste trabalho são descritos os mecanismos que estão na base dos processos de tratamento estudados, a coagulação e a filtração. No segundo capítulo, sobre a coagulação e floculação, além dos mecanismos que ocorrem durante o processo são também feitas considerações sobre os vários tipos de coagulantes, os parâmetros que influenciam a coagulação, bem como a remoção de matéria orgânica por coagulação.

No terceiro capítulo são feitas considerações gerais sobre o processo de filtração e os seus mecanismos, sendo dada especial atenção para a filtração sobre leito granular e filtração directa.

O quarto e quinto capítulos descrevem o trabalho experimental: as análises efectuadas, o procedimento experimental e os resultados obtidos, bem como a sua discussão. O sexto e último capítulo resume as conclusões e considerações finais do trabalho.

2 Coagulação e Floculação

2.1 Definição e objectivos

O material presente na água pode estar na forma dissolvida ou suspensa. Este material pode ser de origem inorgânica ou orgânica, incluindo esta última numerosas formas biológicas como bactérias, algas e vírus. As partículas com tamanho inferior a 10^{-3} mm são designadas de colóides, enquanto que partículas com tamanho inferior a 10^{-6} mm são consideradas como dissolvidas.

As partículas de tamanho coloidal ou inferior são capazes de se manter num estado disperso ou dissolvido devido a características próprias que promovem a sua estabilidade num dado meio aquoso. O termo estabilidade refere-se à capacidade destas partículas para permanecer como entidades independentes no seio de uma dispersão.

Todas as partículas em meio líquido possuem propriedades associadas a fenómenos interfaciais, os quais incluem os efeitos da carga superficial das partículas e o grau de hidratação das suas camadas superficiais.

Nas partículas coloidais, que possuem uma razão de área superficial para massa enorme, estes fenómenos assumem uma grande importância para a sua existência como dispersões estáveis. Devido ao seu pequeno tamanho, os processos de separação destas partículas (por sedimentação ou filtração, por exemplo) não são economicamente viáveis num contexto de tratamento de água, sendo necessários processos que convertam material particulado, coloidal e dissolvido em formas que tornem praticável a sua separação do meio de dispersão.

Os mecanismos pelos quais esses processos ocorrem podem ser:

- a alteração das propriedades da superfície do material particulado, aumentando assim a capacidade de adsorção das partículas a um dado meio filtrante ou gerando a tendência das partículas a agregarem-se em unidades maiores;
- a precipitação de material que se encontra em solução, criando assim material particulado para o qual a separação é possível.

A conversão de uma dada dispersão de um estado estável para um estado instável é designada de **desestabilização**.

Os processos pelos quais se consegue a desestabilização de material particulado, coloidal ou dissolvido são a coagulação e a floculação.

Embora não existam definições universalmente aceites de coagulação e de floculação, sendo estes dois termos usados muitas vezes de forma indiferenciada, apresentam-se a seguir as definições usadas neste trabalho.

A **coagulação** é o processo pelo qual uma dada suspensão ou solução passa de um estado estável para um estado instável, sendo a sua função ultrapassar os factores que promovem a estabilidade do sistema em questão. A manifestação de desestabilização depende do sistema, podendo traduzir-se na formação de flocos visíveis ou de material precipitado, no caso de suspensões dispersas ou soluções.

A **floculação** é o processo pelo qual as partículas desestabilizadas ou as partículas formadas como resultado da desestabilização, são induzidas a aproximarem-se, estabelecerem contacto e a formarem aglomerados de maior tamanho. A floculação é, assim, o processo em que a manifestação da desestabilização é perceptível em termos práticos já que: acelera a formação dos flocos; influencia as características físicas dos flocos formados (força, tamanho, densidade) e regula a concentração final (em número) das partículas desestabilizadas.

2.2 Desestabilização de partículas coloidais

Conforme já foi referido, a estabilidade das partículas coloidais resulta da predominância de forças associadas com a interface sólido-líquido. Estas forças são derivadas da presença de uma carga superficial na interface colóide-líquido e da hidratação das suas camadas superficiais.

A carga superficial das partículas coloidais pode ser originada por reacções químicas na superfície, como a ionização de grupos funcionais facilmente ionizáveis tais como OH^- , $-\text{COOH}$, $-\text{OPO}_3\text{H}_2$, sendo a carga da partícula dependente do grau de ionização e logo do pH do meio. A valores de pH baixos, prevalece uma superfície carregada positivamente, enquanto que a valores mais altos de pH, a carga superficial da partícula é negativa. Para estas partículas, a um dado valor de pH intermédio a carga será zero (ponto isoeléctrico).

A carga superficial pode também ter origem em imperfeições na superfície do sólido devidas, por exemplo, a substituições de átomos. Este tipo de cargas superficiais são independentes do pH da água.

Outra origem para a carga superficial pode ser também a adsorção de iões. A adsorção de um dado tipo de iões numa superfície pode ser devida a forças de London-van der Waals e a ligações de hidrogénio.

A carga superficial influencia a distribuição no líquido circundante dos iões que se encontram na proximidade e leva à formação de uma dupla camada eléctrica constituída pela superfície carregada e por um excesso neutralizante de contra-iões (iões de carga oposta) relativamente a co-iões distribuídos de forma difusa no líquido envolvente.

Pode considerar-se a dupla camada eléctrica como consistindo em duas regiões: uma interior que provavelmente inclui moléculas de água e iões adsorvidos (hidratados) e uma região difusa em que os iões estão distribuídos de acordo com a influência de forças eléctricas e movimento térmico ao acaso.

Nas condições encontradas em tratamento de água, o material coloidal possui quase sempre uma carga superficial resultante negativa.

Existem dois tipos de colóides, os hidrofóbicos e os hidrofílicos, que se distinguem pelo seu grau de afinidade pela água. Os primeiros repelem as moléculas de água e os últimos possuem uma grande afinidade pelas moléculas de água nas suas camadas superficiais.

Nas águas naturais encontram-se geralmente ambos os tipos de colóides e por vezes existem áreas hidrofóbicas e hidrofílicas num mesmo colóide, daí a dificuldade de classificar uma água como uma dispersão de colóides hidrofílicos ou hidrofóbicos.

O mecanismo de desestabilização de colóides hidrofóbicos é geralmente considerado como uma redução da carga superficial efectiva, uma redução da área de influência da carga superficial e uma redução do número de moléculas de água adsorvidas. Desta forma, partículas coloidais adjacentes mantidas anteriormente separadas devido principalmente à repulsão electrostática e num certo grau à estrutura orientada das moléculas de água à sua volta, são agora capazes de se aproximarem de forma a permitir que as forças de atracção de London-van der Waals as mantenham unidas.

Embora o mecanismo atrás referido ocorra e possa ser por vezes predominante durante a desestabilização, existem outros fenómenos de igual importância. Um deles é

a adsorção de iões poliméricos ou moléculas, que podem formar pontes entre partículas adjacentes e outro é a formação de precipitados, sendo este mecanismo de grande importância na desestabilização de dispersões coloidais hidrofílicas.

Os colóides hidrofílicos, devido às camadas hidratadas que os envolvem, não são desestabilizados por compressão da dupla camada eléctrica. No entanto, estes colóides possuem carga superficial, embora a sua influência seja restrita ao interior da camada hidratada. Neste caso, além do papel que a carga superficial tem na desestabilização, também a hidratação extensa das camadas superficiais funciona como uma barreira física.

Neste caso, a desestabilização é conseguida principalmente por desidratação e reacções químicas entre o coagulante aplicado e os grupos funcionais na superfície dos colóides, ocorrendo precipitação dos complexos metal-ligando. Este mecanismo é comprovado por dois factos: a desestabilização de colóides hidrofílicos tem lugar a pH ácido, o que indica reacções preferenciais com iões metálicos e grupos funcionais na superfície dos colóides; e para ocorrer desestabilização de colóides hidrofílicos é necessária uma maior dosagem do que para os colóides hidrofóbicos, o que sugere que o sistema estará sobressaturado relativamente aos complexos ião metálico-ligando, o que resulta em precipitação.

Assim, os mecanismos predominantes durante a desestabilização das dispersões coloidais dependem fundamentalmente de dois factores. O primeiro é a natureza da dispersão coloidal: se é predominantemente constituída por partículas hidrofílicas ou hidrofóbicas; as características da superfície do colóide, como o tipo de grupos funcionais no caso de partículas hidrofílicas; e a intensidade da carga superficial transportada pelas partículas. O segundo factor é o tipo de coagulante utilizado: se as espécies de coagulante são ou não carregadas; caso possuam carga, a sua intensidade; a capacidade adsortiva das espécies; e a capacidade de estabelecerem pontes entre partículas adjacentes.

2.3 Coagulantes

2.3.1 Tipos de coagulantes

Os produtos químicos utilizados como coagulantes têm como função promover os mecanismos que conduzem à desestabilização de uma suspensão ou solução. Estes coagulantes podem ser divididos em dois grandes grupos: os coagulantes inorgânicos metálicos e os polielectrólitos.

Os coagulantes metálicos mais utilizados em tratamento de água consistem em compostos à base de alumínio e ferro. São coagulantes que além da sua eficácia apresentam um custo relativamente baixo e encontram-se facilmente disponíveis.

A sua eficácia tem sobretudo a ver com a capacidade que possuem de formar complexos polinucleares multivalentes quando em solução, com propriedades de adsorção.

Os coagulantes de alumínio incluem o sulfato de alumínio, o cloreto de alumínio, o cloreto de alumínio polimérico (PACl, do inglês Polymeric Aluminium Chloride) e o aluminato de sódio. Os coagulantes à base de ferro incluem o sulfato de ferro, o sulfato ferroso e o cloreto de ferro. Destes, os mais usados são o sulfato de alumínio (ou alúmen) e o cloreto de ferro (*tabela 1*).

Tabela 1: Coagulantes usados em tratamento de água

Nome	Fórmula	Comentários
sulfato de alumínio	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	é o coagulante mais generalizado
cloreto de alumínio	AlCl_3	usado geralmente em conjunto com polielectrólitos orgânicos
cloreto de alumínio polimérico (PACl)		produto cuja composição e processo de produção se encontram patenteados
aluminato de sódio	NaAlO_2	usado em conjunto com alúmen para fornecer alcalinidade e para controle do pH; o seu custo é elevado mas as dosagens usadas são pequenas
sulfato de ferro	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	é um coagulante bastante generalizado, usado para remoção de cor orgânica a baixo pH e para remoção de ferro e manganês, bem como para amaciamento a pH elevado; para estas últimas aplicações, os coagulantes de ferro em geral são preferíveis ao alúmen devido à maior insolubilidade dos hidróxidos de ferro a pH elevado (Bratby, 1980)
sulfato ferroso	FeSO_4	é mais usado nos processos de remoção de ferro e manganês e para amaciamento; reage com a alcalinidade natural ou adicionada formando-se hidróxido ferroso $[\text{Fe}(\text{OH})_2]$, composto relativamente solúvel, que deve ser oxidado a $\text{Fe}(\text{OH})_3$ para ser útil
cloreto de ferro	FeCl_3	coagulante muito utilizado; tem sido referido como mais eficaz do que o alúmen a baixas temperaturas (Haarhoff, 1988)
polielectrólitos		possuem composição muito variável e diferentes densidades de carga e pesos moleculares

2.3.2 Química aquática do Al(III) e do Fe(III)

Em solução aquosa os iões trivalentes de alumínio e ferro são ácidos multipróticos que sofrem rapidamente reacções de hidrólise, polimerização e precipitação. O tratamento termodinâmico destas reacções de precipitação encontra-se bem estabelecido e é usado para construir diagramas de estabilidade de espécies de metal dissolvidas em equilíbrio com uma fase sólida em função do pH e da

concentração de metal. Estes cálculos termodinâmicos ainda não predizem, no entanto, a presença de espécies poliméricas que são intermediárias na formação da fase sólida e que se pensa possuírem um papel importante em alguns tipos de coagulação.

As reacções de hidrólise ocorrem devido a que os iões Al^{3+} e Fe^{3+} quando em solução formam ligações com os átomos de oxigénio de 6 moléculas de água circundantes, enfraquecendo a atracção entre os átomos O e H na molécula de água e libertando os iões de H^+ para a solução. As espécies resultantes são designadas de produtos de hidrólise.

A química das reacções de hidrólise dos iões metálicos é complexa e não é totalmente conhecida. Os produtos de hidrólise têm tendência a adsorverem a muitos tipos de superfície. Também reagem com os grupos funcionais de macromoléculas da matéria orgânica natural presente na água. À medida que a hidrólise progride e se existe alumínio ou ferro suficiente no sistema, produtos mononucleares podem formar microcristais e o precipitado de hidróxido de metal.

Em sistemas com poucas superfícies para adsorção, o hidróxido de metal forma-se inicialmente como um precipitado amorfo microcristalino cuja solubilidade é relativamente elevada. Com o tempo, a forma cristalina do precipitado altera-se e a solubilidade diminui.

No caso de coagulantes de alumínio, a pH baixo, a dissolução do precipitado de hidróxido de alumínio conduz à formação de produtos de hidrólise solúveis e carregados positivamente, tal como $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ além do ião aquoso Al^{3+} . A pH elevado, forma-se o ião aluminato $[\text{Al}(\text{OH})_4^-]$ solúvel. Apresenta-se na *figura 1* o diagrama de solubilidade do hidróxido de alumínio.

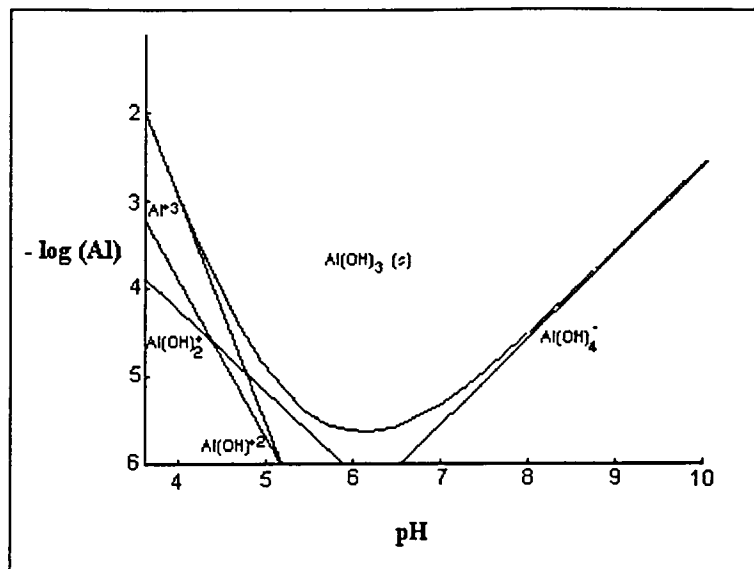


Figura 1: Diagrama de solubilidade do hidróxido de alumínio
(retirado de Dentel, 1988)

O pH de solubilidade mínima do precipitado de hidróxido de alumínio em sistemas com quantidades não significativas de ligantes que complexam o alumínio (tal como os fluoretos) situa-se entre 6 e 7.

2.3.3 Características dos coagulantes pré-polimerizados

A química do alumínio e ferro (III) na coagulação de águas brutas é regulada pela cinética das reacções com a água (hidrólise, polimerização) e com partículas e matéria orgânica natural presentes na água. Tem sido afirmado (Gray, 1995) que para muitas aplicações seria óptimo que as taxas de precipitação do hidróxido de metal fossem mais baixas do que as taxas de interacção entre os polímeros de metal e contaminantes, o que nem sempre ocorre. Frequentemente para o pH e dosagem de coagulante usados na prática, a precipitação é muito rápida e o processo de coagulação não é controlado relativamente à especiação do coagulante nem é optimizado relativamente à dosagem de coagulante.

Com base nestes argumentos começaram a aparecer produtos comerciais de coagulantes pré-hidrolisados e pré-polimerizados, como o PACl.

O processo de produção do cloreto de alumínio polimerizado (PACl) é patenteado e apenas a preparação genérica está disponível do produtor. O alumínio na forma de Al_2O_3 é feito reagir com HCl a temperatura elevada para formar AlCl_3 , o qual por sua vez é feito reagir com uma base, tal como NaHCO_3 , NaCO_3 , Ca(OH)_2 , NaOH ou CaCO_3 , a temperatura e pressão elevadas para formar polímeros de alumínio. Pode ser adicionado alúmen a estas soluções poliméricas. A adição de alúmen reduz a concentração de Al_2O_3 e adiciona sulfato à solução (2,4 a 2,7 %).

A composição das soluções de PACl dependerá da concentração da solução “stock” de AlCl_3 , grau de neutralização ($r_{\text{OH}} = \text{OH adicionado}/\text{Al total}$), tipo de base adicionada, técnica de mistura, pressão, presença de sulfato, temperatura e por vezes idade da solução. Alguns autores indicam que as espécies poliméricas dominantes são $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$ (também designadas Al_{13}) em algumas soluções de PACl (Hundt, 1988).

O comportamento coagulativo destes coagulantes inorgânicos poliméricos é diferente dos sais metálicos não neutralizados, como o alúmen ou o cloreto de ferro. Por exemplo, tem-se verificado que o PACl funciona melhor do que o alúmen quando o pH é maior ou menor do que o valor óptimo para o alúmen, ou seja, quando o processo não se encontra optimizado relativamente ao pH, característica similar à observada para polieletrólitos catiónicos. Também tem sido relatado que o PACl é mais eficaz do que o alúmen a baixas temperaturas (AWWA Coagulation Committee, 1989).

Assim, as vantagens frequentemente referidas para o PACl são as seguintes (Edzwald, 1993):

- existência de espécies de carga elevada e peso molecular elevado, como $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$, para a coagulação;
- as espécies poliméricas de alumínio já existem e estão disponíveis na solução, ao contrário do que acontece com o alúmen, em que os produtos de hidrólise do alumínio são formados *in situ*;
- é menos dependente da temperatura do que o sulfato de alumínio.

A comparação entre coagulantes deve tomar em consideração factores como existência ou não de controlo do pH, anião associado ao metal, iões inorgânicos presentes na água bruta e concentração da solução “stock”, os quais podem influenciar de forma significativa o processo de coagulação.

2.3.4 Polielectrólitos

Os polielectrólitos são classes especiais de polímeros contendo certos grupos funcionais ao longo da cadeia do polímero, que podem ser ionizáveis. Quando os grupos ionizáveis sofrem dissociação, as moléculas poliméricas tornam-se carregadas, positiva ou negativamente, consoante os grupos funcionais específicos presentes e são designados como polielectrólitos catiónicos ou aniónicos, respectivamente. Os polielectrólitos que possuem simultaneamente locais carregados positivamente e locais carregados negativamente designam-se anfotéricos, enquanto que aqueles que não possuem grupos funcionais ionizáveis são chamados polielectrólitos não iónicos.

A intensidade da carga do polielectrólito depende do grau de ionização dos grupos funcionais, ou do grau de co-polimerização ou substituição, os quais são geralmente descritos conjuntamente como a extensão da hidrólise. A extensão da polimerização do polielectrólito é caracterizada pelo seu peso molecular. Pesos moleculares elevados significam cadeias longas, enquanto que pesos moleculares baixos indicam cadeias curtas.

Todos os polielectrólitos são colóides hidrofílicos típicos, sendo solúveis na água devido à hidratação dos seus grupos funcionais.

Entre os polielectrólitos mais utilizados encontram-se a sílica activada, os polielectrólitos naturais (amidos, taninas, alginato do sódio) e os polielectrólitos sintéticos. Enquanto que os primeiros são não tóxicos, os polielectrólitos sintéticos são produtos tóxicos na sua forma polimerizada (monómeros), devendo ser respeitadas as dosagens e instruções do fornecedor.

As vantagens potenciais da utilização de polielectrólitos em substituição de coagulantes metálicos como coagulantes primários são as seguintes:

- evita-se a saída, na água tratada, de espécies solúveis do metal;
- não são necessários ajustes de pH e posterior reajustamentos;
- o volume de lama é reduzido;
- a quantidade de aniões solúveis é reduzida.

Em tratamento de água, os polielectrólitos são normalmente adicionados conjuntamente com coagulantes metálicos não para promover a desestabilização, mas para ajudar no processo de floculação (adjuvantes de floculação), alterando as características dos flocos formados em termos de tamanho, densidade, permeabilidade,

compressibilidade, resistência ao cisalhamento e, concomitantemente, sedimentabilidade e filtrabilidade dos mesmos.

2.4 Desestabilização de colóides com coagulantes metálicos

2.4.1 Mecanismos de desestabilização

A desestabilização de dispersões por coagulantes metálicos pode ocorrer por quatro mecanismos diferentes:

- por compressão da dupla camada eléctrica, através de um aumento da força iónica no meio de dispersão que, como já se referiu, diminui a repulsão electrostática e permite uma aproximação das partículas entre si;
- por adsorção de espécies carregadas de coagulante de sinal oposto, que provoca uma redução da carga efectiva da partícula, diminuindo a interacção repulsiva da dupla camada entre partículas adjacentes;
- por formação de pontes entre partículas adjacentes, através de espécies poliméricas de coagulante adsorvidas às partículas, espécies essas resultantes de reacções de hidrólise dos coagulantes metálicos;
- por emaranhamento em precipitados em que, sob condições apropriadas de concentração de coagulante e pH, os coagulantes metálicos em solução aquosa formam precipitados de hidróxido de metal que envolvem o material particulado, promovendo a desestabilização por uma acção de arrasto.

Os mecanismos de precipitação são também importantes na desestabilização de colóides hidrofílicos, pois como já foi referido, neste caso ocorrem também reacções entre os iões metálicos do coagulante e certos grupos funcionais na superfície da partícula, formando-se precipitados que envolvem hidróxidos do ião metálico e grupo funcional.

Quando um sal de alumínio, tal como alúmen, é adicionado a uma suspensão de partículas, os produtos de hidrólise ligam-se a locais na superfície das partículas (adsorção). Até que estes locais estejam todos ligados a espécies hidrolisadas de coagulante, não ocorrem reacções de hidrólise adicionais nem formação de hidróxido

de metal no seio do líquido. A esta necessidade de alumínio chama-se "carência de coagulante" (Letterman, 1994).

Se a quantidade de alumínio adicionada ao sistema é significativamente maior do que a carência de coagulante e se existe alcalinidade suficiente para reagir com o H^+ produzido por hidrólise, então forma-se o precipitado de hidróxido de metal, ocorrendo a coagulação pelo mecanismo de emaranhamento em precipitado.

Quando a maior parte do alumínio no sistema se encontra ligado a locais superficiais das partículas, a concentração de alumínio em solução tende a ser muito mais baixa do que a concentração de equilíbrio para o hidróxido de alumínio no seu diagrama de solubilidade. Por exemplo, quando as superfícies são partículas de sílica e a quantidade total de locais de ligação excede a quantidade total de alumínio no sistema, na gama de pH de 5 a 8 a captação de produtos de hidrólise de alumínio é praticamente completa e é difícil a detecção de quantidades mensuráveis de alumínio em solução. Se verificar a formação de hidróxido de alumínio no sistema, então as quantidades de alumínio solúvel serão descritas pelo seu diagrama de solubilidade (Letterman, 1994).

