

NUNO JOSÉ DOMINGUES ALVES

**IMPLEMENTAÇÃO DE SISTEMA DE REUTILIZAÇÃO DE ÁGUAS
RESIDUAIS URBANAS PARA REGA DE ZONAS VERDES COM
ELEVADO CONTACTO HUMANO**

LISBOA

Novembro de 2008

UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA
Faculdade de Ciências e Tecnologia

**IMPLEMENTAÇÃO DE SISTEMA DE REUTILIZAÇÃO DE ÁGUAS
RESIDUAIS URBANAS PARA REGA DE ZONAS VERDES COM
ELEVADO CONTACTO HUMANO**

Por

Nuno José Domingues Alves

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

Orientador: Professor Doutor António Manuel
Fernandes Rodrigues

LISBOA
Novembro de 2008

AGRADECIMENTOS

Na realização deste trabalho tive a sorte e felicidade de ter o apoio de várias pessoas:

Ao Prof. Doutor António Rodrigues agradeço a sua valiosa orientação e participação; bem como os sempre propositados comentários, conhecimentos e sugestões que me foi prestando ao longo da realização deste trabalho;

Ao Eng.º Carlos Martins, pelas suas sugestões, disponibilidade e paciência demonstrada ao longo destes anos de trabalho prático;

À Eng.ª Margarida Campinas por todo o seu apoio e dedicação, evidentemente exagerada, durante a realização deste trabalho. O meu obrigado muito especial;

À Dr.ª Fátima Rosado pela sua disponibilidade, sugestões e simpatia;

À Prof. Doutora Margarida Reis pela sua simpatia e disponibilidade ao permitir a utilização dos recursos técnicos e humanos (Eng.ª Cristina Costa, Eng.ª Sandra Caetano e Eng.ª Rute Miguel) nos trabalhos realizados no Laboratório de Microbiologia da faculdade de Ciências do Mar e Ambiente, da Universidade do Algarve;

Ao EMAS de Beja, a minha gratidão por me ter proporcionado a oportunidade e os meios necessários para a realização deste trabalho.

A todos... muito OBRIGADO

Durante o Programa Polis da cidade de Beja foi criado um parque urbano com cerca de 5 ha, com muitas áreas ajardinadas e de lazer. Dada a limitação da cidade em matéria de recursos hídricos, bem como as necessidades de água para a rega deste novo parque (1000 m³/dia), foi decidido pela EMAS de Beja desenvolver e implementar um programa de reutilização do efluente da ETAR do Sado. Este trabalho insere-se nesse âmbito.

Definiu-se um conjunto de critérios de qualidade que o efluente da ETAR do Sado deverá alcançar para a reutilização urbana com e sem restrições. Efectuou-se uma análise técnico/económica e ainda ensaios de optimização do processo de tratamento seleccionado: pré-filtração, coagulação, filtração e desinfecção com cloro. Estabeleceu-se um programa de controlo e monitorização de todo o processo, verificou-se o desempenho do sistema de tratamento, e, por último, determinou-se a receptividade social do projecto de reutilização.

Demonstrou-se a elevada potencialidade técnica/económica do projecto de reutilização. Concluiu-se que o sulfato de alumínio e particularmente o cloreto de ferro são uma opção válida para a etapa de coagulação na ETAR e que a introdução de uma etapa de mistura rápida no processo de coagulação promove a eficiência na remoção de turvação.

Durante a monitorização verificou-se que a qualidade do efluente final da ETAR não se adequa à reutilização urbana sem restrições, sendo ajustada à reutilização urbana com restrições. Apontou-se ainda para a necessidade de melhoria da operação do sistema de tratamento. O sistema apresentou potencialidade na remoção de protozoários como a *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium sp.*

A realização de inquéritos directos permitiu concluir que a aceitação social do projecto de reutilização é praticamente total. Verificou-se uma percentagem considerável de indivíduos sem opinião, o que justifica um esforço adicional ao nível da sensibilização ambiental.

During Beja Polis Program was developed a 5 ha urban park with several green areas. Given the shortage on available water, as well as the water needs for the irrigation of this new park (1000 m³/d), it was decided by Beja EMAS to develop and implement a reuse program for the effluent of Sado water treatment plant. This work is integrated in that scope.

A set of quality criteria was defined aiming Sado wastewater urban reuse with and without restrictions. A technical/economical analysis and optimizing experiments were performed for the previously selected treatment: pre-filtration, coagulation, filtration and chlorine disinfection. It was established a monitoring program, evaluated the treatment performance and analysed the reuse project social receptivity.

The specific reuse project demonstrated high technical/economical potential. It was concluded that both alum and, especially ferric chloride coagulants are effective during the coagulation step in a wastewater treatment plant. It was further concluded that turbidity removal efficiency during coagulation would beneficiate with the introduction of a rapid mixing step.

Monitoring results revealed the inadequacy of Sado wastewater quality for urban reuse without restrictions, although being adjusted for urban reuse with restrictions. Treatment operation improvements are necessary. The treatment system revealed efficacy concerning protozoaria removal, namely *Giardia lamblia* and *Cryptosporidium sp.*.

Through direct questionnaires, it was concluded that the Sado reuse project has almost total social acceptance. However, the considerable percentage of non-opinions results points to the need of further environmental awareness programs.

SIMBOLOGIA

AOC	- carbono orgânico assimilável;
ARS	- Administração Regional de Saúde;
CBO	- carência bioquímica de oxigénio;
CCDR	- Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional;
CE	- condutividade eléctrica;
CF	- coliformes fecais;
COT	- carbono orgânico total;
CQO	- carência química de oxigénio;
DBP	- subprodutos de desinfecção;
DN	- diâmetro nominal;
EMAS	- Empresa Municipal de Água e Saneamento;
USEPA	- U.S. Environmental Protection Agency;
ETA	- estação de tratamento de águas;
ETAR	- estação de tratamento de águas residuais;
EUA	- Estados Unidos da América;
EV	- electro-válvula;
HAAS	- ácidos haloacéticos;
MON	- matéria orgânica natural;
n.d.	- não detectável;
NF	- nanofiltração;
NP	- Norma Portuguesa;
NTU	- nephelometric turbidity unit
OI	- osmose inversa;
OMS	- Organização Mundial de Saúde;
p.e.	- por exemplo;
PEAD	- polietileno de alta densidade;
SS	- sólidos em suspensão;
SST	- sólidos em suspensão totais;
rpm	- rotações por minuto;
THM	- trihalometanos;
UFC	- unidades formadoras de colónias;
UV	- ultra violetas;
vs	- versus.

1