É provável que mesmo nos casos em que os locais superficiais de ligação excedem a quantidade de alumínio adicionado, algum do alumínio será convertido em precipitado de hidróxido de alumínio antes que possa adsorver à superfície das partículas. A quantidade de precipitado formado pode ser dependente da quantidade de alumínio adicionado (dosagem de coagulante), da taxa de hidrólise, do tamanho e concentração numérica das partículas em suspensão e a intensidade da mistura, entre outros factores.

2.4.2 Influência da dosagem de coagulante

A influência da dosagem de coagulante depende do mecanismo de desestabilização. Quando esta ocorre predominantemente por um mecanismo de compressão da dupla camada eléctrica através de um aumento da força iónica, a desestabilização depende apenas da concentração de contra-íons na solução. Neste caso a concentração de coagulante necessária para a desestabilização é independente da concentração de partículas, não tendo qualquer efeito um aumento adicional da concentração do coagulante.

Nos casos em que o mecanismo de desestabilização é a redução ou neutralização da carga, por adsorção de espécies carregadas de coagulante, ocorre reestabilização quando se aumenta a concentração de coagulante aplicada. O mesmo se verifica quando o mecanismo é a formação de pontes entre as partículas por adsorção de espécies poliméricas. O primeiro mecanismo é provavelmente predominante a baixas concentrações de colóides enquanto que o segundo torna-se predominante a concentrações de colóides mais elevadas. A reestabilização verificada pode ficar a dever-se a uma reversão de carga causada por um excesso de contra-íões adsorvidos no primeiro caso e a uma adsorção excessiva de espécies poliméricas de coagulante que ocupariam demasiados locais de adsorção na superfície das partículas impedindo a formação de pontes, no segundo caso.

Nos casos referidos acima, pode ocorrer uma segunda desestabilização caso se aumente suficientemente a concentração de coagulante. Esta segunda desestabilização pode ser devida a dois mecanismos diferentes: compressão da dupla camada por efeitos de um aumento da força iónica, para elevadas concentrações de colóides ou emaranhamento em precipitados, para concentrações de colóides baixas.

2.4.3 Influência da concentração de partículas

Para suspensões com concentrações de partículas muito baixas, existe muito pouca oportunidade de contacto para que ocorra interacção entre as partículas. Neste caso o mecanismo mais provável é o emaranhamento em precipitados à medida que se aumenta a dosagem de coagulante.

Para concentrações médias de partículas, da ordem de 50 a 100 mg/L, conforme referido na bibliografia (Bratby, 1980) para suspensões de "Kaolinite", existe suficiente oportunidade de contacto entre as partículas para que ocorra adsorção de espécies hidrolisadas de coagulante e ocorra desestabilização por efeitos de carga superficial ou por formação de pontes. Neste caso pode ocorrer reestabilização por reversão de carga ou excessiva adsorção que impede a formação de pontes, conforme já foi referido.

Para concentrações elevadas de partículas, o mecanismo predominante será provavelmente o de compressão da dupla camada eléctrica. No entanto, para concentrações médias e altas, a desestabilização pode ser também devida à formação

de precipitados se a dosagem for elevada, verificando-se a formação do precipitado de hidróxido de alumínio.

2.4.4 Influência do pH

O pH influencia as reacções de hidrólise do coagulante e, logo, também as espécies predominantes de coagulante hidrolisadas presentes em solução. O pH deve ser, assim, ajustado a uma gama para a qual sejam formadas as espécies de coagulante mais eficazes para a coagulação da água que se pretende tratar.

Para valores baixos de pH (entre 1 e 2), a desestabilização é levada a cabo por efeitos de força iónica devido à presença de contra-íões na solução, causando a compressão da dupla camada eléctrica. A baixas concentrações de colóides não se verifica desestabilização devido à pouca possibilidade de contacto entre as partículas. A pH 2, no entanto, começa a verificar-se desestabilização por adsorção pois começam a formar-se espécies de coagulante hidrolisadas, podendo neste caso verificar-se reestabilização.

Para valores de pH entre 3 e 5, a desestabilização é predominantemente devida a adsorção, verificando-se a possibilidade de reestabilização. Com o aumento do pH (de 3 para 5), há uma predominância crescente do mecanismo de desestabilização por adsorção, já que a extensão da reacção de hidrólise é também maior. A reestabilização pode ocorrer novamente por efeitos de reversão de carga ou por adsorção excessiva que prejudica a formação de pontes.

Para valores de pH elevados (de 6 a 9), o mecanismo predominante será progressivamente o de emaranhamento em precipitados, pois para estes valores de pH as espécies de coagulante solúvel mais abundantes terão sinal negativo [ião aluminato, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$] não ocorrendo interacção com as partículas, carregadas negativamente. Neste caso não se verifica reestabilização.

2.4.5 Influência da temperatura

É reconhecido que as águas de temperaturas baixas são mais difíceis de tratar do que águas mais quentes, particularmente quando coagulantes metálicos como o alumínio são utilizados. As baixas temperaturas alteram a solubilidade e as reacções de hidrólise dos coagulantes metálicos, podendo verificar-se uma modificação do pH de coagulação óptimo ou o mecanismo de coagulação. Por exemplo, já foi demonstrado que existe um efeito substancial na distribuição de tamanhos dos flocos de hidróxido de alumínio, formando-se partículas mais pequenas, e que estes sedimentam muito devagar (AWWA Coagulation Committee, 1989). Assim, a temperatura é um parâmetro importante a ter em conta na selecção do coagulante a utilizar.

2.5 Coagulação de matéria orgânica

2.5.1 Considerações gerais

Actualmente, atribui-se uma importância cada vez maior à presença de matéria orgânica nas águas destinadas à produção de água para abastecimento. Esta importância deve-se ao facto de que certos compostos orgânicos reagem com o cloro, durante o processo de desinfecção, resultando a formação de compostos prejudiciais para a saúde pública, como os trihalometanos (THM) e os ácidos haloacéticos (AHA).

A coagulação tornou-se num processo importante na estratégia da indústria de tratamento de água para o controlo dos subprodutos da desinfecção, ou seja, para a remoção dos compostos orgânicos precursores dos subprodutos da desinfecção, minimizando-se a sua formação

Outros objectivos a atingir com a remoção da matéria orgânica natural presente na água incluem:

- remoção de compostos orgânicos sintéticos hidrofóbicos e metais pesados associados;
- remoção de material biodegradável que pode servir como substrato para o crescimento bacteriano no sistema de distribuição;

- controlo de compostos causadores de sabor e cheiro que ocorrem naturalmente;
- controlo da corrosão.

A matéria orgânica natural consiste numa mistura de compostos orgânicos com diferentes estruturas e propriedades químicas, entre as quais se encontram o peso molecular, a solubilidade, a hidrofobia e os grupos funcionais. A coagulação remove preferencialmente as substâncias húmicas, como o ácido húmico e o ácido fúlvico, que são compostos de peso molecular elevado, hidrofóbicos e com grupos funcionais capazes de reagir com o coagulante.

Em média, cerca de 45% do Carbono Orgânico Dissolvido nos rios é composto por ácido húmico e fúlvico hidrofóbico, enquanto que em reservatórios esta fracção será mais baixa.

A matéria orgânica natural (MON), ou carbono orgânico total (COT) presente na água, pode estar na forma particulada (bactérias, algas, zooplâncton e detritos orgânicos) ou na forma dissolvida. No entanto, a fracção particulada é normalmente muito pequena quando comparada com o carbono orgânico dissolvido (COD), menos de 10%, excepto para águas muito eutrofizadas (Edzwald, 1993).

Foram já descritos os fenómenos que estão na origem da estabilidade das suspensões coloidais, sendo um deles a existência de carga superficial que resulta na formação da dupla camada eléctrica.

Se for comparado o contributo em carga negativa (com base na dupla camada eléctrica) de superfícies minerais com a de MON dissolvida, esta última contribui com uma carga seis vezes superior à da suspensão mineral. A MON pode adsorver e cobrir as superfícies das partículas, controlando a sua estabilidade coloidal por um aumento da carga superficial negativa ou por efeitos estereoquímicos (Edzwald, 1993). Consequentemente, o conteúdo em COD de uma água frequentemente controla o processo da coagulação, sendo um factor decisivo na determinação de coagulantes e dosagens.

2.5.2 Mecanismos de remoção

Os mecanismos primários da remoção de contaminantes orgânicos pela coagulação são os seguintes (Randtke, 1988):

- desestabilização de colóides;
- precipitação;
- co-precipitação.

O primeiro destes mecanismos primários, a desestabilização de colóides já foi abordado em subcapítulos anteriores e é constituído por quatro mecanismos secundários de remoção: compressão da dupla camada eléctrica, adsorção e neutralização de cargas, adsorção e formação de pontes e emaranhamento em precipitados. Este mecanismo é o único dos três mecanismos básicos capaz de remover particulados orgânicos, não conseguindo remover compostos orgânicos dissolvidos.

Os restantes dois mecanismos são os responsáveis pela remoção de contaminantes dissolvidos. A precipitação, que é definida como a conversão de uma substância dissolvida num sólido levando a que o seu produto de solubilidade seja excedido, implica uma mudança de fase dos compostos orgânicos. A co-precipitação pode ser definida como a contaminação de um precipitado por uma impureza (através de adsorção à sua superfície) que é, de outra forma, solúvel sob as condições em que teve lugar a precipitação.

Assim, a remoção de MON por coagulação é efectuada através de uma mudança de fase, ou seja, a MON tem que ser directamente precipitada sob a forma de partículas ou ser adsorvida em partículas, sofrendo de seguida precipitação.

A precipitação deve ocorrer no seguimento de reacções de complexação entre o metal e os ligandos orgânicos constituintes da MON. Os ligandos orgânicos, que são carregados negativamente, causam reacções de complexação fortes electrostáticas com espécies de coagulante positivamente carregadas. Quando a carga negativa é satisfeita ocorre a precipitação. Mesmo em condições em que ocorre adsorção de MON em hidróxido de metal amorfo, as reacções de adsorção podem envolver MON que é complexada em algum grau com o coagulante.

É possível, então, resumir as reacções que ocorrem durante a remoção da matéria orgânica natural com coagulantes de alumínio da forma seguinte:

- reacções de complexação de espécies de alumínio solúveis com a matéria orgânica particularmente reacções com os ácidos húmico e fúlvico, que actuam como fortes ligandos para o alumínio;
- reacções de hidrólise do alumínio em que o ligando inorgânico OH^- compete com os ligandos orgânicos;
- precipitação directa de partículas de alumínio e matéria orgânica a seguir a complexação e neutralização de carga;
- adsorção de matéria orgânica (ou espécies complexadas de alumínio e matéria orgânica) em hidróxido de alumínio amorfo que precipita quando o coagulante é adicionado.

2.5.3 Factores que influenciam a remoção

A remoção da matéria orgânica é influenciada pelas condições de coagulação - tipo de coagulante, dosagem de coagulante e pH de coagulação. As condições que potenciam a remoção de matéria orgânica, comparativamente com a remoção de turvação, traduzem-se em dosagens mais elevadas e valores de pH inferiores.

Os efeitos de dosagens mais elevadas são evidentes, fornecendo maior quantidade de espécies metálicas para complexar a matéria orgânica. Valores de pH mais baixos reduzem a densidade de carga dos ácidos húmicos e fúlvicos, tornando-os mais hidrofóbicos e, portanto, mais facilmente adsorvidos (Krasner, 1995). Em relação ao tipo de coagulante, os trabalhos realizados sobre remoção de matéria orgânica têm usado principalmente alumínio, não existindo muita informação relativa à eficácia de outro tipo de coagulantes na remoção deste tipo de compostos.

Relativamente à influência do pH, o seu valor óptimo para a remoção de matéria orgânica tem sido referido situar-se na gama de 5 a 6, ou ligeiramente mais baixo para sais de ferro.

Sob condições ácidas, as espécies de coagulantes metálicos são predominantemente carregadas positivamente e ligam-se fortemente a grupos funcionais orgânicos carregados negativamente, tal como os carboxílicos ($-\text{COO}^-$). A pH neutro ou elevado, o metal é complexado com iões hidróxido e tem uma afinidade reduzida pelos ligandos orgânicos. Por outro lado, os ligandos orgânicos (compostos

orgânicos naturais típicos) são frequentemente ácidos fracos que são protonados a pH baixo ($\text{pH} < 6$), enquanto que a pH superior estão mais dissociados, possuindo maior afinidade pelo metal.

Assim, a influência do pH pode ser considerada em termos de equilíbrio entre duas competições: competição entre iões hidrogénio (H^+) e produtos de hidrólise do metal pelos ligandos orgânicos a valores de pH baixos, e competição entre os iões hidróxido (OH^-) e ligandos orgânicos pelos produtos de hidrólise dos metais a valores de pH elevados.

Se o pH é baixo demais, os iões H^+ superam os produtos de hidrólise do metal na competição pelos ligandos orgânicos, ocorrendo fraca remoção pois alguns dos ácidos orgânicos não precipitam. A pH mais elevado, os iões OH^- conseguem competir com sucesso com a matéria orgânica pelos iões metálicos disponíveis, ocorrendo precipitação dos hidróxidos de metal e alterando o mecanismo de remoção de precipitação para co-precipitação. À medida que o pH aumenta, a matéria orgânica torna-se mais negativamente carregada e as espécies de coagulante tornam-se menos positivamente carregadas, de forma que a adsorção se torna menos favorável e a dosagem de coagulante necessária aumenta.

Além dos factores já referidos, vários constituintes da água bruta que geralmente variam periodicamente nas águas de superfície, podem influenciar a coagulação da matéria orgânica. Estes incluem turvação, catiões divalentes (como o Ca^{2+}) e alcalinidade.

Embora muitos estudos tenham demonstrado que a matéria orgânica natural pode influenciar drasticamente o pH e a dosagem de coagulante necessária para uma boa remoção de turvação, a turvação tem revelado ter pouco ou nenhum efeito nas condições óptimas para remoção de matéria orgânica natural, excepto talvez um aumento ligeiro da dosagem de coagulante necessária.

Em geral, os catiões divalentes alargam a gama de pH para uma remoção eficaz e baixam a dosagem de coagulante necessária, presumivelmente por uma complexação com os grupos funcionais dos compostos orgânicos que necessitariam, de outro modo, de complexar produtos de hidrólise dos metais para a remoção ocorrer (Randtke, 1988).

Para o uso eficaz de coagulantes de sais metálicos é necessário que os iões de hidrogénio produzidos por hidrólise sejam neutralizados pela alcalinidade da água. Se a alcalinidade não é a adequada, a diminuição de pH da solução com a adição de

coagulante será demasiado grande e os produtos de hidrólise necessários para uma coagulação eficaz não se formarão.

No caso da coagulação de matéria orgânica, em que a remoção é maximizada numa gama específica de pH, a alcalinidade é uma variável importante no que respeita aos custos inerentes à obtenção de uma remoção máxima destes compostos. Conjuntamente com o tipo e a dosagem de coagulante, a alcalinidade regula o pH que pode ser atingido sem recurso ao uso de ácido ou base suplementar. Quando o pH é ajustado com ácido ou base, a alcalinidade regula as dosagens necessárias, tanto para o ajuste durante a coagulação e se necessário, para reajustamento antes ou após a filtração.

Quando um coagulante de sais metálicos é usado sem ajuste de pH suplementar, o pH apenas pode ser controlado por um controle da dosagem de coagulante, com pequeno grau de flexibilidade para o operador. A dosagem de coagulante é geralmente aumentada até ao ponto em que ocorre remoção de turvação satisfatória ou máxima. Se a alcalinidade da água é baixa, o pH obtido pode ser satisfatório para a remoção de matéria orgânica, mas a quantidade de sólidos precipitada pode ser demasiado baixa para co-precipitar alguns dos compostos orgânicos solúveis que de outra forma poderiam ser removidos. Se a alcalinidade é demasiado baixa, a adição de coagulante para satisfazer a carência de coagulante da matéria orgânica baixará o pH para além da gama óptima.

Se a alcalinidade é elevada a dosagem de coagulante escolhida para a remoção de turvação pode conduzir a um valor de pH bem acima da gama óptima para a remoção de compostos orgânicos. Neste caso, o operador pode aumentar a remoção dos compostos orgânicos apenas por um aumento na dosagem de coagulante, baixando assim o pH em direcção ao valor óptimo (assumindo que o coagulante é ácido) e melhorando a co-precipitação através da produção de uma maior quantidade de sólidos precipitados. Existem, no entanto, penalizações evidentes associadas a esta estratégia, como o aumento de custos de coagulante e aumento da produção de lamas.

Uma estratégia mais flexível é ajustar o pH de coagulação por adição de ácido ou base. Se a alcalinidade da água bruta é demasiado baixa, pode ser adicionada base para manter o pH ao nível desejado à medida que o coagulante é adicionado para melhorar a remoção de matéria orgânica. Se a alcalinidade é demasiado alta, existem combinações infinitas de ácido e coagulante que resultam no valor de pH óptimo. Neste caso, a dosagem de coagulante pode ser seleccionada baseada na quantidade de coagulante necessário para remoção máxima ou satisfatória de compostos orgânicos ao

valor de pH óptimo, o qual pode ser atingido por adição da dosagem apropriada de ácido.

Conhecendo-se o custo de ácido, do coagulante, da base para estabilizar a água antes da distribuição, equipamento de alimentação adicional possivelmente necessário e rejeição de lamas, as dosagens de ácido e coagulante capazes de atingir um dado grau de remoção de matéria orgânica ao menor custo pode ser calculado.

2.6 Mistura rápida

A mistura rápida pode ser um processo muito importante na coagulação, já que é durante este processo que ocorrem as reacções de desestabilização e onde se formam os flocos primários, cujas características influenciam a cinética da floculação subsequente.

A função básica da mistura rápida é atingir a diluição completa do coagulante na água a tratar. Recentemente, modelos teóricos (Amirtharajah, 1986) tentaram combinar os aspectos físicos da mistura (mecânica dos fluidos) com os mecanismos de desestabilização dos colóides.

A intensidade de mistura e o tempo de retenção durante a mistura rápida têm maior ou menor importância consoante o mecanismo pretendido para a desestabilização.

No caso do mecanismo ser o de emaranhamento em precipitados, também designado por coagulação por arrasto ("sweep floc"), ocorre interacção física entre os flocos volumosos formados e as partículas presentes na água. Em tratamento de água sob condições de coagulação por arrasto, a água é sobressaturada 3 ou 4 ordens de grandeza acima da solubilidade do metal de forma que o hidróxido de metal precipita muito rapidamente, em 1 a 7 segundos. Sob estas condições, as interacções de transporte entre as partículas e o coagulante durante a mistura rápida são muito menos importantes do que a floculação subsequente (fase de mistura lenta). Consequentemente, altas intensidades de mistura não são cruciais.

Para os colóides serem desestabilizados por neutralização de carga com utilização de coagulantes metálicos hidrolisados deve existir transporte, ou seja, colisões entre os colóides e produtos de hidrólise dos metais carregados positivamente que começam a formar-se, antes que a reacção de hidrólise do metal se complete e o

precipitado de hidróxido de metal se forme. Para que ocorra uma neutralização de carga eficaz, deve providenciar-se uma dispersão do coagulante o mais rápida possível, de forma que os produtos de hidrólise mais reactivos estejam disponíveis para produzir a neutralização de cargas.

2.7 Mistura lenta

O objectivo fundamental da mistura lenta é promover colisões entre partículas de forma a que estas sofram agregação e daí resulte a formação de flocos (floculação).

O movimento das partículas e, consequentemente, as colisões entre as partículas ocorrem por movimento Browniano (agitação térmica), movimento do fluido e sedimentação diferencial.

O movimento Browniano, também designado de floculação pericínética, é um processo aleatório de colisão entre partículas de pequeno tamanho (menor que $1\ \mu\text{m}$). Este processo inicia-se imediatamente após a desestabilização e completa-se em segundos já que há um tamanho de floco limitado a partir do qual o movimento Browniano tem pouco ou nenhum efeito.

A sedimentação diferencial promove colisões entre partículas de pequeno e grande tamanho, cujas velocidades de sedimentação são significativamente diferentes. As colisões por estes dois mecanismos não são directamente afectadas pela intensidade de mistura; a única função da mistura para estes dois mecanismos é manter as partículas em suspensão.

As colisões que ocorrem através do movimento do fluido dão-se entre partículas de todos os tamanhos, designando-se este processo de floculação ortocinética. Para um dado sistema em floculação, o principal parâmetro que regula a taxa de floculação ortocinética é o gradiente de velocidade aplicado. Este tem o efeito de estabelecer velocidades relativas entre as partículas, fornecendo assim oportunidade de contactos.

Estes gradientes de velocidade podem ser induzidos colocando a água a tratar em movimento pela sua passagem por aparadores ou por agitação mecânica dentro de um reactor de floculação; podem ocorrer dentro de um tanque de sedimentação, formando-se os flocos suficientemente por sedimentação; ou podem ser provocados pela passagem tortuosa da água através dos interstícios do leito granular de um filtro.

O grau de extensão da floculação é regulado também pelo tempo de floculação. Estes dois parâmetros (gradiente de velocidade e tempo de floculação) influenciam não só a taxa e a extensão da formação de agregados de partículas, mas também a taxa e a extensão da quebra desses agregados.

Assim, quanto maiores os gradientes de velocidade induzidos no líquido, maior será o número de contactos entre as partículas num dado período de tempo. No entanto, quanto maiores os gradientes de velocidade menor será o tamanho dos flocos obtidos, no final, devido à quebra contínua dos flocos maiores. Portanto, para um dado gradiente de velocidade existe um tempo limite de floculação para além do qual os flocos não aumentarão de tamanho. Quanto mais baixo o gradiente de velocidade, maior será o período de tempo necessário para atingir o tamanho de floco desejado, mas maior será o tamanho final do floco.

3 Filtração

3.1 Descrição do processo

A filtração é um dos processos mais antigos de tratamento de água, tendo sofrido grandes evoluções ao longo do tempo. Hoje em dia, existem várias formas de filtração usadas nas diversas áreas de tratamento de água, sendo algumas específicas para processos industriais, como a ultra-filtração por membrana.

As formas mais comuns de filtração incluem a filtração sobre suporte (à superfície), filtração sobre leito granular (em profundidade) e filtração com formação de bolo ("precoat").

Habitualmente classificam-se os filtros segundo critérios diversos, tais como:

- velocidade de escoamento - rápidos e lentos;
- tipo de enchimento - areia, antracite, diatomáceas, leitos múltiplos;
- sentido do fluxo - ascendente e descendente;
- pressão - gravíticos e sob pressão.

A função básica da filtração é a remoção do material particulado presente na água como: turvação; microorganismos; cor; químicos adicionados no pré-tratamento. As suas características juntamente com as características do material usado como meio filtrante são determinantes no estabelecimento dos mecanismos pelos quais a filtração se processa.

O processo de filtração desenrola-se em três etapas: a **captura**, a **fixação** e o **destacamento**.

Os **mecanismos de captura** são essencialmente de duas naturezas: a retenção mecânica, em que o meio filtrante actua como peneiro e a deposição sobre o material que constitui o meio filtrante.

A retenção mecânica ocorre quando as partículas são maiores do que a malha do filtro ou dos materiais já nele depositados, os quais formam eles próprios o meio filtrante. Este fenómeno é de importância tanto maior quanto mais fino for o meio filtrante: é de pequena importância para um leito composto de material relativamente grosseiro e é preponderante na filtração sobre suporte delgado.

Quando se verifica deposição sobre o material filtrante, as partículas que se encontram em suspensão seguem no líquido uma linha de corrente (trajectória); o seu tamanho, comparado com o dos poros do meio filtrante, poderia permitir-lhe a passagem através do mesmo sem se verificar retenção. Entretanto, ocorrem diferentes fenómenos de transporte que promovem uma mudança de trajectória e o contacto com o material que constitui o meio filtrante. Destes fenómenos distinguem-se em particular:

- intercepção directa por colisão casual;
- difusão por movimento Browniano;
- forças hidrodinâmicas;
- sedimentação, em que pelo seu peso as partículas podem depositar-se sobre o material filtrante qualquer que seja o sentido da filtração.

Estes diferentes mecanismos de captura intervêm principalmente na filtração em profundidade, como ocorre em filtração sobre leito granular e são afectados por características físicas como o tamanho do material filtrante, taxa de filtração, temperatura do líquido e a densidade e forma das partículas suspensas presentes no líquido.

Os **mecanismos de fixação** das partículas à superfície do material filtrante permitem a sua retenção uma vez ocorrido o contacto, sendo favorecidos por uma velocidade de filtração baixa. Estes mecanismos podem envolver interacções electrostáticas, formação de pontes químicas ou adsorção específica, sendo influenciados pelas características físicas e químicas da água e das partículas em suspensão bem como pelas características do meio filtrante.

Os mecanismos de fixação ao material filtrante são afectados pelos coagulantes utilizados no pré-tratamento. As partículas sólidas contidas inicialmente num líquido e as partículas coloidais coaguladas não possuem as mesmas características, não reagindo da mesma forma aos diversos mecanismos referidos. A filtração de um líquido em que as matérias em suspensão conservam o seu estado e a sua carga eléctrica é diferente da filtração de um líquido que sofreu coagulação prévia.

Na **fase de destacamento**, sob a acção dos mecanismos precedentes, ocorre uma diminuição do espaço entre as paredes do material filtrante coberto de partículas já depositadas. Verifica-se, assim, um aumento da velocidade de filtração, levando a que os depósitos já retidos se destaquem parcialmente e sejam arrastados ao longo do meio filtrante ou mesmo para o filtrado.

A obstrução progressiva dos interstícios do meio filtrante designa-se colmatção. A colmatção do meio provoca um aumento da perda de carga através do filtro.

Se o filtro é operado a uma pressão de alimentação constante, à medida que a perda de carga aumenta verifica-se uma diminuição da taxa de filtração. Se se deseja manter o caudal de água filtrada é necessário aumentar a pressão aplicada à medida que a colmatção vai progredindo.

A velocidade de colmatção ou do aumento da perda de carga depende de diversos factores:

- das matérias reter no filtro, sendo a colmatção tanto maior quanto maior a concentração dos sólidos em suspensão, a sua força de coesão e se são susceptíveis de proliferação (no caso de algas e bactérias);
- da taxa de filtração;
- das características do material filtrante, como a porosidade, a homogeneidade, a rugosidade e a forma do meio filtrante.

O filtro diz-se colmatado assim que é atingida a perda de carga máxima prevista por construção. É importante fazê-lo voltar ao estado inicial por uma lavagem eficaz e económica, para garantir uma boa eficiência de filtração. A técnica de lavagem utilizada depende do tipo de filtro e da natureza do material filtrante.

3.2 Filtração sobre leito granular

Este tipo de filtração é o mais utilizado no tratamento de água para abastecimento. A água a filtrar passa através de um leito filtrante constituído por material granular, cuja altura é importante e depende do tipo de filtro. As matérias em suspensão são retidas nos espaços intergranulares ao longo da maior parte da altura do leito.

3.2.1 Meio filtrante

Um material filtrante é caracterizado por vários factores como a granulometria, tamanho efectivo (TE), coeficiente de uniformidade (CU) e a forma dos grãos (angulosos ou arredondados).

Na prática, as análises granulométricas para a determinação do tamanho dos grãos de um determinado material filtrante são realizadas por meio de pesagem das fracções dos grãos que passam através de peneiros de malha conhecida, embora os diâmetros resultantes possam ser de 10 a 15% menores do que os determinados pelo método de contagem - pesagem.

O tamanho efectivo define-se como o tamanho dos grãos, em milímetros, ao qual corresponde uma percentagem de 10% em peso de grãos que são menores, ou seja, que passam através do peneiro correspondente. O tamanho efectivo corresponde aproximadamente ao tamanho médio por contagem determinado por uma distribuição de frequência de tamanhos do número total de partículas numa amostra (Water Treatment Plant Design, 1969). O TE é, dentro de certos limites, um bom parâmetro das características de um determinado meio filtrante.

O coeficiente de uniformidade define os limites correspondentes à utilização do conceito de TE; é considerado arbitrariamente como a razão entre o tamanho dos grãos em que 60% dos grãos são mais finos e o tamanho efectivo.

Relativamente à forma dos grãos que constituem o meio filtrante, obtém-se qualidade de água filtrada semelhante com a utilização de um material filtrante angular de tamanho efectivo menor e com um material constituído por grãos redondos e com maior tamanho efectivo. Com igual granulometria, o aumento da perda de carga é menor com grãos angulosos do que com grãos redondos, pois contrariamente ao que se possa pensar, os grãos angulosos encaixam-se uns nos outros com menos facilidade do que os grãos de forma arredondada, deixando secções de passagem maiores.

A friabilidade é também uma característica importante na selecção de materiais susceptíveis de serem utilizados como meio filtrante, devido à possível produção de finos durante as operações de lavagem. Um material demasiado friável não é adequado, sobretudo num filtro gravítico, cuja lavagem é feita por expansão com água, pois os finos formados bloqueiam os sólidos removidos à superfície.

Deve ser também analisada a solubilidade ao ácido pois não se pode tolerar uma perda por ácido importante quando a água é susceptível de conter gás carbónico agressivo ou acidez mineral.

Devem ser também medidas a massa volúmica dos grãos constituintes do meio filtrante e as massas volúmicas aparentes no ar e na água.

A areia de sílica foi o primeiro dos materiais utilizados como meio filtrante e é ainda o material de base para a maior parte dos filtros actuais. Outros materiais podem ser usados como carvão de antracite, areia de granada, diatomáceas, em substituição ou em conjunto com a areia de sílica.

O material utilizado como meio filtrante pode possuir um tamanho uniforme ou variar em diâmetro dentro de uma determinada gama escolhida. O efeito desta variação torna-se importante devido à estratificação que pode ocorrer durante as operações de lavagem. A estratificação é também influenciada pela densidade do material filtrante.

No caso de filtração através de um meio uniforme, existe uma homogeneidade ao longo do leito, sendo a granulometria igual no cimo e no fundo da camada filtrante. Este tipo de filtros utilizam como meio filtrante materiais relativamente grosseiros (de 0,5 a 6,0 mm), com coeficientes de uniformidade entre 1,2 e 1,3 podendo ir até 1,5. Como não possuem grãos finos, a profundidade do leito é maior (de 1,2 a 1,8 m podendo atingir 2 m). Estas características tornam necessária uma operação mais vigilante e um aumento da dosagem de produtos químicos no pré-tratamento para evitar que os sólidos passem através do filtro ("breakthrough").

Quando o material que constitui o meio filtrante não possui um tamanho uniforme, sendo constituído por grãos mais finos e grãos mais grossos, esta variação conduz a uma estratificação durante as operações de lavagem.

A lavagem dos filtros é normalmente efectuada pela passagem de água através do filtro em sentido contrário ao da filtração (em contracorrente), de forma a que ocorra uma expansão do leito de filtração. Isto leva a que os grãos mais grossos se coloquem na base da camada filtrante devido ao seu maior peso e os grãos mais finos se depositem na superfície.

Quando se verifica a estratificação do leito, a filtração ocorre predominantemente nos primeiros centímetros do filtro, verificando-se um aumento rápido da perda de carga devido à colmatação do filtro.

Para se evitar este efeito de retenção provocado pela presença de material fino a cobrir a superfície do filtro, são utilizados leitos de filtração constituídos por duas ou

mais camadas de materiais filtrantes diferentes. O objectivo é a obtenção de um leito de filtração em que os grãos situados à superfície sejam mais grossos e os grãos situados na base sejam mais finos.

Esta reversão de granulometria é conseguida com recurso a materiais com tamanho efectivo maior e com menor densidade de modo a possibilitar a manutenção desta configuração do leito durante e após as operações de lavagem em contracorrente.

Num leito deste tipo ambos os grãos finos e grossos contribuem para o processo de filtração. A presença de grãos finos é desejável devido à maior área superficial por unidade de volume que fornecem para a adesão das partículas. Estes grãos são fundamentais para se obter uma boa qualidade de água filtrada. Os grãos mais grossos, colocados antes dos grãos mais finos na sequência da filtração, retêm as partículas maiores, diminuem a taxa de aumento da perda de carga e aumentam a capacidade de armazenamento do leito, permitindo uma melhor utilização de toda a extensão do leito filtrante.

Os meios constituídos por duas camadas de material filtrante diferentes são designados de meios duplos ("dual media"), enquanto que meios constituídos por mais do que duas camadas são designados de meios misturados ("mixed media"). Os materiais mais usados para os meios duplos são a areia de sílica e a antracite; para os meios misturados, além da areia e da antracite são usados outros materiais como a areia de granada.

Barnett *et al* (1992), compararam filtros à escala real de meio duplo de antracite sobre areia e de meio misturado. Ambos os filtros produziram um efluente com turvação inferior a 0,5 NTU, embora o filtro com meio misturado tenha sido mais bem sucedido na obtenção turvação inferior a 0,1 NTU. Ambos os filtros actuaram de forma semelhante na remoção de alumínio residual e precisaram de igual tempo de condicionamento do filtro (0,5% do ciclo para que a turvação desça a 0,5 NTU). O meio misturado apresenta custos energéticos ligeiramente mais baixos do que o meio duplo, mas os custos de capital são substancialmente maiores para o meio misturado.

Em filtros de meios simples de areia o leito é constituído por uma camada de areia cuja altura pode ir de 0,45 a 0,75 m e com um tamanho efectivo de 0,45 a 0,55 mm e um coeficiente de uniformidade à volta de 1,65.

Em filtros de meios constituídos por antracite sobre areia, o leito pode ser formado por uma camada de areia com 0,15 a 0,30 m de altura e uma camada de

antracite de 0,50 a 0,70 m de altura. Os tamanhos efectivos destes materiais podem ser de 0,4 a 0,55 mm e de 0,8 a 1,1 mm, respectivamente.

Leitos constituídos por materiais diferentes conduzem geralmente a alguma mistura das camadas existentes, não havendo acordo quanto às vantagens dessa mistura. Se as camadas se misturam completamente, o efeito da utilização de materiais diferentes anula-se; se as camadas não se misturam, o resultado seriam camadas individuais constituídas por grãos finos à superfície e grossos na base verificando-se a possibilidade de uma rápida colmatção nas interfaces. Filtros de meios constituídos por antracite e areia usados normalmente resulta inevitavelmente em alguma mistura entre camadas.

Por vezes junta-se a um filtro de areia carvão activado granular. Esta técnica é aplicável apenas quando se pretende remover cheiro e sabor, pois o uso de carvão activado em vez de antracite apenas para fornecer uma camada de material constituído por grãos de maior tamanho não é económico. Se adicionalmente, a turvação for elevada, os poros do carvão activado serão rapidamente colmatados e o tempo de vida será largamente reduzido.

Por outro lado, se a adsorção em carvão activado é desejável para a remoção de compostos orgânicos, a profundidade de carvão fornecida por um filtro gravítico convertido é, em princípio, pequena para fornecer um tempo de contacto adequado, sendo necessário para uma boa eficiência de tratamento uma maior profundidade do filtro ou uma taxa de filtração baixa.

3.2.2 Controle da filtração

O funcionamento do filtro pode ser controlado de duas formas: pela medição da evolução da qualidade da água filtrada e pela medição da evolução da perda de carga. A evolução da qualidade da água filtrada segue normalmente o padrão representado na *figura 2*, no qual se podem distinguir três fases diferentes: um período de maturação do filtro, um período de funcionamento normal e um período de esgotamento do filtro.

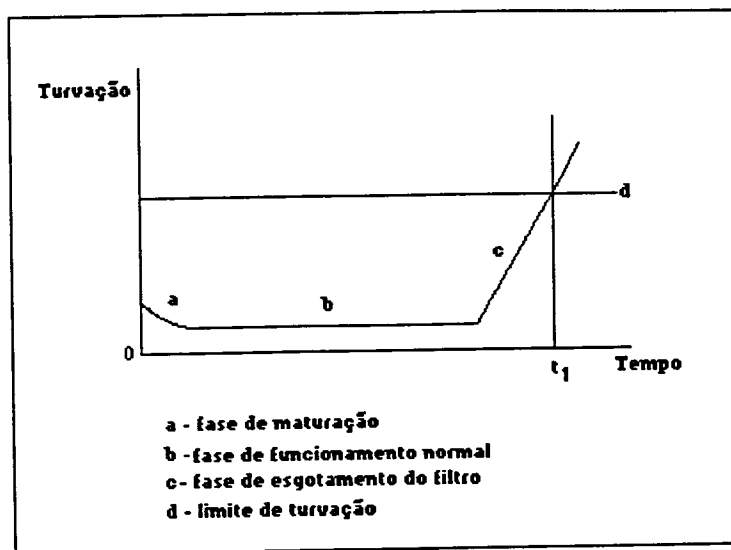


Figura 2: Evolução da qualidade da água filtrada

O período de maturação ("ripening"), traduz-se por um aumento inicial da qualidade da água filtrada, causado por um condicionamento do filtro efectuado pelas primeiras partículas retidas, as quais cobrem a superfície dos grãos que constituem o meio filtrante.

O período de funcionamento normal traduz-se pela manutenção da qualidade da água ao longo da filtração, em que a turvação residual da água filtrada se mantém a um valor baixo e constante.

O período de esgotamento verifica-se a partir do momento em que a turvação da água filtrada começa a aumentar devido à passagem de sólidos em suspensão através do filtro ("breakthrough"). O filtro considera-se esgotado quando a turvação da água filtrada aumenta para além de um limite considerado aceitável.

Na medição da evolução da perda de carga é traçado um gráfico da perda de carga em função do tempo. Aquando do dimensionamento do filtro, estabelece-se um limite máximo para a perda de carga. O tempo que demora a ser atingida essa perda de carga máxima é uma característica importante do funcionamento do filtro.

Para se obter um funcionamento optimizado, o filtro deve atingir a sua perda de carga máxima imediatamente antes de atingir o esgotamento. Se t_1 for o tempo que o filtro demora a atingir o esgotamento e t_2 o tempo ao fim do qual é atingida a perda de carga máxima, deve verificar-se $t_1 > t_2$.

Ultimamente tem sido progressivamente divulgada uma tecnologia que promete ter um impacto substancial no controlo da filtração e, também no tratamento de água

como um todo - a contagem de partículas. Esta técnica analítica pode ser usada para determinar regimes de tratamento de água óptimos através da comparação de vários produtos químicos e condições de operação na remoção de partículas.

Devido a que as partículas individuais são contadas e é medido o seu tamanho, a contagem de partículas é uma técnica que fornece mais informação sobre o funcionamento do processo do que a medição de turvação, embora esta seja útil como uma forma expedita de controlo da qualidade da água e continuará ser utilizada.

3.2.3 Filtração lenta e filtração rápida

Os primeiros filtros a serem usados no tratamento de água eram filtros de areia lentos. A filtração lenta tem como objectivo a depuração de água sem qualquer tratamento prévio. A remoção das partículas coloidais é, neste caso, realizada por enzimas produzidas pelos microorganismos (bactérias e algas) que se fixam à superfície da areia constituindo uma membrana biológica. Para se obterem bons resultados são frequentemente necessárias três fases de tratamento: desarenação, pré-filtração e filtração.

Estes filtros são constituídos por uma camada de areia de espessura entre 0,90 e 1,50 m, sobre um suporte de cascalho. O tamanho efectivo mais comum da areia que constitui o meio filtrante é de 0,35 mm e o coeficiente de uniformidade é de cerca de 1,75.

A taxa de filtração utilizada é muito baixa e situa-se entre 2 e 5 m³/m².dia. O facto da velocidade de filtração ser muito baixa permite uma perda de carga reduzida em cada fase, sendo a limpeza dos filtros efectuada em média uma vez por mês.

A limpeza dos filtros de areia lentos consiste na drenagem do filtro e remoção da camada superficial de areia, juntamente com os sólidos acumulados e a membrana biológica. Após a lavagem, a qualidade da água filtrada não é satisfatória, sendo necessário rejeitar a água filtrada inicialmente, enquanto se verifica a formação da membrana biológica, o que pode demorar alguns dias.

A filtração lenta, que tem sido nos últimos anos ultrapassada pelo processo de filtração rápida, tem recebido actualmente renovada atenção pela sua eficiência na remoção de microorganismos, podendo ser atingida uma redução de 99%.

A filtração rápida foi substituindo a filtração lenta, devido à possibilidade de tratamento de caudais de água consideravelmente superiores com a utilização de taxas de filtração mais elevadas. As taxas de filtração então aplicadas variavam entre 2,4 e 4,8 m/h, sendo este último valor considerado como o máximo em tratamento de água potável. Posteriormente muitos trabalhos de investigação demonstraram que os meios múltiplos possibilitam a utilização de taxas de filtração mais elevadas, entre 5 e 17 m/h, com ciclos de filtração mais longos e menor necessidade de água de lavagem sem diminuição da qualidade da água filtrada.

Clark *et al* (1992), avaliaram a influência da taxa de filtração na performance da filtração num estudo laboratorial sobre filtração directa, tendo observado que um aumento da taxa de filtração afecta a eficiência de remoção, a utilização do leito e a perda de carga. Uma maior velocidade de filtração empurra as partículas mais profundamente no leito antes da captura, o que conduz a uma melhor utilização do leito e a uma perda de carga inferior, permitindo o tratamento de grandes quantidades de água antes de ser necessária a lavagem do filtro.

A taxa de filtração utilizada em filtração rápida está relacionada com a qualidade da água afluente ao filtro, a qual depende da configuração de tratamento. Este pode consistir na filtração da água bruta sem qualquer pré-tratamento, a filtração directa de água que sofreu coagulação prévia, filtração de água após decantação (tratamento convencional) ou na filtração em dois estágios, podendo cada um deles ser precedido por coagulação.

3.2.4 Lavagem do meio filtrante

A lavagem é uma operação muito importante, pois se for insuficiente ou deficiente provoca a colmatação permanente de certas zonas, resultando em passagens reduzidas para a água a filtrar e numa filtração localmente mais rápida e menos eficaz, com um aumento de perda de carga mais rápido.

Como já foi referido, a lavagem do material filtrante é realizada através de uma corrente de água em sentido contrário ao da filtração. Se a filtração for descendente, então a água para lavagem circula de baixo para cima, destacando as impurezas retidas no filtro e transportando-as de seguida para o circuito de drenagem das águas de lavagem.

O material filtrante deve ser simultaneamente agitado no decurso da lavagem para promover um destacamento mais eficaz dos sólidos retidos no filtro.

Para que se verifique a agitação do material filtrante, a lavagem é efectuada com expansão do leito. É necessário fornecer um caudal de água suficientemente alto para que o volume aparente do leito aumente, no mínimo, 15%.

Para ocorrer expansão hidráulica de um leito poroso, a perda de carga necessária deve ser pelo menos igual à massa flutuante das partículas no fluido. Por unidade de área do filtro, esta perda de carga é expressa por:

$$h_{fb} = L (1-e) (\rho_m - \rho_w) / \rho_w$$

em que:

h_{fb} - perda de carga necessária para iniciar a expansão, expresso em m

L - profundidade do leito, expresso em m

$1-e$ - fracção do leito composto por meio filtrante

ρ_m - massa volúmica do meio, expresso em Kg/m^3

ρ_w - massa volúmica da água, expresso em Kg/m^3

Devido à variação da viscosidade da água em função da temperatura é desejável, em certos casos, prever um sistema de medição e regulação do caudal de água de lavagem a fim de ajustar este caudal de forma a manter a taxa de expansão pretendida constante no tempo.

O leito em expansão é local de correntes de convecção com o material filtrante circulando em direcção ao fundo em certas zonas e em direcção ao cimo em zonas vizinhas. Por vezes, pedaços da camada de sólidos que formam uma crosta à superfície do material filtrante são transportados para o fundo e, sob a acção das correntes turbilhonares formam bolas duras e volumosas ("mud-balls"). A sua formação pode ser evitada quebrando-se a crosta superficial com recurso a jactos de água sob pressão, distribuídos por lavadores de superfície.

Por vezes a agitação do meio é realizada com recurso a ar comprimido juntamente com a água de lavagem.

A frequência das lavagens depende da natureza da água a filtrar e da quantidade de materiais em suspensão a reter. O ciclo de filtração é terminado e a operação de lavagem é desencadeada quando a perda de carga atinge o seu valor máximo, quando a qualidade do filtrado diminui para além de um valor considerado crítico, ou quando o caudal de filtração desce para além do mínimo de projecto.

Na prática, a lavagem é efectuada após a filtração de um certo volume de água, determinado com base nas condições de funcionamento e na experiência do operador, podendo o período entre duas lavagens variar desde 12 horas até vários dias sendo 1 dia o período mais comum.

O consumo de água de lavagem é essencialmente função da natureza e do peso das partículas retidas por unidade de volume de material filtrante e da técnica de lavagem.

3.2.5 Operação dos filtros

Existem três modos de operação básicos para filtros granulares: operação a carga constante, operação a taxa constante e operação a taxa variável descendente.

Na operação a carga constante, a altura da água acima do filtro é mantida a um nível pré-determinado. Como um filtro limpo apresenta uma perda de carga mais baixa, a velocidade do fluxo será bastante grande. À medida que o filtro vai sofrendo colmatção, a perda de carga aumenta e a velocidade do fluxo diminui. Quando o caudal atinge o mínimo de projecto, o filtro é colocado fora de serviço para lavagem.

Como um fluxo muito rápido através de um filtro limpo resulta numa baixa eficiência, o controle do caudal por meio de uma válvula pode ser necessário. Esta válvula fornece uma perda de carga adicional no sistema de drenagem da água filtrada, diminuindo a taxa de filtração para valores aceitáveis. Quando o filtro está limpo, a válvula opera com uma pequena abertura para produzir uma grande perda de carga suplementar. À medida que a perda de carga aumenta através do filtro devido à colmatção do meio, a válvula é gradualmente aberta para diminuir a perda de carga suplementar, mantendo-se uma perda de carga mais ou menos constante ao longo de todo o sistema. O resultado é um filtro essencialmente de operação a carga constante e fluxo constante.

Na operação a taxa constante, inicialmente a carga necessária será baixa devido à perda de carga mínima no leito. À medida que o meio colmata e a perda de carga aumenta, a altura da coluna de água acima do filtro aumenta para fornecer a carga necessária. Quando a coluna de água atinge o nível máximo, o filtro é lavado e o ciclo repete-se. Neste caso é necessário prevenir-se uma desidratação do leito na parte inicial do ciclo de filtração.

As instalações são muitas vezes projectadas para serem utilizadas combinações dos modos de operação referidos.

A filtração a taxa variável descendente é um tipo de operação utilizado que é intermédio entre carga constante e taxa constante. A água é distribuída equitativamente a todos os filtros, de forma a que o nível da água seja aproximadamente igual em todos os filtros em operação em qualquer altura. Quando a colmatação começa a verificar-se, o fluxo através dos filtros mais sujos diminui rapidamente e os filtros mais limpos recebem a capacidade de filtração perdida pelos filtros mais sujos. O nível da água aumenta ligeiramente em todos os filtros à medida que isso acontece, fornecendo a carga adicional necessária aos filtros mais limpos à medida que eles recebem o fluxo dos filtros mais sujos.

Este método de operação provoca uma taxa gradualmente decrescente perto do final de um ciclo de filtração. As vantagens da operação a taxa variável decrescente incluem uma melhor qualidade de água filtrada do que a obtida com a operação a taxa constante, e menor perda de carga disponível necessária em comparação com a requerida para operação a taxa constante.

Seja qual for o modo de operação, uma taxa de filtração uniforme é essencial para a melhor performance de um filtro de meio granular. Qualquer aumento da taxa de filtração deve ocorrer gradualmente, de contrário a qualidade da água filtrada sofre deterioração. Grandes mudanças ocorrendo rapidamente produzem o máximo grau de deterioração.

3.2.6 Características da água aplicada ao filtro

Como já foi referido, a água afluenta ao filtro pode não comportar nenhum tratamento prévio ou pode ser pré-tratada por diversas formas. O tipo de pré-

tratamento depende do objectivo a atingir e da configuração do tratamento aplicado posteriormente.

Na maioria dos casos, o pré-tratamento consiste numa coagulação da água bruta com utilização de coagulantes metálicos, que alteram as características e a quantidade dos sólidos que passam para a fase de tratamento seguinte.

Se o tratamento for convencional, o pré-tratamento tem como objectivo a formação de flocos volumosos e sedimentáveis, para diminuir a carga de sólidos aplicada à fase de filtração.

Se o tratamento for a filtração directa, o pré-tratamento tem como objectivo alterar a filtrabilidade dos sólidos, através do aumento da sua permeabilidade ou da melhoria da sua capacidade de adsorção aos grãos do material filtrante. Pode, assim, conseguir-se um aumento da eficiência da filtração, pois o mecanismo de filtração passa de remoção por retenção mecânica para um mecanismo de remoção por adsorção, o qual permite a remoção de partículas mais pequenas e também "consome" menos perda de carga.

Os polielectrólitos são usados muitas vezes como adjuvantes de filtração, tendo como objectivo aumentar a força de adesão entre os grãos do meio filtrante e as partículas presentes na água em filtros cujo meio filtrante é de granulometria invertida (meios multicamada), podendo resultar numa captura de sólidos melhorada e ciclos de filtração mais longos.

3.3 Filtração directa

3.3.1 Descrição do processo

A filtração directa é um processo de tratamento de água superficial que inclui a adição de coagulante, a mistura rápida, a floculação e a filtração. Em alguns casos, a etapa de floculação antes da filtração é omitida e a água é filtrada imediatamente após a mistura rápida. Neste caso a floculação ocorre no próprio filtro, pela passagem da água coagulada através dos interstícios do meio filtrante. Neste caso o processo é designado **filtração directa "in-line"** ou filtração directa com floculação por contacto ("**contact filtration**").

Na filtração directa sem floculação prévia, o material suspenso na água bruta é desestabilizado pela adição de coagulante e passa directamente para um leito granular. Devido aos altos gradientes de velocidade gerados durante a passagem através dos interstícios do meio filtrante, este tipo de floculação ocorre a uma taxa muito mais elevada do que a normalmente possível no processo convencional de floculação. Os flocos, que nesta fase são de tamanho diminuto, são adsorvidos à superfície dos grãos do filtro. Quanto mais pequenos os grãos do meio filtrante, maior a taxa de floculação por contacto e maior a área superficial para adesão.

Os poros do filtro através do leito enchem-se gradualmente de partículas à medida que os flocos aumentam progressivamente de tamanho nas camadas superiores, ocorrendo destacamento dos mesmos os quais vão penetrando através do meio filtrante. Finalmente a perda de carga aumenta até ao máximo permitido ou ocorre a passagem das partículas para o filtrado ("breakthrough"), terminando assim o ciclo de filtração.

3.3.2 Vantagens e desvantagens da filtração directa

Este processo não é mais eficiente do que outros mais convencionais, mas para águas de qualidade apropriada, a qualidade da água filtrada é igual com a vantagem de possuir custos significativamente mais baixos.

Assim, as vantagens deste processo sobre o tratamento convencional incluem:

- menores custos de capital devido à eliminação das instalações de sedimentação e, eventualmente, de floculação;
- menores custos de reagentes, pois as dosagens de coagulante usadas são geralmente menores em filtração directa cujo objectivo é a formação de um floco pequeno ("pin-point") filtrável em vez de um floco grande sedimentável;
- menor produção de lamas, as quais se confinam neste caso a uma só área (a lavagem do filtro), com menores custos para o seu tratamento;
- menores custos de operação e manutenção, devido à existência de menos unidades de tratamento e equipamento.

As desvantagens da filtração directa prendem-se por um lado com a incapacidade de tratar águas com turvação elevada e por outro lado um curto tempo de resposta a alterações que possam ocorrer no processo.

Esta última questão é a principal desvantagem deste processo. O curto período de tempo que decorre entre a adição de coagulante e a filtração requer um elevado grau de controle ou vigilância do operador, pois o tempo de resposta disponível é reduzido quando ocorrem alterações na qualidade da água bruta e o tempo de retenção é menor para fazer face a problemas de sabor e cheiro.

Assim, numa estação de filtração directa, a automação é muito importante, sendo necessária a monitorização constante da qualidade da água bruta e da água tratada para alertar o operador quando ocorrem alterações. É também desejável um sistema de segurança que desligue a estação caso a água tratada não atinja os objectivos pré-determinados.

3.3.3 Qualidade da água apropriada para filtração directa

Para estudar a selecção da configuração de tratamento óptimo foram utilizados modelos de optimização (AWWA Coagulation Committee, 1989) para a comparação de três tipos de filtração: o tratamento convencional, a filtração directa e a filtração directa sem floculação prévia.

Deste estudo concluíram que, em geral, a filtração directa sem floculação é a configuração óptima de tratamento para concentrações volúmicas de partículas inferiores a 2 ppm. Para concentrações volúmicas superiores a 10 ppm, o tratamento óptimo é o convencional. Para valores compreendidos entre 2 e 10 ppm, a filtração directa pode ser o tratamento óptimo dependendo do diâmetro das partículas. Nesta gama de concentrações volúmicas, a qual corresponde a uma gama de 2 a 26 mg/L em termos de concentração em peso, o condicionamento do tamanho das partículas através da floculação será crucial para serem atingidos os objectivos do tratamento.

A avaliação de uma água com o objectivo de determinar se é ou não apropriada para filtração directa também é efectuada através da necessidade de dosagem e tipo de coagulante para a obtenção de uma boa qualidade de água filtrada, demonstrada por observações à escala piloto ou à escala real.

A dosagem necessária não deve ser excessiva, de forma a permitir ciclos de filtração suficientemente longos para limitar o volume de água de lavagem a 4% do produto. Por exemplo, uma dosagem de 12 mg/L de coagulante adicionados de forma contínua, permitiria ciclos de filtração de 16 a 20 horas à taxa de 12 m/h, os quais foram considerados suficientemente longos (AWWA Water Quality and Treatment, 1990).

Foram definidos por um Comité da AWWA os seguintes critérios para águas candidatas a filtração directa:

- cor: <40 UC;
- turvação: <5 NTU;
- algas: < 2000 asu/mL;
- ferro: < 0,3 mg/L;
- manganésio: < 0,05 mg/L

Estes critérios foram considerados adequados por outros investigadores com excepção para a turvação, que consideraram muito baixa. Sugeriram turvações menores que 12 NTU quando é utilizado apenas alúmen ou menores que 16 NTU quando polielectrólito catiónico é usado sozinho. Durante períodos de grandes concentrações de algas estes limites são reduzidos (AWWA Water Quality and Treatment, 1990).

Na determinação da qualidade apropriada de água para filtração directa devem, assim, ser ponderados vários aspectos das condições de operação do processo de filtração, como a presença de COD na água bruta, o tipo de coagulante utilizado, a dosagem necessária para obtenção de boa qualidade da água filtrada, a duração do ciclo de filtração e a taxa de filtração aplicada.

3.3.4 Pré-tratamento para filtração directa

A selecção do tipo e dosagem de coagulante para filtração directa deve ser baseada em ensaios à escala piloto ou real, pois os testes laboratoriais não fornecem informação suficiente sobre o desenvolvimento da perda de carga ou o comportamento terminal do ciclo de filtração. A abordagem mais comum consiste na confirmação de

dosagens seleccionadas a partir de testes laboratoriais ou piloto com ciclos de filtração completos à escala real.

Relativamente ao tipo de coagulante, tem sido referido que a fase de condicionamento do filtro, em que se verifica um aumento inicial da qualidade do filtrado, é mais curta quando é utilizado um coagulante metálico em comparação com polielectrólitos. A diminuição de qualidade final do filtrado ocorre mais rapidamente com coagulantes metálicos, mas os polielectrólitos produzem um rápido aumento de perda de carga, o que diminui drasticamente os ciclos de filtração.

Relativamente à comparação entre coagulantes metálicos tem sido referido que o sulfato de alumínio é menos eficaz na filtração de águas a temperaturas baixas do que cloreto de ferro. Haarhoff *et al* (1988), compararam a performance destes dois coagulantes na filtração directa "in-line" sob condições de temperatura e turvação baixas, tendo concluído que o coagulante cloreto de ferro produziu um filtrado com uma turvação residual inferior, enquanto que o coagulante sulfato de alumínio conduziu a taxas mais baixas de desenvolvimento de perda de carga.

Relativamente à inclusão ou não de floculação prévia no processo de filtração directa, a operação com floculação melhora a qualidade da água filtrada, diminui o período inicial de condicionamento do filtro e reduz a taxa de desenvolvimento da perda de carga, mas resulta num aumento final da turvação mais cedo. Mesmo que a perda de carga seja reduzida, a duração do ciclo de filtração é reduzido devido ao aumento final de turvação ser mais rápido.

A floculação actua promovendo um aumento do tamanho das partículas, alterando a distribuição de tamanhos das partículas em suspensão. A presença de partículas de maior tamanho aumenta a remoção de partículas mais finas e, ao mesmo tempo, a perda de carga é reduzida devido à existência de menor quantidade de partículas de pequeno tamanho, já que a deposição de partículas finas conduz a uma maior perda de carga (Mackie *et al*, 1993).

A filtração directa sem floculação prévia é apropriada para água bruta que possui consistentemente uma turvação baixa e pouca cor. Para este tipo de água é necessário um longo período de floculação, devido à fraca oportunidade de contacto entre as partículas, sendo este tipo de água tratada de forma mais económica por adição de coagulante e uma mistura rápida mais extensa de 3 a 5 minutos para atingir os primeiros estágios de agregação, após o que é efectuada a filtração. Esta técnica conduz à formação de flocos de pequeno tamanho e afiados, os mais indicados para a filtração directa.

Poucas estações de filtração sem floculação prévia são construídas devido fundamentalmente ao facto de que um tanque de floculação dá flexibilidade à operação da estação fornecendo um "bypass" para responder a possíveis alterações no processo.

Uma alternativa é a inclusão de um filtro de controlo e um tanque de contacto (ou retenção) antes da etapa de filtração, que permita ao operador da estação um aviso atempado de condições de coagulação inadequadas quando ocorrem alterações nas características da água bruta.

3.3.5 Remoção de matéria orgânica

Relativamente à remoção de matéria orgânica presente na água, a filtração directa é eficaz na remoção da sua forma particulada. No entanto, no que diz respeito à matéria orgânica dissolvida, é provavelmente menos eficaz do que o tratamento convencional, devido a que as dosagens de coagulante normalmente utilizadas neste processo são consideravelmente mais baixas produzindo uma quantidade pequena de espécies de hidróxido de metal para a adsorção dos compostos orgânicos solúveis.

Edzwald *et al* (1987) verificaram que a filtração directa com utilização de polielectrólito catiónico como único coagulante é um tratamento aplicável, mas não tão eficaz como filtração directa utilizando alúmen como coagulante, na remoção de COT e de THM.

Segundo os mesmos autores, para águas contendo concentrações relativamente elevadas de substâncias húmicas, um período de floculação produz um desenvolvimento mais lento de perda de carga e ciclos de filtração mais longos. Sugerem também que, para águas brutas com MON composta principalmente por substâncias húmicas, a filtração directa com adição de polielectrólito é provavelmente limitada a concentrações de 5 mg/L de COD; acima deste valor a dosagem de polímero necessária torna-se excessivamente alta e os precursores de THM podem não ser removidos a um nível aceitável.

Graham *et al* (1992) investigaram a remoção de cor orgânica por filtração directa com substituição parcial de alúmen por polielectrólito como coagulante, através do índice de filtração de Ives. Para as condições do ensaio, que foi realizado a pH 6, os resultados indicaram que a melhor performance foi atingida por uma dosagem óptima de alúmen como único coagulante (0,28 mg Al/mg COT). A substituição parcial de

alúmen por polielectrólito parece ser menos eficaz na coagulação de cor orgânica, o que conduziu a uma performance reduzida; quanto maior o grau de substituição mais baixa foi a performance do filtro bem como a qualidade do filtrado.

Por outro lado, Tobiason *et al* (1992) relataram dosagens óptimas de coagulante de 6 a 8 mg/L de alúmen e 2 a 3 mg/L de polielectrólito a pH 7, com boas remoções de COT e de UV254.

Destes trabalhos pode ser observado que a comparação entre coagulantes e dosagens deve ter em consideração as condições de operação, nomeadamente o pH utilizado. Como já foi abordado no capítulo anterior a eficiência de coagulação da matéria orgânica é dependente do pH, sendo uma boa coagulação fundamental para a remoção de matéria orgânica já que é durante este processo que ocorre a precipitação do COD que de outra forma não seria removido por filtração.

4 Trabalho Experimental

4.1 Objectivos

O presente estudo teve como objectivo avaliar a tratabilidade da água da albufeira de Crestuma-Lever através de um esquema de tratamento constituído por coagulação da água com sulfato de alumínio e filtração directa "in-line" usando dois tipos de meio filtrante: apenas areia e antracite sobre areia.

A água é aplicada ao filtro após a adição de coagulante e a mistura rápida, ocorrendo a floculação durante a passagem pelos interstícios do meio filtrante. Pretendeu-se também avaliar a eficiência deste processo de tratamento.

A selecção deste esquema de tratamento para estudo baseou-se nas características da água bruta, as quais são compatíveis com um tratamento deste tipo, nomeadamente a sua baixa turvação.

É apresentado em anexo uma compilação das análises efectuadas à água da albufeira pelo laboratório dos Serviços Municipalizados das Águas e Saneamento do Porto, nos anos de 1989 a 1991, que mostra as variações da qualidade da água verificadas durante esse período.

Para a avaliação da dosagem de coagulante a adoptar nos ensaios de filtração foram realizados ensaios de Jar Test. Estes ensaios tiveram também como objectivo averiguar a influência da variação do pH na eficiência do tratamento e na qualidade da água tratada.

O trabalho experimental foi desenvolvido no Laboratório de Engenharia Sanitária da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

4.2 Recolha da água

A água utilizada nestes ensaios foi recolhida na albufeira de Crestuma-Lever junto à captação para abastecimento de água à área do Porto. A profundidade de recolha variou ligeiramente de acordo com a altura da água na albufeira, tendo a

recolha sido feita junto ao fundo (entre 7 e 8 m de profundidade). A água foi recolhida com um amostrador tipo Kemmerer.

A água foi transportada e armazenada em bidões devidamente limpos (lavados com ácido e passados por água destilada). O armazenamento da água antes da realização dos ensaios foi feito no laboratório, em local fresco e no escuro para evitar alterações importantes nas características da água. As análises para a sua caracterização foram realizadas o mais rapidamente possível após a recolha, e o intervalo de tempo decorrido entre a recolha e a realização dos ensaios não ultrapassou as 2 semanas. Para os ensaios correspondentes aos resultados apresentados, as recolhas foram realizadas entre os meses de Abril de 96 e Agosto de 96.

4.3 Análises Efectuadas

Para a caracterização da água da albufeira (água bruta) foram analisados o pH, a Alcalinidade, os Sólidos, a Turvação, o Alumínio e a Matéria Orgânica, expressa como a absorvância a 254 nm (UV254).

Para os ensaios realizados foram usadas como parâmetros de qualidade as análises à Turvação, ao pH, ao Alumínio e UV254.

4.3.1 pH

O pH é uma forma de expressar a condição ácida ou alcalina de uma solução, medindo a concentração (ou melhor, a actividade) do ião hidrogénio.

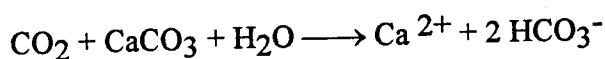
A análise do pH é um parâmetro importante no abastecimento de água, que tem que ser tido em consideração nas várias fases do tratamento da água, nomeadamente, coagulação, desinfecção, amaciamento e controlo da corrosão.

O Decreto-Lei 74/90 estipula como VMR (Valor Máximo Recomendável) 6,5 a 8,5 e como VMA (Valor Máximo Admissível) 6,5 a 9,5.

O pH foi medido por um medidor de pH (modelo E 520 - Metrohm Herisau, Suíça), calibrado diariamente com soluções tampão de pH 7 e pH 4.

4.3.2 Alcalinidade

A alcalinidade de uma água é a sua capacidade de neutralizar ácidos. A alcalinidade de águas naturais é devida principalmente aos sais de ácidos fracos, embora bases fortes ou fracas também possam contribuir para a alcalinidade. Os bicarbonatos representam a forma predominante de alcalinidade, já que se formam em quantidades consideráveis a partir da acção do dióxido de carbono sobre materiais alcalinos do solo:



Os sais de ácidos fracos, bem como bases fortes são assim substâncias que originam a alcalinidade das águas, actuando como tampão para resistir a quedas de pH induzidas pela adição de produtos químicos à água. Os coagulantes metálicos usados no tratamento por coagulação reagem com a água formando-se precipitados de hidróxidos insolúveis. Os iões hidrogénio libertados durante o processo reduzem a alcalinidade da água. Assim, a alcalinidade deve estar presente em excesso de modo a actuar como tampão numa gama de pH na qual o coagulante é eficaz.

A alcalinidade foi medida por titulação volumétrica, segundo o método descrito no "Standard Methods" (Secção 2320). O titulante usado foi uma solução de ácido sulfúrico 0,1N, concentração usada quando a alcalinidade é superior a 20 mg CaCO_3/L , e o volume de amostra foi de 100 mL. Os resultados são expressos em termos de mg de CaCO_3 .

4.3.3 Sólidos

Toda a matéria existente em substâncias líquidas que não seja água, é classificada, em sentido lato, como matéria sólida. Contudo, os sólidos podem ser definidos como toda a matéria que permaneça como resíduo após evaporação e secagem de uma amostra a 103-105 °C.

A quantidade e a natureza da matéria dissolvida e não dissolvida que ocorre em amostras líquidas varia muito. Em águas potáveis, a maior parte da matéria está na

forma dissolvida, sendo constituída em grande parte por sais inorgânicos e em menor escala por matéria orgânica e gases dissolvidos. O conteúdo total de sólidos em águas potáveis situa-se normalmente entre 20 e 1000 mg/L. As substâncias não dissolvidas são geralmente designadas por sólidos em suspensão.

A quantidade de sólidos dissolvidos presentes numa água deve ser tida em consideração na utilização dessa água para consumo. Em geral, as águas com um conteúdo em sólidos totais inferior a 500 mg/L são as mais adequadas para esse fim, verificando-se por vezes efeitos laxativos a concentrações superiores em pessoas cujo organismo não se encontra habituado. No entanto, em muitos casos a concentração em sólidos dissolvidos é bastante superior não se verificando quaisquer efeitos na saúde pública. O VMA (Valor Máximo Admissível) estipulado pelo Decreto-Lei 74/90 para a concentração em sólidos totais é de 1500 mg/L.

Os sólidos totais e suspensos foram determinados segundo o método descrito no "Standard Methods" (secções 2540 B e 2540 D, respectivamente). Para os sólidos totais foi usado um volume de amostra de 50 mL, e para os sólidos em suspensão foi filtrado um volume de 500 mL. Ambas as análises foram realizadas em triplicado, tendo sido feita a média dos valores obtidos.

Os sólidos dissolvidos foram determinados por diferença entre os sólidos totais e os suspensos.

4.3.4 Turvação

A turvação de uma água é devida à dispersão da luz incidente pelas substâncias não dissolvidas existentes nessa água.

As substâncias que provocam turvação podem ser de dois tipos: substâncias inorgânicas puras, tais como partículas de rochas, solos, areias finas, materiais calcários, argilas, etc; ou substâncias orgânicas.

A turvação dos meios hídricos naturais é decisivamente influenciada por condições de cheia, descargas de origem doméstica e/ou industrial, ou ainda por condições de eutrofização.

A água de abastecimento público deve ser límpida pois qualquer turvação apreciável na água para consumo pode ser imediatamente associada à existência de poluição e, consequentemente, a problemas de saúde pública.

O Decreto-Lei 74/90 estabelece como VMR (Valor Máximo Recomendável) e VMA (Valor Máximo Admissível) para a turvação respectivamente 1 e 10 mg/L escala SiO_2 .

A escala de mg SiO_2 /L foi a primeira forma a ser utilizada para expressar a turvação. Actualmente, os resultados da turvação são expressos em NTU ("Nephelometric Turbidity Units").

A turvação da água bruta e tratada foi medida num turbidímetro (Hellige Digital Direct-Reading Turbidimeter) calibrado diariamente segundo as instruções do fabricante com soluções padrão de formazina, preparadas de acordo com a técnica descrita no "Standard Methods".

4.3.5 Alumínio

A utilização de sais de alumínio como coagulantes no tratamento de água potável tende a aumentar a concentração de alumínio na água tratada. Este alumínio é chamado alumínio residual e pode ser indesejável por várias razões. Uma delas é o facto de que concentrações elevadas de alumínio residual podem aumentar a turvação da água nos sistema de distribuição pela formação de hidróxido de alumínio insolúvel. Os flocos de hidróxido de alumínio podem também interferir com o processo de desinfecção, fornecendo abrigo e protecção aos microorganismos. Além destas razões, concentrações elevadas de alumínio em águas de consumo podem causar problemas de saúde pública.

O Decreto-Lei 74/90 estipula como VMR 0,05 mg/L e como VMA 0,2 mg/L.

A concentração de alumínio, total e dissolvido, foi analisada pelo método do Eriocromo Cianina R, retirado do "Standard Methods" (secção 3500-AID.).

Para a obtenção de uma curva de calibração foram preparados padrões de alumínio tratados segundo o método referido e lida a sua absorvância a 535 nm. A curva de calibração obtida é definida pela seguinte equação de regressão, tendo sido obtido um coeficiente de correlação de 1:

$$Al (\mu g) = 66,667 \times Abs$$

Os resultados são expressos em mg Al/L, sendo o valor obtido através da curva de calibração dividido pelo volume de amostra usado na análise que, normalmente, é de 25 mL

4.3.6 Matéria Orgânica (UV254)

Actualmente existe uma preocupação crescente na medição e controlo da matéria orgânica presente na água utilizada para abastecimento. Esta matéria orgânica, que pode ter diversas origens e diferentes características, reage com o cloro usado na desinfecção, originando compostos que são altamente prejudiciais em termos de saúde pública - os chamados subprodutos da desinfecção, como os trihalometanos (THMs) e os ácidos haloacéticos (AHA).

Os testes usados para avaliar a concentração de subprodutos da desinfecção são testes de potencial de formação de trihalometanos e ácidos haloacéticos. Outro tipo de testes, chamados sistemas de distribuição simulados (SDS), avaliam os níveis de subprodutos de desinfecção formados nas condições normais de cloragem. As diferenças principais entre os dois tipos de testes são a dosagem usada e o tempo de incubação.

Devido à complexidade e morosidade destes testes, investigadores (Najm, 1994 e Eaton, 1995) averiguaram a possibilidade de se utilizar a análise ao Carbono Orgânico Total (COT) e a absorvância na gama do ultravioleta, ao comprimento de onda de 254 nm, como análises de substituição para os testes acima referidos.

Dos estudos efectuados verificou-se que a absorvância a UV254 é um melhor indicador da formação de subprodutos da desinfecção do que a concentração de COT. Este facto sugere que a formação dos subprodutos da desinfecção depende mais da reactividade da matéria orgânica, o que é reflectido pela medição de UV254, do que da concentração de carbono orgânico, o que é reflectido pela medição de COT.

Adicionalmente, o facto desta análise ser substancialmente mais simples, mais rápida e mais económica do que a análise de COT, permite a sua utilização como

análise de rotina por operadores de uma Estação de Tratamento de Água após serem estabelecidas as correlações necessárias.

Devido à impossibilidade da utilização de um medidor de Carbono Orgânico Total, pelo mesmo se encontrar avariado, apenas a absorvância a UV254 foi usada como medida da matéria orgânica presente na água e da sua remoção pelo tratamento.

Os resultados da análise a UV254 podem ser correlacionados com Carbono Orgânico Dissolvido (COD) ou Carência Química de Oxigénio (CQO) solúvel. No entanto, estas correlações devem ser usadas com cuidado pois podem variar de água para água, sazonalmente para uma dada água e entre água bruta e água tratada.

Esta análise baseia-se no facto de certos compostos orgânicos (como a linhina, a tanina, substâncias húmicas e vários compostos aromáticos) absorverem fortemente radiação ultravioleta, sendo essa absorção proporcional à sua concentração.

As amostras são filtradas para controlar variações na absorção causadas por partículas.

4.3.6.1 Procedimento

O procedimento adoptado na realização na análise de UV254 foi o seguinte:

- Um volume de 50 mL de amostra foi filtrada através de um filtro de fibra de vidro (Whatman GF/C), o qual foi previamente lavado com água destilada para remover impurezas solúveis. O filtro utilizado não deve absorver compostos orgânicos que absorvem na gama do ultravioleta nem lixiviar substâncias interferentes (como nitratos ou compostos orgânicos) para a água.
- Seguidamente foi medido um volume de 20 mL de amostra filtrada e ajustado o pH por adição de 1mL de solução tampão pH 7. O pH de análise foi aproximadamente 7.
- Foi preparado um branco contendo 20 mL de água destilada e 1 mL de solução tampão pH 7 para ajustar o zero do espectrofotómetro.
- A absorvância das amostras foi medida num espectrofotómetro (Perkin-Elmer 552) com um percurso óptico de 1 cm em cuvete de quartzo, correspondendo os resultados apresentados à média das leituras da absorção a 254 nm, em unidades cm^{-1} .

- Foi ainda investigada a relação entre COT e a absorvância a este comprimento de onda. Para isso foram preparados padrões de biftalato de potássio (KHP) de concentrações de 1, 2, 3, 4, 5 e 10 mg/L de Carbono e medida a sua absorvância a 254 nm. Foi obtido um coeficiente de correlação de 0,99992 e a seguinte equação de regressão:

$$C \text{ (mg/L)} = - 5,402 \times 10^{-2} + 135,71 \times \text{Abs}$$

As principais interferências que se podem verificar nas medições de absorção na gama do ultravioleta são devidas a partículas coloidais, compostos inorgânicos como ferro ferroso, nitratos, nitritos e brometos e alguns agentes oxidantes e redutores como ozono, cloratos, cloritos, cloraminas e tiosulfato.

Para averiguar a possível presença de interferências foi realizado um “scan” de absorção entre os comprimentos de onda 200 e 400 nm. Os “scans” de absorção típicos de matéria orgânica natural são curvas de absorção crescente com a diminuição do comprimento de onda. Picos ou irregularidades no “scan” de absorção podem ser indicativos de interferências inorgânicas ou contaminantes orgânicos não esperados, como compostos orgânicos sintéticos.

O “scan” foi efectuado utilizando-se uma amostra de água previamente filtrada de acordo com a técnica usada no tratamento das amostras para análise.

A curva obtida, apresentada na *figura 3*, traduz-se por uma diminuição na absorção à medida que é aumentado o comprimento de onda ou uma absorção crescente com a diminuição do comprimento de onda. Não foram obtidos picos ou irregularidades, tal como o esperado para uma água contendo matéria orgânica natural, sem presença de substâncias interferentes. Pode-se assim concluir que não existem interferências significativas nesta análise.

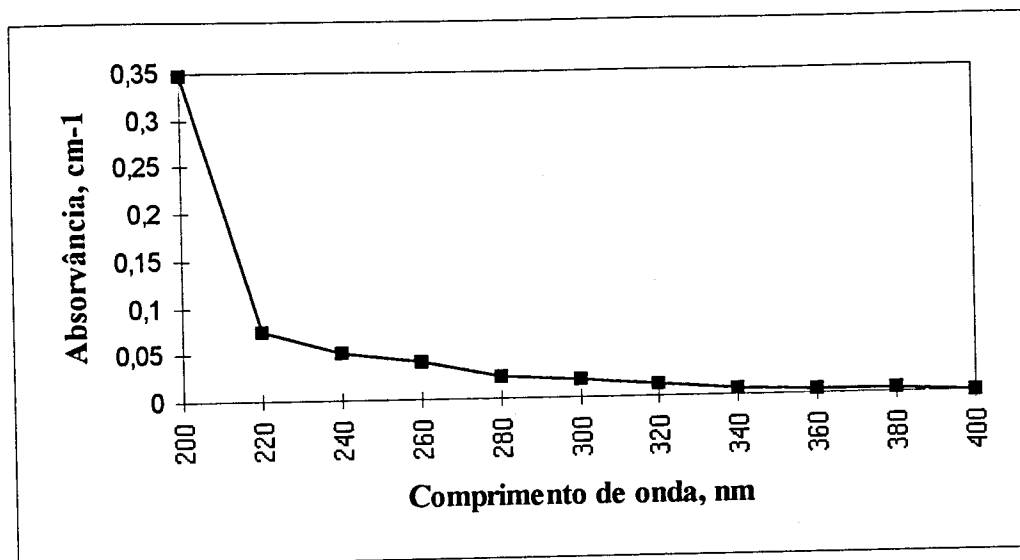


Figura 3: "Scan" de absorção na gama de UV

4.4 Método experimental

4.4.1 Ensaios de Jar Test

4.4.1.1 Condições gerais dos ensaios

Foram realizados ensaios de "Jar Test" convencional, com mistura rápida de 2 minutos em agitador magnético, adicionando-se os produtos químicos (ácido, coagulante, cal) ao vortex formado pela agitação.

O tempo de mistura lenta foi de 30 minutos, realizada em aparelho de "Jar Test" com agitação por meio de pás rotativas (modelo 302, Phipps & Bird, Inc, EUA) a uma velocidade de rotação de 20 a 30 rpm.

Após um tempo de sedimentação de 30 minutos foram recolhidas amostras do sobrenadante para posterior análise. As amostras foram recolhidas sempre à mesma profundidade. O volume de água bruta utilizado nos ensaios foi de 1 litro.

Foram realizadas duas séries de ensaios de "Jar Test" em duas fases do trabalho. A primeira teve como objectivo o estudo da remoção de turvação, permitindo a selecção da dosagem de coagulante a utilizar nos ensaios de filtração. A segunda série

de "Jar Test" teve como objectivo averiguar a quantidade de matéria orgânica passível de ser removida através do processo de coagulação bem como as condições necessárias a essa remoção.

O coagulante testado foi sulfato de alumínio o qual foi preparado a partir de produto comercial sólido, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$. A solução "stock" foi preparada com uma concentração de 10 g/L e posteriormente diluída para 1 g/L de forma a que, ao ser adicionada a 1L de amostra, a 1 mL de solução de coagulante correspondesse uma dosagem de 1 mg/L.

4.4.1.2 Remoção da turvação

Nesta série de ensaios de "Jar Test" foi estudada a remoção de turvação com a variação da dosagem de coagulante e do valor do pH de coagulação. O parâmetro usado como critério de qualidade para a determinação da dosagem óptima de coagulante foi a turvação final, escolhendo-se como dosagem óptima para cada valor de pH a que conduziu a uma turvação residual de 0,5 NTU.

A determinação do valor de pH óptimo para a remoção de turvação foi baseada na menor dosagem de coagulante que conduziu a uma turvação residual de 0,5 NTU. Foram também analisadas a concentração de alumínio total e dissolvido e a absorção a UV254.

O procedimento para a realização dos ensaios descreve-se a seguir.

Primeiro, foi determinada a dosagem mínima para pH natural (sem adição de ácido), definida como a dosagem para a qual se formam os primeiros flocos visíveis.

Para este valor de pH fez-se variar a dosagem de coagulante desde a dosagem mínima até 15 mg/L, valor para o qual a turvação residual foi muito baixa (inferior a 0,1 NTU), escolhendo-se a dosagem óptima segundo o critério de 0,5 NTU de turvação residual.

De seguida, investigou-se se para outros valores de pH essa dosagem óptima se mantinha ou se sofria alterações. Assim testaram-se os valores de pH 7, 6,2, 5 e 8 para várias dosagens. O valor de pH final corresponde ao medido no final da fase de mistura rápida.

Após análise dos dados obtidos, o pH óptimo foi escolhido tendo em consideração também a concentração residual de alumínio dissolvido.

O volume de ácido necessário para diminuir o pH para os valores pretendidos foi calculado a partir de uma curva de titulação da água bruta com ácido sulfúrico. Esta curva de titulação foi realizada com um volume de amostra de 200 mL e uma solução de ácido sulfúrico 0,02 N, tendo sido traçado um gráfico da variação do pH *versus* a dosagem de ácido adicionado (*figura 4*).

No caso do ajuste a pH 7,9, este foi efectuado por adição de um volume de 13 mL e um volume de 15 mL de uma solução de Ca(OH)_2 a 0,5 g/L, para as dosagens de 10 mg/L e 12 mg/L de coagulante, respectivamente.

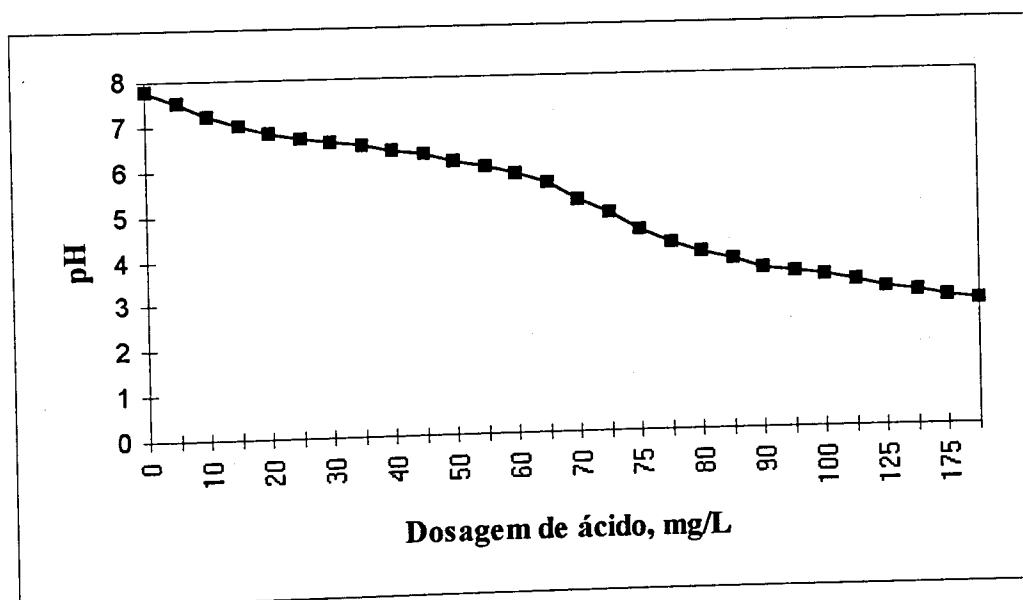


Figura 4: Curva de titulação com ácido sulfúrico

Para estes ajustes de pH foi também tida em consideração a diminuição do pH por adição do coagulante, tendo sido efectuada uma titulação da água com o coagulante (*figura 5*). Para esta titulação foi usado um volume de amostra de 200 mL e a concentração de coagulante foi de 2 g/L.

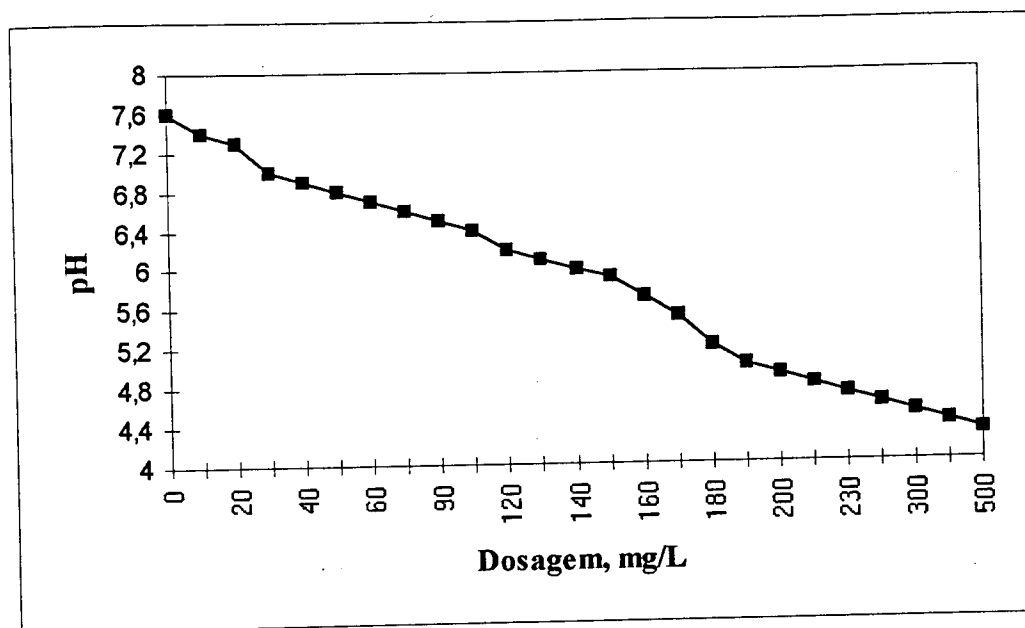


Figura 5: Curva de titulação com coagulante

4.4.1.3 Remoção de matéria orgânica

Para se avaliar a quantidade de matéria orgânica que poderia ser removida por coagulação com sulfato de alumínio, foi realizada uma segunda série de ensaios de "Jar Test". Estes ensaios estudaram a influência da dosagem de coagulante e do pH de coagulação.

Neste caso, o parâmetro usado como critério de qualidade foi a percentagem de remoção de UV254. A escolha do valor de pH óptimo teve em consideração também a concentração residual de alumínio dissolvido.

O procedimento usado para a realização dos ensaios foi semelhante ao da série anterior, tendo sido testadas as dosagens de 6, 10, 15, 20, 30, 40 e 50 mg/L de coagulante e os valores de pH 6,2, pH 5,5 e pH 5.

Para a selecção da dosagem óptima de coagulante traçou-se um gráfico de UV254 residual *versus* dosagem de coagulante a partir dos resultados obtidos. O ponto em que aumentos de dosagem não resultam em aumentos significativos de remoção de UV254, também designado por ponto de diminuição de ganhos fornece o valor óptimo de dosagem de coagulante. Este ponto foi definido, em trabalhos

anteriores (Krasner, 1995), como o ponto em que um incremento de 10 mg/L na dosagem de coagulante resulta num aumento de COT inferior a 0,3 mg/L.

4.4.1.4 Considerações sobre o método adoptado para a realização dos ensaios de "Jar Test"

Para além do "Jar Test" convencional, existem outros métodos que são apontados como mais apropriados para avaliar as condições óptimas para o tratamento de águas por filtração (Bratby, 1980), como a refiltração por membrana ou simples filtração através de papel.

A refiltração por membrana (Membrane Refiltration) consiste na formação de um bolo compressível pela passagem da suspensão do "Jar Test" através de um filtro 0,45 μm sob pressão constante, sendo depois o filtrado recolhido e filtrado novamente através do bolo e da membrana. É registado o tempo que demora a refiltrar um dado volume.

Estes testes, no entanto, possuem lacunas pois, por exemplo, no caso de refiltração por membrana o teste não avalia a qualidade do filtrado nem prevê correctamente a performance de filtros de meio múltiplo em que a formação de um bolo compressível é minimizado.

Por outro lado, devido ao facto deste estudo se debruçar sobre filtração directa sem floculação prévia (filtração "in line"), em que a floculação ocorre pela passagem da água coagulada pelos interstícios formados pelas partículas que constituem o meio filtrante, quaisquer das técnicas referidas são desajustadas em simular as condições do tratamento.

Uma técnica mais adequada seria o "Jar-Filtration Test", testado por Brink, D. *et al* (1988), que consiste na coagulação da água bruta de forma semelhante ao Jar Test convencional e, imediatamente após a mistura rápida, na passagem da água pré-tratada através de um pequeno filtro de meio granular. São depois recolhidas amostras do efluente do filtro para medição da turvação e do pH, traçando-se gráficos da turvação *versus* dosagem de coagulante para a determinação da dosagem óptima.

Por outro lado, tem-se verificado que resultados de ensaios de Jar Test convencional prevêm correctamente requisitos de dosagem óptima durante a filtração, embora para certos tipos de água (como águas de turvação baixa) a dosagem óptima

de coagulante para filtração directa é frequentemente mais baixa do que para a sedimentação.

Assim, não tendo sido possível dispor de nenhuma técnica de Jar Test capaz de simular as condições de filtração directa "in line", optou-se por Jar Test convencional, que permite comparações com resultados de sedimentação, tendo sempre presente que possivelmente as dosagens óptimas obtidas serão algo superiores às reais o que corresponde de qualquer forma à operação do filtro nas condições mais desfavoráveis.

4.4.2 Ensaio de filtração

4.4.2.1 Descrição da instalação

Na *figura 6* encontra-se representado o sistema usado para os ensaios de filtração. O filtro é constituído por um coluna em perspex, de diâmetro interno igual a 9,3 cm.

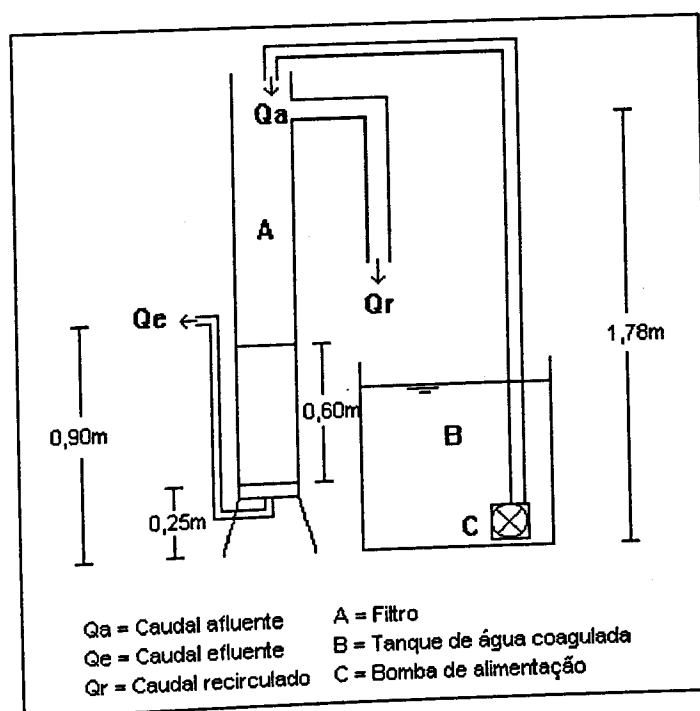


Figura 6: Sistema de Filtração

O suporte do filtro consiste numa placa de perspex perfurada sobre a qual foi colocada uma rede de malha suficientemente fina para impedir a saída de meio (areia) para o efluente.

O diâmetro da coluna utilizada para a filtração é suficiente para que não se verifiquem efeitos de parede no regime hidráulico, efeitos estes que são minimizados para razões de diâmetro do filtro para diâmetro do meio filtrante superiores a 50 (Lang, 1993).

A alimentação do filtro foi feita por bombagem utilizando-se uma bomba centrífuga de caudal variável e submersível (marca Idra) a partir de um tanque de capacidade de 80 L.

O filtro foi operado a carga hidráulica constante, sendo o excesso de água bombada recirculado para o tanque de bombagem, através de uma saída localizada na parte superior da coluna de filtração, conforme a *figura 6*.

A taxa de filtração foi fixada no início do ensaio por meio de uma válvula e a sua variação foi medida regularmente ao longo do ensaio. Esta medição foi feita com recurso a uma proveta graduada e um cronómetro, sendo registado o seu valor. Este procedimento teve como objectivo permitir uma avaliação da evolução da colmatção do leito e consequente perda de carga.

4.4.2.2 Meio filtrante

Como já foi referido testaram-se dois tipos de meio filtrante. Um constituído por uma camada simples de areia (meio simples) e um meio duplo de antracite sobre areia.

A areia foi analisada para determinação do seu tamanho específico, do seu coeficiente de uniformidade e da sua massa volúmica. Tanto a análise granulométrica como a determinação da massa volúmica foram realizadas no Laboratório de Ensaio de Materiais da FEUP segundo as normas portuguesas NP-1379 e NP-954, respectivamente (em anexo).

O tamanho efectivo de um meio filtrante é definido como o tamanho dos grãos, em milímetros, ao qual corresponde uma percentagem de 10% em peso de grãos que são menores, ou seja, corresponde ao tamanho do peneiro que permite 10% de passados. O tamanho obtido por este método corresponde aproximadamente ao

tamanho médio por contagem, determinado por uma distribuição de frequência de tamanhos do número total de partículas numa amostra.

O coeficiente de uniformidade define os limites correspondentes à utilização do conceito do tamanho efectivo. É considerado arbitrariamente como a razão entre o tamanho do grão em que 60% dos grãos são menores e o tamanho efectivo.

A areia utilizada nestes ensaios possui um tamanho efectivo de 0,6 mm e um coeficiente de uniformidade igual a 1,67. A sua massa volúmica é igual a 2,60 g/cm³.

A antracite utilizada nos ensaios é da marca "Evers", com um tamanho de grão de 1,4 a 2,5 mm, conforme especificação apresentada em anexo.

4.4.2.3 Procedimento

Para todos os ensaios de filtração foi medido o pH inicial da água bruta, após o que foi feito o ajuste para o valor de pH desejado, por adição de ácido sulfúrico 1,0 N.

A dosagem de ácido necessária para o ajuste de pH foi calculada com base na curva de titulação da água bruta com ácido sulfúrico (*figura 4*), tendo sido tomado em consideração o abaixamento do pH provocado pela adição do coagulante (*figura 5*).

Seguidamente foi adicionado o coagulante, em solução de sulfato de alumínio de 8 g/L, tendo sido calculado o volume necessário para a dosagem pretendida. A mistura do coagulante na água foi feita manualmente, com o cuidado necessário, de forma a haver uma dispersão total do coagulante.

Para o primeiro ensaio, em que foram filtrados apenas 80 L de água, a adição de ácido e a mistura do coagulante foram feitos directamente no tanque de bombagem. Para os ensaios seguintes, após a preparação dos primeiros 80 L, a água restante foi pré-tratada em "batch" de 10 L de cada vez e posteriormente adicionada ao tanque de bombagem.

Após a mistura do coagulante, a água foi bombada para o filtro. No início de cada ensaio, imediatamente após o início da bombagem a taxa de filtração foi fixada através do ajuste do caudal de água filtrada por meio de uma válvula.

Ao longo do ensaio, a intervalos regulares, foram recolhidas amostras para análise, em balões volumétricos, e foi medido o caudal de água filtrada para ser avaliada a evolução da taxa de filtração.

Após cada ensaio, a lavagem do filtro foi efectuada por inversão do sentido do fluxo através do filtro (lavagem em contracorrente), com pressão de água suficiente para provocar uma expansão do leito de aproximadamente 30% de forma a remover-se todo o material captado pelo filtro durante o ensaio. O tempo de lavagem foi o suficiente para a obtenção de uma água de lavagem clarificada. A água utilizada para a lavagem foi proveniente da rede pública de abastecimento.

4.4.2.4 Condições de realização dos ensaios

O primeiro ensaio teve como objectivo a averiguação da eficiência de filtração obtida com a utilização da dosagem de coagulante e do pH de coagulação seleccionados a partir dos ensaios de Jar Test.

Foram filtrados 80 L de água da albufeira a uma taxa de filtração média de 3,5 m/h, tendo o ensaio tido a duração de 3 horas. Foi utilizado como meio filtrante uma camada simples de areia com uma altura de 0,60 m, cujas características foram atrás referidas.

O segundo e o terceiro ensaios diferiram essencialmente no meio filtrante utilizado. No segundo ensaio, o meio filtrante foi o mesmo do primeiro ensaio, meio simples de areia, enquanto que para o terceiro ensaio foi utilizado um meio filtrante duplo de antracite sobre areia. A altura da camada de antracite usada foi de 0,30 m e a altura da camada de areia foi também de 0,30 m.

Estes dois ensaios permitiram uma comparação entre os dois tipos de meio filtrante. Essa comparação foi feita com base na evolução da taxa de filtração ao longo dos dois ensaios, tendo sido também avaliada uma potencial influência na qualidade da água filtrada.

O quarto ensaio de filtração teve como objectivo estudar a remoção de matéria orgânica pelo processo de filtração directa "in-line", após uma coagulação em que as condições de dosagem de coagulante e de pH óptimas foram determinadas pela segunda série de ensaios de Jar Test.

Para a realização deste ensaio, foi utilizado o mesmo meio filtrante do ensaio nº3, meio duplo de antracite sobre areia. O procedimento seguido para este ensaio foi semelhante aos ensaios anteriores, excepto no que se refere ao controle do pH de filtração.

Nos ensaios anteriores, o pH foi ajustado por adição de ácido antes da adição de coagulante, sendo posteriormente apenas medido e registado após filtração. Para este ensaio o pH foi medido e ajustado de forma contínua no tanque de bombagem. Este ajuste foi feito por adição de ácido sulfúrico 1,0 N e teve como objectivo controlar a concentração de alumínio residual na água filtrada, mantendo tanto quanto possível o pH de filtração o mais próximo possível de 6,2, valor que corresponde ao mínimo de solubilidade do alumínio.

5 Resultados e Discussão

5.1 Caracterização da água bruta

Os resultados das análises efectuadas para a caracterização da água bruta são apresentadas na *tabela 2*. A primeira fase corresponde à qualidade da água utilizada nos ensaios destinados a estudar a remoção de turvação, e a segunda fase à água utilizada nos ensaios destinados a estudar a remoção de matéria orgânica.

Tabela 2: Características da água bruta

Parâmetros analisados	Primeira Fase	Segunda Fase
pH*	7,6	7,6
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	75	75
Sólidos Totais (mg/L)	160	-
Sólidos Suspensos (mg/L)	10	4
Temperatura (°C)*	24,4	23,0
Turvação (NTU)*	5,7	4,0
Alumínio Total (mg/L)	0,003	-
Alumínio Dissolvido (mg/L)	0,003	-
UV254 (cm ⁻¹)*	0,045	0,048

* Valores médios

Em face dos resultados obtidos, podemos considerar que a água da albufeira possui uma turvação relativamente baixa e uma alcalinidade moderada. Os sólidos suspensos diminuíram da primeira para a segunda fase, tal como a turvação, o que pode ser devido à presença de uma maior quantidade de algas na água utilizada na primeira fase. Este facto foi confirmado por observações microscópicas, que revelaram

a presença de menor quantidade e menor diversidade de algas na água utilizada na segunda fase do trabalho.

A análise ao alumínio revelou que a água da albufeira possui uma concentração baixa de alumínio que, como seria de esperar, se encontra na sua totalidade na forma dissolvida.

A temperatura referida corresponde à temperatura ambiente do laboratório, à qual foram realizados os ensaios.

5.2 Resultados dos ensaios para remoção de turvação

5.2.1 Jar Test

Os resultados obtidos nos ensaios de Jar Test são apresentados nas *tabelas 3 a 7*. Cada uma das tabelas corresponde a um valor de pH testado e apresenta os resultados para as várias dosagens de coagulante aplicadas.

Verifica-se que para todos os valores de pH a turvação residual vai diminuindo à medida que é aumentada a dosagem de coagulante. A dosagem óptima foi determinada com base no critério já referido de um valor de turvação residual de 0,5 NTU.

Para pH natural, ensaios em que não foi adicionado ácido para controlar o pH (*tabela 3*), a dosagem óptima de coagulante foi de 10 mg/L; para pH igual a 7 (*tabela 4*) a dosagem óptima foi de 9 mg/L; para pH 6,2 (*tabela 5*) a dosagem óptima foi de 6 mg/L e para pH 5 (*tabela 6*) a dosagem óptima foi de 10 mg/L. Foi ainda testado o valor de pH 7,9, com a obtenção de uma dosagem óptima de 12 mg/L, para uma turvação residual de 0,3 NTU (*tabela 7*).

Tabela 3: Resultados dos ensaios de Jar Test a pH natural (sem adição de ácido)

Dosagem (mg/L)	pH final	Turvação (NTU)	Al total (mg/L)	Al dissolv. (mg/L)	UV254 (cm ⁻¹)
2	7,7	3,2	0,152	0,117	0,044
4	7,6	3,0	0,261	0,176	0,044
6	7,6	3,0	0,242	0,179	0,041
8	7,5	1,0	0,261	0,189	0,041
10	7,4	0,5	0,242	0,176	0,035
12	7,4	0,1	0,219	0,139	0,034
15	7,3	0,1	0,187	0,139	0,031

Tabela 4: Resultados dos ensaios de Jar Test a pH 7

Dosagem (mg/L)	pH final	Turvação (NTU)	Al total (mg/L)	Al dissolv. (mg/L)	UV254 (cm ⁻¹)
8	7	1,0	0,213	0,085	0,037
9	7	0,5	0,152	0,051	0,036
10	7	0,1	0,160	0,043	0,032

Tabela 5: Resultados dos ensaios de Jar Test a pH 6,2

Dosagem (mg/L)	pH final	Turvação (NTU)	Al total (mg/L)	Al dissolv. (mg/L)	UV254 (cm ⁻¹)
4	6,2	2,3	0,213	0,013	0,042
5	6,2	1,4	0,160	0,013	0,038
6	6,2	0,5	0,077	0,011	0,033
8	6,2	0,3	0,093	0,011	0,032
10	6,2	0,3	0,112	0,011	0,027

Tabela 6: Resultados dos ensaios de Jar Test a pH 5

Dosagem (mg/L)	pH final	Turvação (NTU)	Al total (mg/L)	Al dissolv. (mg/L)	UV254 (cm ⁻¹)
6	5,1	2,0	0,266	0,109	0,030
8	5,0	1,4	0,373	0,227	0,029
10	5,1	0,5	0,266	0,139	0,024

Tabela 7: Resultados dos ensaios de Jar Test a pH 7,9

Dosagem (mg/L)	pH final	Turvação (NTU)	Al total (mg/L)	Al dissolv. (mg/L)	UV254 (cm ⁻¹)
10	7,9	1,0	0,347	0,296	0,037
12	7,9	0,3	0,347	0,296	0,041

A influência da variação do pH de coagulação traduziu-se numa diminuição da dosagem de coagulante óptima (dosagem necessária para se obter uma remoção de turvação até ao valor residual de 0,5 NTU) com a diminuição do pH desde 8 até 6,2. A partir deste valor de pH, de acordo com os resultados obtidos para pH 5, a dosagem óptima aumenta.

Assim, o valor de pH óptimo em termos de dosagem de coagulante foi de 6,2, que corresponde à dosagem mais baixa que cumpre o critério de remoção de turvação (dosagem de 6 mg/L).

Relativamente à concentração de alumínio residual, verifica-se uma tendência para a sua diminuição com a diminuição do pH até ao valor de 6,2, voltando a aumentar para pH igual a 5. Esta tendência é mais acentuada para o alumínio residual na forma dissolvida, o que está de acordo com o diagrama de solubilidade do hidróxido de alumínio, cujo valor de solubilidade mínima se situa próximo de 6,2.

Considerando as dosagens óptimas para cada valor de pH, a concentração de alumínio residual total e dissolvido respectivamente é para pH 7,9 de 0,347 mg/L e 0,296 mg/L, para pH natural de 0,242 mg/L e 0,176 mg/L, para pH 7 de 0,152 mg/L e 0,051 mg/L, para pH 6,2 de 0,077 mg/L e 0,011 mg/L e para pH 5 sobe para 0,266 mg/L e 0,139 mg/L (*figura 7*).

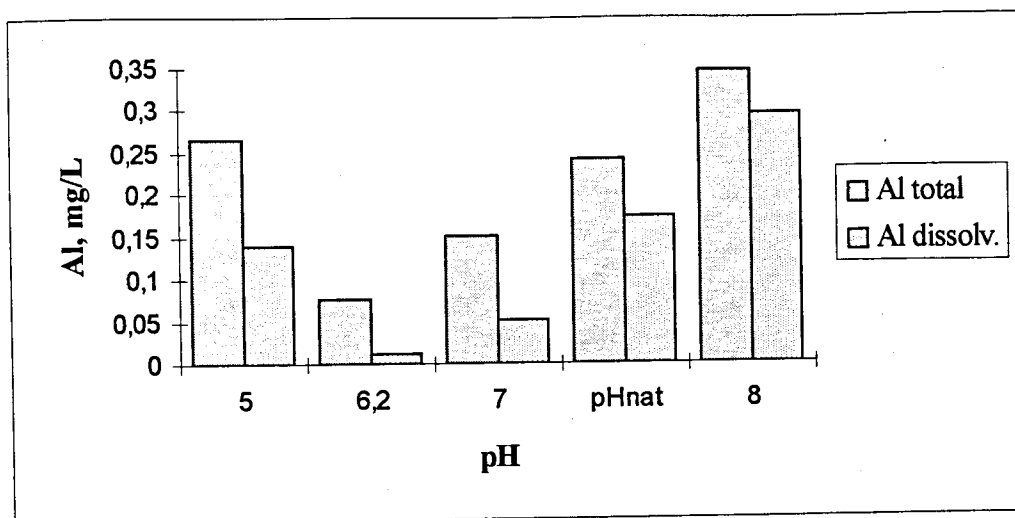


Figura 7: Concentração de alumínio residual obtido para a dosagem óptima

Quanto à remoção de UV254 nestes ensaios, verificou-se que para todos os valores de pH a percentagem de remoção tende a aumentar de forma gradual com o aumento da dosagem de coagulante aplicada, excepto para pH 7,9, em que se verificou uma remoção maior para uma dosagem de 10 mg/l do que para uma dosagem de 12 mg/L.

As maiores remoções de UV254 verificaram-se para pH 5, nestes ensaios, o que está de acordo com o apontado pelos trabalhos desenvolvidos sobre remoção de matéria orgânica por coagulação que apontam a gama de pH de 5 a 6 como a que permite uma maior remoção destes compostos.

Tomando em consideração os resultados obtidos para cada valor de pH em termos de dosagem e da concentração de alumínio residual, foi seleccionado o pH de 6,2 como óptimo que corresponde a uma dosagem óptima de coagulante de 6 mg/L.

As figuras 8 a 10 representam respectivamente a variação da turvação residual, do alumínio residual, e da remoção de UV254 com a variação da dosagem de coagulante entre 4 e 10 mg/L, para pH 6,2.

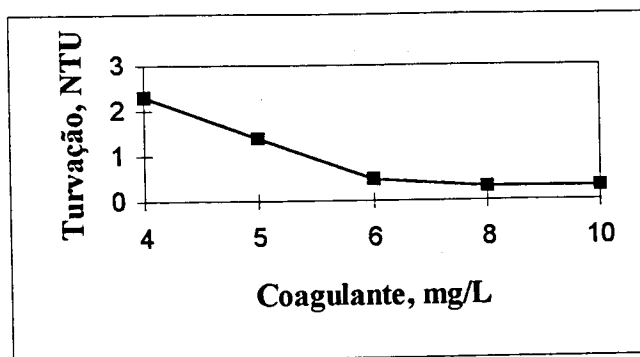


Figura 8: Variação da turbidez residual com a dosagem de coagulante

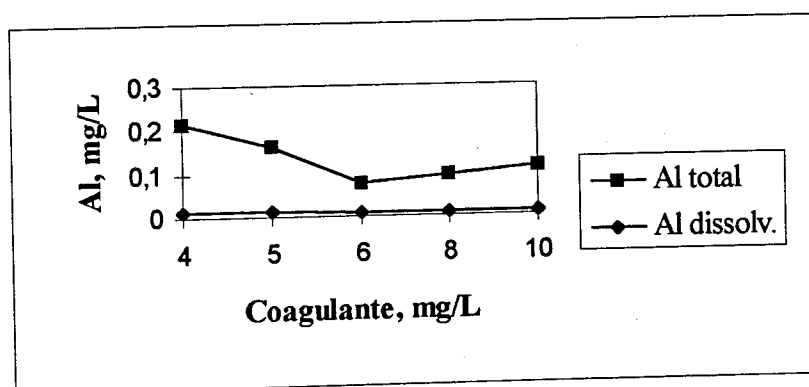


Figura 9: Variação do alumínio residual com a dosagem de coagulante

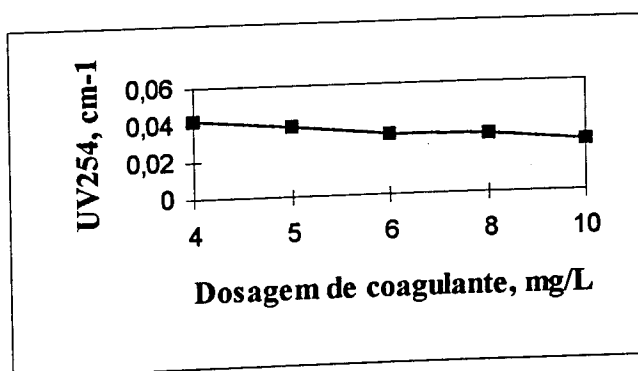


Figura 10: Remoção de UV254

Pela observação destes gráficos verifica-se que para a dosagem óptima ocorre uma diminuição considerável tanto da turbidez residual como da concentração de

alumínio residual total. Em relação à concentração de alumínio residual dissolvido, esta mantém-se constante e com valores bastante baixos, sendo praticamente independente da dosagem de coagulante.

5.2.2 Filtração

Para a realização dos ensaios de filtração escolheu-se, assim, como dosagem óptima de coagulante, a dosagem de 6 mg/L e como pH óptimo o valor de 6,2.

Devido à maior quantidade de água utilizada nestes ensaios e consequente impossibilidade da determinação exacta do seu volume, o pH de coagulação variou ligeiramente em relação ao valor alvo de 6,2.

Os resultados obtidos para os ensaios de filtração são apresentados na *tabela 8*.

O ensaio nº1, que teve como objectivo avaliar a eficiência do processo de filtração directa "in line", teve como resultado uma turvação final inferior a 0,1 NTU e uma concentração de alumínio residual total média de 0,024 mg/L. A concentração de alumínio dissolvido obtido neste ensaio foi muito baixa, 0,003 mg/L, o que possivelmente se pode ficar a dever a um aumento do pH de coagulação, que neste ensaio foi aproximadamente 6,0, ao longo do ensaio em direcção ao valor óptimo. Nos restantes ensaios o pH foi medido após filtração verificando-se um ligeiro aumento do seu valor, o que neste caso pode ter aumentado o pH de 6,0 para um valor próximo de 6,2.

Este foi o único ensaio em que foi possível verificar um certo efeito de condicionamento do filtro ("ripening") traduzido por uma diminuição da turvação residual nos primeiros minutos do ensaio, em que a turvação residual passou de 0,3 NTU (aos 15 min) para se manter inferior a 0,1 NTU a partir dos 60 min. Este aumento inicial de eficiência na remoção das partículas e consequente diminuição da turvação é resultado da ajuda que as partículas previamente retidas no filtro dão à captura posterior de outras partículas. Apesar disso a turvação nunca foi superior a 0,5 NTU.

Os ensaios de filtração nºs 2 e 3 foram realizados com as mesmas condições de dosagem (6 mg/L) e com valores de pH próximos (valores médios de 6,2 e 6,1 respectivamente).

Em termos de eficiência de remoção de turvação os resultados foram semelhantes, com a turvação a manter-se abaixo dos 0,1 NTU durante toda a duração dos ensaios. Relativamente à concentração de alumínio residual, os resultados dos dois ensaios são também semelhantes: a concentração média de alumínio total foi de 0,048 mg/L e 0,046 mg/L, e a de alumínio dissolvido de 0,024 mg/L e 0,017 mg/L, respectivamente. A menor concentração de alumínio obtida para o ensaio nº 2 pode ser devida a um pH de filtração mais constante. Foi medido o pH da água filtrada para ambos os ensaios e para o ensaio nº3 o pH manteve-se em 6,4, enquanto que para o ensaio nº 2 variou de 6,3 a 6,5.

A diferença entre os valores da concentração de alumínio residual ocorreu de forma mais significativa na forma dissolvida do alumínio, enquanto que a concentração do alumínio na sua forma suspensa se manteve relativamente constante (variou de 0,020 a 0,029 mg/l). Isto significa que a eficiência de remoção do alumínio por filtração se manteve constante, já que apenas o alumínio suspenso é retido pelo filtro, o dissolvido passa através do mesmo.

No entanto, para ambos os casos, a concentração de alumínio total residual encontra-se abaixo do valor máximo admissível pelo Decreto-Lei 74/90, que é de 0,050 mg/L. Estes resultados são apresentados na *tabela 8*, correspondendo às seguintes condições de operação:

Ensaio 1: filtração de 80 L, com a duração de 3 horas, através de meio simples de areia; dosagem de 6 mg/L de coagulante.

Ensaio 2: filtração de 200 L, com a duração de 7 horas, através de meio simples de areia; dosagem de 6 mg/L de coagulante.

Ensaio 3: filtração de 200 L, com a duração de 6 horas, através de meio duplo de antracite sobre areia; dosagem de 6 mg/L de coagulante.

Ensaio 4: filtração de 200 L, com a duração de 7 horas, através de meio duplo de antracite sobre areia; dosagem de 15 mg/L de coagulante.

Tabela 8: Resultados dos ensaios de filtração

Ensaio nº	pH após filtr	Turvação final		Al total* mg/L	Al dissolv* mg/L	UV 254	
		NTU	% rem			cm ⁻¹	% rem
1	-	<0,1	> 98%	0,023	0,003	-	-
2	6,3 - 6,5	<0,1	> 98%	0,048	0,024	0,041*	15%
3	6,4	<0,1	> 98%	0,046	0,017	0,040*	17%
4	6,2 - 6,4	<0,1	> 98%	0,014	0,007	0,028	42%

* valores médios

A comparação entre os dois tipos de meio filtrante foi feita com base na evolução da taxa de filtração ao longo dos ensaios. Como o filtro foi operado a carga constante, a diminuição da taxa de filtração ao longo do ensaio é resultado de um aumento da perda de carga através do filtro causado pela colmatação do leito de filtração à medida que a filtração decorre. A evolução da taxa de filtração permite, assim, uma avaliação da colmatação do filtro, para cada um dos tipos de meios filtrantes utilizados.

Apresentam-se na *tabela 9* e respectivo gráfico (*figura 11*) os resultados obtidos para a variação do caudal de filtração ao longo dos ensaios.

Tabela 9: Evolução do caudal de filtração ao longo dos ensaios

Tempo, h	Caudal de filtração (L/h)		
	Ensaio nº2	Ensaio nº3	Ensaio nº4
1	26	26,1	28
2	26	26,1	27
3	27	26,1	27
4	26	25,4	26
5	24	25,3	25
6	22	24,4	24
7	20	-	24

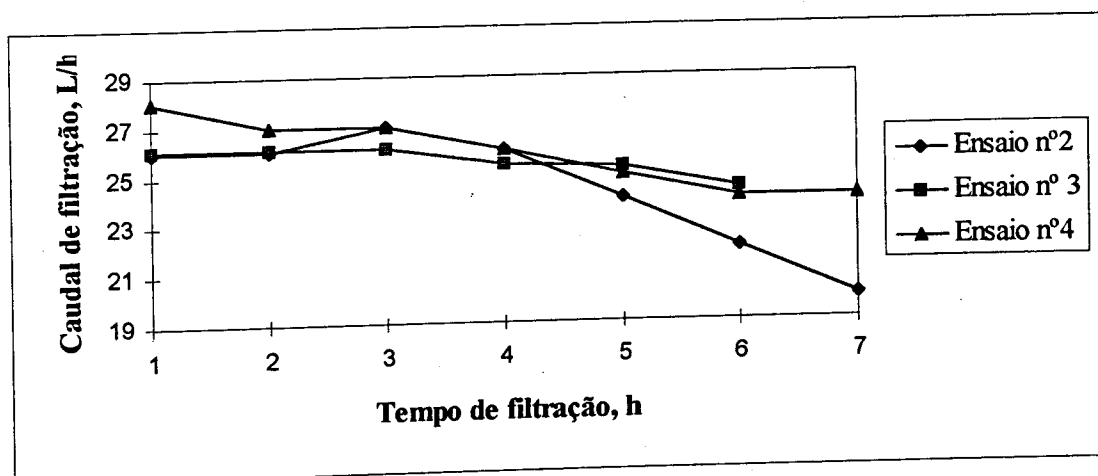


Figura 11: Variação do caudal de filtração ao longo dos ensaios.

Para o ensaio nº2, em que o meio filtrante utilizado foi uma camada simples de areia, o caudal inicial (primeiras 2 horas) é um valor médio devido a dificuldades no ajuste da válvula ao caudal desejado. A redução do caudal de filtração ao longo das 7 horas de duração do ensaio foi de aproximadamente 23%, com o caudal a diminuir de 26 L/h para 20 L/h. Estes valores de caudal de filtração correspondem a taxas de filtração de, respectivamente, 3,8 e 2,9 m³/m².h.

Para o ensaio nº 3, em que foi testado meio duplo de antracite sobre areia, a taxa de diminuição do caudal de filtração foi de 7% ao fim de 6 horas de filtração, valor bastante inferior ao verificado para o ensaio anterior. Neste caso, o caudal diminuiu de 26,1 para 24,4 L/h, valores que correspondem respectivamente a taxas de filtração de 3,8 e 3,6 m³/m².h.

Estes resultados mostram que a colmatção do meio constituído apenas por areia ocorreu mais rapidamente do que a colmatção do meio constituído por antracite sobre areia. No primeiro caso a filtração verifica-se principalmente nas primeiras camadas de areia, o que leva a um rápido aumento de perda de carga devido à deposição nessa zona dos materiais removidos por filtração.

No caso do meio duplo, no qual a granulometria dos grãos do meio filtrante é maior no topo do leito do que no fundo do mesmo, verifica-se a deposição dos materiais removidos durante a filtração ao longo de uma maior profundidade do leito filtrante. As partículas em suspensão com um maior tamanho são removidas na camada de material filtrante mais grosseiro, enquanto que a camada mais fina permite a remoção das partículas em suspensão mais pequenas.

Esta filtração em profundidade permite um melhor aproveitamento do leito de filtração através de um armazenamento das partículas removidas num maior volume do leito, retardando assim a colmatção do filtro e aumentando a duração dos ciclos de filtração. A qualidade da água filtrada em relação à turvação residual foi semelhante para os dois tipos de meio filtrante.

Relativamente ao comportamento da matéria orgânica nos ensaios de filtração, verificou-se que a remoção inicial de UV254 é comparável com a obtida nos ensaios de Jar Test, mas à medida que o ensaio decorre, há um aumento progressivo dos valores obtidos para este parâmetro atingindo-se no final valores por vezes superiores aos iniciais.

Uma explicação possível para este facto é a ocorrência de "lavagem" dos flocos retidos no filtro ao longo do ensaio provocando a solubilização dos compostos orgânicos e a sua passagem para o filtrado. Neste caso a remoção da matéria orgânica teria ocorrido por adsorção aos flocos formados no interior do meio filtrante, sendo posteriormente solubilizada e arrastada pela água na sua passagem através do filtro.

Por outro lado, pode ter ocorrido uma lixiviação de matéria orgânica eventualmente presente no próprio meio filtrante (nomeadamente na areia). Foi medida a absorção a UV254 para a água de lavagem do filtro antes da realização dos ensaios, tendo sido obtidos valores de 0,018 e 0,015 para os ensaios nº2 e 3, respectivamente, o

que significa que provavelmente existe alguma contribuição de matéria orgânica presente na areia para os resultados obtidos para UV254.

A seguir apresentam-se os resultados obtidos na segunda série de ensaios de Jar Test, cujo objectivo foi a avaliação da quantidade de matéria orgânica possível remover por coagulação para a água em estudo. O ensaio de filtração realizado com as condições óptimas determinadas nos ensaios de Jar Test destinou-se a estudar a remoção de matéria orgânica, bem como averiguar a possibilidade de controlar a matéria orgânica durante os ensaios de filtração, evitando o aumento de UV254 verificado nos ensaios anteriores.

5.3 Resultados dos ensaios para remoção de matéria orgânica

5.3.1 Jar Test

Nestes ensaios o primeiro valor de pH a ser testado foi o de 6,2. Para este valor de pH foi variada a dosagem de coagulante desde 6 mg/L até 50 mg/L. Os resultados obtidos estão representados na *tabela 10*.

Tabela 10: Resultados dos ensaios de Jar Test para remoção de UV254

Dosagem	pH final	Turv. final	UV254		Al total	Al dissolv
mg/L		NTU	cm ⁻¹	%rem	mg/L	mg/L
6	6,2	1,4	0,033	31%	0,083	0,013
10	6,2	0,7	0,028	42%	0,069	-
15	6,2	0,5	0,024	50%	0,109	0,008
20	6,2(3)	<0,5	0,023	52%	0,064	-
30	6,2	<0,5	0,022	54%	0,120	-
40	6,2(1)	<0,5	0,022	54%	0,120	-
50	6,2(3)	<0,2	0,021	56%	0,232	0,008

A percentagem de remoção de UV254 variou de 31% com uma dosagem de 6 mg/L até 56% com uma dosagem de 50 mg/L.

Para a determinação da dosagem óptima de coagulante para a remoção de UV254, foi traçado um gráfico da absorção de UV254 *versus* dosagem de coagulante (figura 12). Verifica-se que a partir da dosagem de 15 mg/L, para aumentos significativos da dosagem de coagulante não ocorrem ganhos significativos na remoção de UV254, que a esta dosagem é de 50%. Segundo o critério, já referido, do ponto de diminuição de ganhos, a dosagem considerada como óptima para a remoção de matéria orgânica é de 15 mg/L para um valor de pH 6,2.

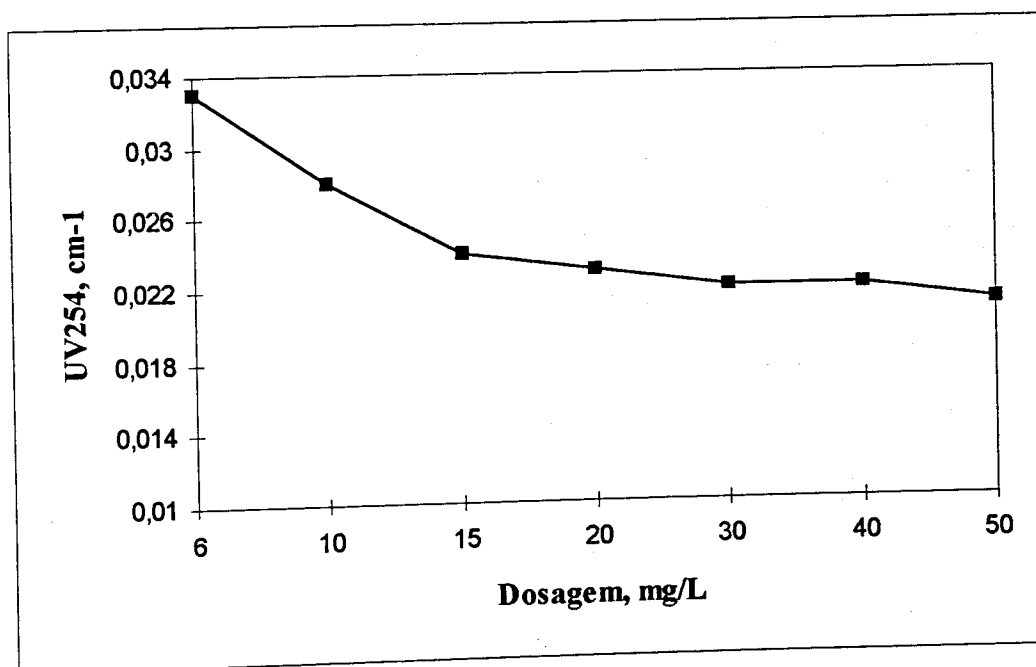


Figura 12: Remoção de UV254 em função da dosagem de coagulante

Os ensaios de Jar Test realizados a pH 5 revelaram que, para as mesmas dosagens, a remoção de UV254 era inferior relativamente aos ensaios a pH 6,2. A este valor de pH a remoção de UV254 com uma dosagem de coagulante de 15 mg/L não ultrapassou os 44%.

Para pH 5,5 a remoção de UV254 foi de 56% com uma dosagem de 15 mg/L, mais alta em comparação com a remoção de 50% obtida para pH 6,2 com a mesma dosagem.

Para a escolha do valor de pH que seria utilizado no ensaio de filtração foi considerada também a concentração de alumínio residual. Esta concentração foi de 0,045 mg/L (na forma de alumínio dissolvido) para pH 5,5, valor mais elevado do que para pH 6,2, cuja concentração de alumínio dissolvido foi de 0,008 mg/L.

Assim, seleccionou-se para a realização do ensaio de filtração o pH de pH 6,2, que conduz a um valor mais baixo de alumínio residual, e uma dosagem de coagulante de 15 mg/L.

5.3.2 Filtração

No 4º ensaio de filtração o pH foi então ajustado a pH 6,2, e a dosagem de coagulante aplicada foi 15 mg/L de sulfato de alumínio. O meio filtrante utilizado neste ensaio foi o mesmo do ensaio anterior, meio duplo de antracite sobre areia.

Durante este ensaio, ao contrário dos anteriores, foi controlado frequentemente o pH do tanque de bombagem, sendo o mesmo ajustado com adição de ácido sempre que necessário. Os resultados referentes a este ensaio são apresentados na *tabela 8*.

Relativamente à eficiência de remoção de turvação, esta foi semelhante aos ensaios anteriores, mantendo-se abaixo dos 0,1 NTU ao longo de toda a duração do ensaio. Não se verificou aumento final de turvação ao fim das 7 horas de filtração, o que significa que não ocorreu o esgotamento do leito do filtro ("breakthrough").

Neste ensaio não se verificou o aumento gradual de UV254 na água filtrada, ao contrário dos anteriores, tendo sido conseguida uma eficiência de remoção de 42 a 46 %. A diferença observada em relação aos resultados dos ensaios de Jar Test pode ser devida às diferentes condições de realização dos dois ensaios (Jar Test e Filtração) no que diz respeito à coagulação, mais propriamente à mistura rápida, a qual pode influenciar os mecanismos pelos quais ocorre a remoção de matéria orgânica.

Por outro lado, nos ensaios anteriores verificou-se um aumento na medição de UV254 ao longo dos ensaios, sendo uma das razões apontadas para este facto a presença de matéria orgânica na areia que constitui o meio filtrante. Este facto pode também explicar a diferença de remoção de matéria orgânica observada entre os ensaios de Jar Test e de filtração.

O alumínio residual foi muito baixo ao longo de todo o ensaio, apesar da dosagem ser superior, o que se pode ficar a dever ao controlo e ajuste frequente do pH de filtração. Quando o pH é ajustado ao valor da solubilidade mínima do alumínio imediatamente antes da filtração o alumínio dissolvido sofre precipitação, ficando retido no filtro.

Relativamente à diminuição da taxa de filtração neste ensaio, verificou-se uma redução de 14% ao fim de 7 horas de filtração que, comparativamente com o ensaio anterior, em que essa redução foi de 7%, reflecte uma mais rápida colmatação do filtro (*figura 11*) causada por um aumento de material precipitado. Este aumento de material precipitado é devido à maior dosagem de coagulante e consequente formação de maior quantidade de hidróxido de alumínio, bem como à precipitação de material dissolvido.

6 Conclusões

O processo de tratamento de água por filtração directa tem vantagens económicas em termos de custos de capital e exploração. A opção pela utilização deste processo de tratamento numa Estação de Tratamento de Água depende da qualidade da água a tratar. É importante ter em consideração características como a turvação, quantidade de algas, cor orgânica e as dosagens de coagulante necessárias para a obtenção de uma boa qualidade da água filtrada.

Este trabalho avaliou a tratabilidade da água da albufeira de Crestuma-Lever pelo processo de filtração directa em que não se procedeu a floculação prévia, sendo a água imediatamente filtrada após a coagulação (filtração "in line").

As principais dificuldades sentidas neste trabalho prendem-se com o facto da quantidade de água disponível para os ensaios ser limitada, por estes terem sido realizados em laboratório, não tendo sido possível a avaliação do funcionamento do filtro em termos da duração de um ciclo completo.

Nos parágrafos seguintes, descrevem-se as conclusões do presente trabalho.

Os ensaios de Jar Test realizados para determinação da dosagem óptima de coagulante mostraram que uma dosagem de sulfato de alumínio de 6 mg/L era suficiente para uma remoção de turvação até 0,5 NTU a pH 6,2. A obtenção deste valor para a dosagem óptima confirma a possibilidade da aplicação do processo de tratamento por filtração directa a esta água.

A variação do pH nos ensaios de Jar Test conduziu à obtenção de um valor de 6,2 para o pH óptimo. A este pH verificou-se que a dosagem necessária para o cumprimento do critério de qualidade de 0,5 NTU de turvação residual era a mais baixa e que a concentração de alumínio residual também foi a menor. Esta observação está de acordo com o teoricamente previsto pelo diagrama de solubilidade do hidróxido de alumínio. Este valor de pH corresponde à gama de solubilidade mínima, o que significa que a maior parte do alumínio se encontra na forma precipitada permitindo a sua remoção na fase de separação sólido-líquido.

Para todos os ensaios de filtração, a eficiência de remoção de turvação foi elevada e manteve-se constante ao longo do tempo que demorou a filtração. Os valores obtidos para a turvação residual foram inferiores a 0,1 NTU, o que aponta para que o processo de filtração directa "in line" seja aplicável para o tipo de água em estudo.

Neste trabalho foi também avaliada a quantidade de matéria orgânica possível de remover por este processo. Esta remoção de matéria orgânica, a qual se encontra na sua maior parte na forma dissolvida, é obtida por mecanismos de adsorção e precipitação que ocorrem durante a fase de coagulação.

Foram realizados ensaios de Jar Test, a partir dos quais foi determinada a dosagem óptima para a remoção de matéria orgânica bem o pH óptimo, sendo a remoção de matéria orgânica medida em termos de remoção de UV254. Foi seleccionada a dosagem de 15 mg/L que conduziu a uma remoção de UV254 de 50% a pH 6,2. Em relação ao pH verificou-se que o valor que produziu melhores resultados é o de 5,5, com uma remoção de 56% à dosagem de 15 mg/L. No entanto, o valor de pH escolhido foi o de 6,2 devido a que a pH 5,5 a concentração de alumínio residual foi bastante mais elevada.

O quarto e último ensaio de filtração teve como objectivo estudar a performance do filtro nas condições de dosagem e pH para a remoção de matéria orgânica. Os resultados obtidos em termos de remoção de UV254 foram um pouco mais baixos em relação aos obtidos nos ensaios de Jar Test, o que pode ter a ver com as diferentes condições de mistura rápida existentes nos dois ensaios ou com a presença de matéria orgânica na areia do meio filtrante.

O efeito de condicionamento do filtro ("ripening"), que consiste numa diminuição inicial da turvação residual, foi apenas observada no primeiro ensaio e o seu período de duração foi muito curto.

Nos ensaios comparativos entre a performance do filtro com meio filtrante simples de areia e meio duplo de antracite sobre areia, verificou-se que no caso do meio duplo de antracite sobre areia a colmatção foi mais lenta do que para o meio simples de areia. A evolução da colmatção e consequente perda de carga foi avaliada, neste estudo, pela diminuição do caudal de filtração ao longo dos ensaios. Verificou-se que a taxa de diminuição deste caudal foi menor para o meio duplo de antracite sobre areia do que para o meio simples de areia. Mesmo para o quarto ensaio de filtração em que a dosagem aplicada foi bastante superior (15 mg/L) a taxa de diminuição do caudal de filtração foi inferior à do segundo ensaio com meio simples de areia em que a dosagem foi de 6 mg/L.

Os resultados obtidos confirmam assim as vantagens do meio duplo de antracite sobre areia no que diz respeito à colmatção do leito em comparação com o meio simples de areia. De facto, a maior porosidade da camada superior do meio filtrante permite o armazenamento do material removido numa maior extensão do leito de

filtração, resultando numa menor perda de carga e, consequentemente, ciclos de filtração mais longos.

Em relação ao alumínio residual, a realização dos ensaios de filtração a um valor de pH próximo de 6,2, que corresponde ao valor óptimo para uma concentração de alumínio residual mínima, permitiu que a sua concentração na água filtrada fosse sempre inferior ao VMR estipulado por lei de 0,050 mg/L.

Verificou-se ser essencial a manutenção do pH no seu valor óptimo durante a filtração para que a concentração de alumínio na sua forma dissolvida (que passa através do filtro) seja a menor possível e que a maior parte do alumínio se encontre na forma precipitada, permitindo a sua retenção no filtro. No último ensaio de filtração, em que a dosagem de coagulante foi de 15 mg/L, a concentração de alumínio total e dissolvido foi inferior aos ensaios anteriores. A razão provável para este facto foi o ajuste frequente do pH ao seu valor óptimo efectuado antes da filtração.

Referências

Amirtharajah, A. & Trusler, S. L. Destabilization of Particles by Turbulent Mixing. Jour. Envir. Engrg. Div. ASCE, 1986.

AWWA Coagulation Committee. Committee Report: Coagulation as an Integrated Water Treatment Process. Jour. AWWA, Out. 1989, Pgs. 72-78.

AWWA Manual M37. Operational Control of Coagulation and Filtration Processes. AWWA, 1992, Pgs. 90-98.

AWWA Water Quality and Treatment. 4ª ed, 1990, Pgs. 506-510.

ASCE. AWWA. Water Treatment Plant Design, 2ª ed, 1990, Pgs. 154-163.

Barnett, E. et al. Comparing Plant-Scale Dual and Mixed-Media Filters. Jour. AWWA, 1992, Pgs. 76-81.

Bratby, J. Coagulation and Flocculation. Uplands Press Ltd, 1980, Pgs. 268-273

Brink, D.R. et al. Bench-Scale Evaluation of Coagulants for Low Turbidity Water. Jour. AWWA, Abril 1998, Pgs. 199-204.

Cheng, R.C. et al. Enhanced Coagulation: A Preliminary Evaluation. Jour. AWWA, Fev. 1995, Pgs. 91-103.

Clark, S. C. et al. Contact Filtration: Particle Size and Ripening. Jour. AWWA, Dez. 1992, Pgs. 61-71.

Degrémont, Memento Techniques de l'Eau. Lavoisier Tec. & Doc. 9ª Ed., 1989

Dentel, S.K. & Gosset, J.M. Mechanisms of Coagulation With Aluminum Salts. Jour. AWWA, Abril 1998, Pgs. 187-198.

Eaton, A. Measuring UV-absorbing Organics: A Standard Method. Jour. AWWA, Fev.1995, Pgs. 86-90.

Ebie, K. & Amano, S. Fundamental Behaviour of Humic Acid and Kaolin in Direct Sand Filtration of Simulated Natural Surface Water. Wat. Sci. Tech., Vol.27, nº11, 1993, Pgs. 61-70.

Edzwald, J.K. et al. Organics, Polymers, and Performance in Direct Filtration. Jour. Envir. Engrg. Div. ASCE, Jan. 1987.

Edzwald, J.K. Coagulation in Drinking Water Treatment: Particles, Organics and Coagulants. Wat. Sci. Tech., Vol.27, nº11, 1993, Pgs. 21-35.

Geldreich, E.E. et al. Characterizing Surface Waters That May Not Require Filtration. Jour. AWWA, Dez. 1990, Pgs 40-50.

Graham, N. J. D. et al. Evaluating the Removal of Color From Water Using Direct Filtration and Dual Coagulants. Jour. AWWA, 1992, Pgs.105-113.

Gray, K. A. et al. Inorganic Metal Polymers: Preparation and Characterization. Jour. AWWA, Abr. 1995, Pgs. 136-146.

Gregory, J. The Role of Colloid Interactions in Solid-Liquid Separation. Wat. Sci. Tech., Vol.27, nº10, 1993, Pgs. 1-17.

Haarhoff, J. & Cleasby, J.L. Comparing Aluminum and Iron Coagulants for In-line Filtration of Cold Water. Jour. AWWA, Abr. 1988, Pgs. 168-175.

Han, M. & Lawler, D.F. The (Relative) Insignificance of G in Flocculation. Jour. AWWA, Out. 1992, Pgs. 79-91.

Hundt, T.R. & O'Melia, C.R. Aluminum-Fulvic Acid Interactions: Mechanisms and Applications. Jour. AWWA, Abr. 1988, Pgs. 176-186.

Krasner, S.W. & Amy, G. Jar-test Evaluations of Enhanced Coagulation. Jour. AWWA, Out. 1995, Pgs. 93-107.

Lang, J.S. et al. Investigating Filter Performance as a Function of the Ratio of Filter Size to Media Size. Jour. AWWA, Out. 1993, Pgs. 122-130.

LeChevalier, M.W. & Norton, W.D. Examining Relationships Between Particle Counts and Giardia, Cryptosporidium, and Turbidity. Jour. AWWA, Dez. 1992, Pgs. 54-60.

Letterman, R.D. & Driscoll, C.T. Survey of Residual Aluminum in Filtered Water. Jour. AWWA, Abr. 1988, Pgs. 154-158.

Letterman, R.D. & Driscoll, C.T. Control of Residual Aluminum in Filtered Water. USA, AWWA Research Foudation, 1994, Pgs. 11-22.

Mackie, R. I. & Bai, R. The Role of Particle Size Distribution in the Performance and Modeling of Filtration, Wat. Sci. Tech., Vol.27, nº11, 1993, Pgs. 19-34.

Najm, I.N. et al. Evaluating Surrogates fod Desinfection By-Products. Jour. AWWA, Jun. 1994, Pgs. 98-106.

Randtke, S.J. Organic Contaminant Removal by Coagulation and Related Process Combinations. Jour. AWWA, Mai. 1988, Pgs. 40-56.

Rebhun, M. & Lurie, M. Control of Organic Matter by Coagulation and Floc Separation. Wat. Sci. Tech., Vol.27, nº11, 1993, Pgs. 1-20.

Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. APHA, AWWA, and WPCF, Washington, DC. 17 Ed., 1989.

Tobiason, J. E. Pilot Study of the Effects of Ozone and Peroxone on In-line Direct Filtration. Jour. AWWA, Dez. 1992, Pgs. 72-84.

Anexo A

**Análise granulométrica e determinação da massa volúmica da areia
utilizada como material filtrante**

Data 96.05.87
Operador Paulk

ANÁLISE GRANULOMÉTRICA DE MATERIAIS INERTES

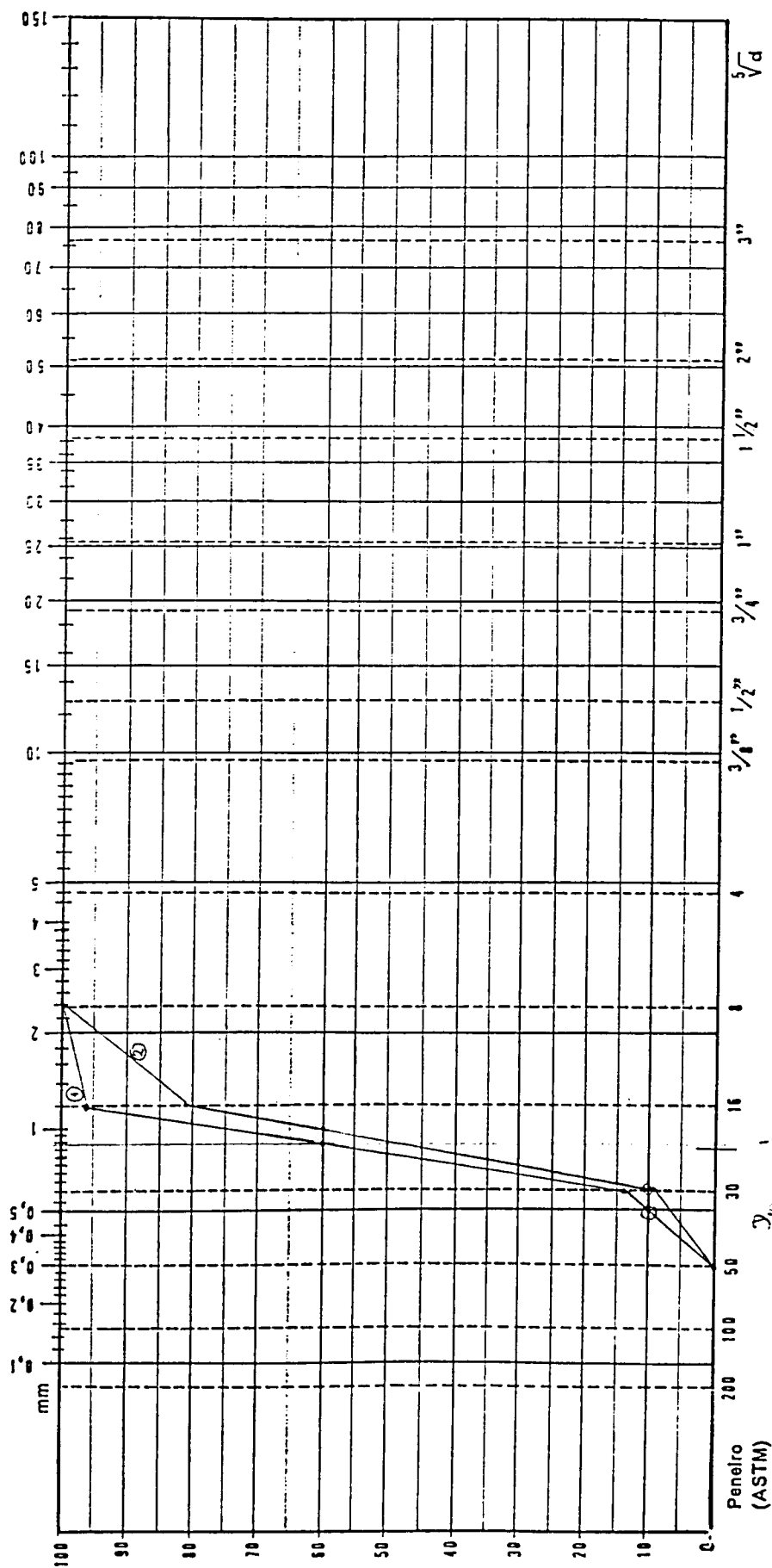
Ref: Dr. Isabel Costa
2ª amostra de areia

Material	areia			
Quantidade apresentada				
Peso específico aparente (depois de seco)				
Quantidade submetida a peneiração	500g			
3"				
2"				
1 1/2"				
1"				
3/4"				
1/2"				
3/8"				
4				
8				
16	19%			
30	72%	19		
50	9%	91		
100		100		
200				
Resto				
Total	100%	1199	100%	100%



FACULDADE DE ENGENHARIA

Disciplina de MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO



$d_{10} = 0.5 \text{ mm}$

$d_{60} \approx 0.85 \text{ mm}$

$d_{60} / d_{10} = 1.7$

$d_{10} = 0.6$

$d_{60} = 1.0$

$d_{60} / d_{10} = 1.6$

REQUERENTE: - ENG.^a ISABEL COSTA**NATUREZA DO ENSAIO:** - Determinação das massas volumicas e da absorção de água de areias - NP-954

INERTE	areia				
Peso do balão + água (m ₄) (g)	1354 5				
Peso do provete humido (m ₁) (g)	500				
Peso do provete no balão + água (m ₂) (g)	1662				
Peso do peneiro + papel de filtro (g)	348				
Peso do peneiro + papel + + provete seco (g)	844				
Peso do provete seco (m ₃) (g)	496				

RESULTADO

INERTE					
m ₁ => (g)	500				
m ₂ => (g)	1662				
m ₃ => (g)	496				
m ₄ => (g)	1354				
Material impermeável $\frac{m_3}{m_2 + m_4 - m_2}$ (g/cm ³)	2,64				
Partículas saturadas $\frac{m_1}{m_1 - m_4 - m_2}$ (g/cm ³)	2,60				
Partículas secas $\frac{m_3}{m_1 - m_4 - m_2}$ (g/cm ³)	2,58				
Absorção de água $\frac{m_1 - m_3}{m_3} \times 100$ (%)	0,8				

Operador: Paula

Data de ensaio: 96/04/23

Anexo B

Especificações da antracite usada como material filtrante



EVERS ANTHRAZITVEREDELUNG



EVERS ANTHRAZITVEREDELUNG - Postfach 40 - D-4447 Hopsten

Faculdade de Engenharia
Universidade do Porto
Rua dos Bragas

4000 PORTO

Verwaltung/Vertrieb

Rheiner Str. 14
D-4447 Hopsten
Telefon (05458) 815
Telefax (05458) 818
Telex 944114

I N V O I C E

Date : 5th February, 1996
Number : 30471
Customer: S4015

Your identification number : PT 600027716

Our identification number : DE 125518001

Es handelt sich um eine innergemeinschaftliche Lieferung.
Steuerfrei nach § 4 Nr. 1b in Verbindung mit § 6a UStG.

Your order Ref.no. F026-96

It.	Quantity	Specification	Price	Total
1	1 bag = 50 l/ 36,5 kg	EVERZIT FILTER ANTHRAZIT N TYPE II grain size : 1,4 - 2,5 mm	sample free of charge	
1.	1 bag = 50 l 36,5 kg	EVERZIT FILTER ANTHRAZIT N Type III grain size : 2,0 - 4,0 mm	sample free of charge	

SP ≈ 1.6-1.7

merchandise loaded onto one pallet,
shrink wrapped ex works Hopsten
freight from Hopsten to 4000 PORTO

free of charge
DM 175,00

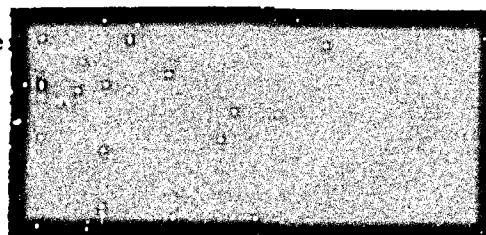
total 4000 PORTO DM 175,00

Payment : in advance to our account as per swift indication
hereafter

Delivery : immediately upon receipt of payment

EVERS
ANTHRAZITVEREDELUNG

Karin Evers



Handelsregister
MRA 1774
Amtsgericht
Ibbenbüren

Bankverbindungen
Volksbank Hopsten eG
BLZ 403 632 49
Kto.-Nr. 402 127 100

Deutsche Bank Ibbenbüren
BLZ 403 700 79
Kto.-Nr. 4 658 662

Produktion
Filter Anthrazit N
Ahornstraße 2
D-4447 Hopsten



Anexo C

Compilação das análises efectuadas à água da albufeira de Crestuma-Lever nos anos de 1989 a 1991, pelo laboratório dos Serviços Municipalizados de Água e Saneamento do Porto

Tabela C1: Qualidade da água da albufeira de Crestuma-Lever no ano 1989

Profund.		pH	Temp. (°C)	Resist. (ohm.cm)	OD (mg/L)	Cl (mg/L)	SO ₄ (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	NO ₂ (mg/L)	NH ₄ (mg/L)	PO ₄ (mg/L)	SiO ₂ (mg/L)	Oxidab. (mg/L O ₂)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	CBO ₅ (mg/L O ₂)	Algas (n° cel./mL)	Clorof.α (mg/m ³)	Colif.T (NMP)	Colif.F (NMP)
Superfície	N° amostr.	20	11	20	11	20	19	20	20	19	20	20	20	18	2	14	20	20	20	20
	Máximo	9,39	25,6	8380	20,8	23,00	45,50	4,60	0,15	0,169	0,459	3,80	5,44	0,175	-	3,3	138531	98,50	2400	540
	Mínimo	7,47	7,8	3300	10,7	14,56	23,00	0,00	0,00	0,000	0,050	0,60	2,32	0,000	-	0,1	1083	4,07	23	4
	Média	8,31	16,5	4880	14,7	18,66	36,53	2,89	0,03	0,044	0,216	2,40	3,69	0,040	0,04	1,3	26667	25,84	345	89
2 metros	N° amostr.	20	11	20	11	20	19	20	20	19	20	20	20	18	2	14	20	19	19	18
	Máximo	9,14	23,6	8400	18,8	22,65	46,50	6,63	0,14	0,141	0,400	4,45	4,96	0,200	-	3,1	91404	69,61	920	240
	Mínimo	7,51	8,0	3400	8,9	14,56	20,50	0,00	0,00	0,000	0,000	0,80	2,24	0,000	-	0,3	1150	3,55	27	8
	Média	8,28	15,4	4914	14,2	18,50	36,45	2,97	0,03	0,033	0,203	2,46	3,62	0,056	0,04	1	25291	25,85	204	54
5 metros	N° amostr.	20	11	20	11	20	19	20	20	19	20	20	20	18	2	14	20	19	20	19
	Máximo	8,74	23,6	8400	18,5	23,29	48,50	4,74	0,13	0,154	0,550	4,84	4,64	0,117	-	1,9	56880	45,30	920	240
	Mínimo	7,50	8,0	3300	7,4	13,49	24,00	0,23	0,00	0,000	0,000	1,00	2,24	0,000	-	0,1	1092	3,22	22	5
	Média	8,11	15,4	4878	13,7	18,62	36,26	3,11	0,03	0,048	0,235	2,60	3,41	0,059	0,04	1,0	17286	19,70	206	69
fundo	N° amostr.	20	11	20	11	20	19	20	20	19	20	20	20	18	2	14	20	18	19	18
	Máximo	8,40	22,8	8200	19,1	22,37	47,00	4,65	0,13	0,160	0,550	4,10	4,64	0,210	-	1,8	33559	35,57	540	240
	Mínimo	7,45	7,8	3300	6,5	13,49	25,00	0,91	0,00	0,000	0,000	1,30	2,40	0,000	-	0,4	1135	0,13	17	2
	Média	7,94	14,8	4818	13,7	18,61	36,76	3,22	0,03	0,038	0,253	2,64	3,31	0,082	0	1,1	12233	16,71	168	60

Abreviaturas: Profund.=profundidade de recolha das amostras; N° amostr.=número de amostras analisadas; Temp.=Temperatura; Resist.=Resistividade; OD=Oxigénio dissolvido; Cl=Cloratos; SO₄=Sulfatos; NO₃=Nitratos; NO₂=Nitritos; NH₄=Azoto Amoniacal; PO₄=Fosfatos; SiO₂=Sílica; Oxidab.=Oxidabilidade a meio ácido; Fe=Fe; Mn=Manganês; CBO₅=Carência Bioquímica de Oxigénio (a 20°C); Algas=Densidade Algal; Clorof.α=Clorofila α; Colif. T=Coliformes Totais/100mL; Colif. F=Coliformes Fecais/100mL.

Tabela C2: Qualidade da água da albufeira de Crestuma-Lever no ano 1990

Profund.		pH	Temp. (°C)	Mat.susp. (mg/L)	Condutiv. (µS.cm)	OD (% sat)	Cl (mg/L)	SO ₄ (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	NO ₂ (mg/L)	NH ₄ (mg/L)	PO ₄ (mg/L)	SiO ₂ (mg/L)	Oxidab. (mg/L O ₂)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	CBO ₅ (mg/L O ₂)	Algas (nº ccl./mL)	Clorof.α (mg/m ³)	Colif.T (NMP)	Colif.F (NMP)
Superfície	nº amostr.	15	15	12	15	15	15	15	15	15	15	15	15	14	15	12	15	15	13	14	14
	Máximo	9,25	26,2	13,0	300	145	23,43	47,74	8,40	0,71	0,669	0,324	8,67	4,60	0,376	0,06	2,8	86905	46,47	1100	350
	Mínimo	7,43	7,5	2,0	133	60	14,56	15,62	2,13	0	0,014	0,012	0,23	2,64	0,043	-	0,7	111	0,62	79	13
	Média	8,09	17,8	6,0	197	101	18,23	27,21	4,46	0,06	0,13	0,158	3,49	3,37	0,116	-	1,5	11945	17,07	336	96
2 metros	nº amostr.	15	15	12	15	15	15	15	15	15	15	15	15	14	15	12	15	15	13	-	-
	Máximo	9,15	24,8	19,5	299	151	23,79	48,54	7,96	0,07	0,247	0,570	8,59	4,00	0,544	0,04	2,0	36165	40,84	-	-
	Mínimo	7,41	7,0	2,0	133	66	14,56	15,59	2,42	0,00	0,013	0,014	0,38	2,80	0,000	-	0,3	107	0,99	-	-
	Média	8,02	17,2	9,0	198	100	18,56	27,17	4,16	0,02	0,092	0,171	3,57	3,29	0,109	-	1,2	8110	16,23	-	-
5 metros	nº amostr.	15	15	11	15	15	15	15	15	15	15	15	15	14	15	12	15	15	13	-	-
	Máximo	8,66	23,9	11,8	300	116	23,79	49,54	8,21	0,06	0,474	0,381	9,47	4,00	0,333	0,05	2,1	10706	24,79	-	-
	Mínimo	7,38	7,5	2,5	133	62	14,56	15,41	2,70	0,00	0,029	0,031	0,50	2,72	0,000	-	0,1	110	0,99	-	-
	Média	7,85	16,6	7,5	197	87	18,37	25,96	4,41	0,02	0,113	0,175	3,75	3,17	0,113	-	1	3930	9,84	-	-
fundo	nº amostr.	15	15	11	15	15	15	15	15	15	15	15	15	14	15	12	14	15	13	14	14
	Máximo	8,35	23,9	38,5	300	118	23,79	48,12	7,97	0,05	0,276	0,38	8,54	3,92	0,370	0,06	1,9	7753	20,80	1700	79
	Mínimo	7,54	7,5	0,5	136	62	14,56	14,31	2,84	0,00	0,037	0,048	0,67	2,48	0,000	-	0,1	102	0,39	33	4
	Média	7,74	16,4	13,0	196	85	18,15	26,63	4,48	0,02	0,108	0,193	3,74	3,14	0,099	-	1,1	2998	7,83	393	33

Abreviaturas: Profund.=profundidade de recolha das amostras; Nº amostr=número de amostras analisadas; Temp.=Temperatura; Mat.Susp.=Matérias Suspensas; Condutiv.=Condutividade; OD=Oxigénio dissolvido; Cl=Cloratos; SO₄=Sulfatos; NO₃=Nitratos; NO₂=Nitritos; NH₄=Azoto Amoniacal; PO₄=Fosfatos; SiO₂=Sílica; Oxidab.=Oxidabilidade a meio ácido; Fe=Ferro; Mn=Manganês; CBO₅=Carência Bioquímica de Oxigénio (a 20°C); Algas=Densidade Algal; Clorof.α=Clorofila α; Colif. T=Coliformes Totais/100mL; Colif. F=Coliformes Fecais/100mL.

Tabela C3: Qualidade da água da albufeira de Crestuma-Lever no ano 1991

Profund.		pH	Temp. (°C)	Mat.susp. (mg/L)	Conductiv. (µS/cm)	OD (% sat)	Cl (mg/L)	SO ₄ (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	NO ₂ (mg/L)	NH ₄ (mg/L)	PO ₄ (mg/L)	SiO ₂ (mg/L)	Oxidab. (mg/L O ₂)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	CBO ₅ (mg/L O ₂)	Algas (n° cel./mL)	Clorof.α (mg/m ³)	Colif.T (NMP)	Colif.F (NMP)
Superfície	n° amostr.	17	17	15	17	17	17	17	17	16	17	17	17	17	17	17	15	17	16	17	17
	Máximo	9,08	26,7	18,0	226	125	17,75	32,57	7,40	0,18	0,373	0,207	7,47	4,56	0,738	0,06	2,6	38559	38,64	1600	350
	Mínimo	7,55	8,0	1,0	127	79	12,07	13,88	0,81	0,00	0,000	0,000	0,00	2,48	0,000	-	0,0	489	0,00	13	0
	Média	8,20	18,6	5,1	197	100	14,34	26,17	3,64	0,08	0,140	0,082	2,13	3,28	0,129	-	1,1	7754	15,60	360	54
2 metros	n° amostr.	17	17	15	17	17	17	17	17	16	17	17	17	16	17	17	17	17	17	-	-
	Máximo	9,05	26,1	19,0	225	128	17,40	33,53	6,61	0,18	0,420	0,189	7,17	4,16	0,809	0,06	2,3	26273	56,84	-	-
	Mínimo	7,56	7,9	2,0	128	76	11,72	10,34	1,00	0,00	0,014	0,000	0,21	2,64	0,000	-	0,0	543	0,00	-	-
	Média	8,17	18,1	6,8	196	100	14,32	25,40	3,49	0,07	0,136	0,083	2,21	3,27	0,137	-	1,0	6742	15,48	-	-
5 metros	n° amostr.	17	17	15	17	17	17	17	17	16	17	17	17	17	17	17	16	17	17	-	-
	Máximo	9,01	24,3	20,0	223	131	17,40	30,82	6,41	0,14	0,369	0,201	7,13	4,24	0,678	0,06	2,1	11813	53,95	-	-
	Mínimo	7,56	7,9	0,5	129	63	11,72	10,45	1,00	0,00	0,000	0,000	0,19	2,48	0,000	-	0,0	579	0,39	-	-
	Média	8,07	17,5	5,7	196	93	14,23	24,66	3,28	0,06	0,101	0,084	2,03	3,11	0,124	-	1,0	4180	13,75	-	-
fundo	n° amostr.	17	17	15	17	17	17	17	17	16	17	17	17	17	17	17	17	17	17	16	16
	Máximo	8,98	24,0	23,0	225	138	17,04	30,16	6,25	0,10	0,246	0,205	7,56	4,24	0,663	0,09	1,9	6604	61,23	540	79
	Mínimo	7,55	7,8	3,5	127	53	12,07	10,27	1,10	0,00	0,033	0,025	0,13	2,40	0,000	-	0,0	508	0,46	0	0
	Média	7,97	17,4	8,1	196	93	14,35	24,16	3,29	0,06	0,098	0,097	2,25	3,04	0,122	-	0,8	3099	12,34	116	21

Abreviaturas: Profund.=profundidade de recolha das amostras; N° amostr=número de amostras analisadas; Temp.=Temperatura; Mat.Susp.=Matérias Suspensas;

Conductiv.=Condutividade; OD=Oxigénio dissolvido; Cl=Cloratos; SO₄=Sulfatos; NO₃=Nitratos; NO₂=Nitritos; NH₄=Azoto Amoniacal; PO₄=Fosfatos; SiO₂=Sílica;

Oxidab.=Oxidabilidade a meio ácido; Fe=Ferro; Mn=Manganês; CBO₅=Carência Bioquímica de Oxigénio (a 20°C); Algas=Densidade Algal; Clorof.α=Clorofila α; Colif.

T=Coliformes Totais/100mL; Colif. F=Coliformes Fecais/100mL.



FACULDADE DE ENGENHARIA

Rua das Bragas 4099 PORTO CODEX PORTUGAL
Telef: 351 2 323201 • Fax: 351 2 319280 • Telex: 27323 FEUP P



FACULDADE DE ENGENHARIA
UNIVERSIDADE DO PORTO

BIBLIOTECA



0000013961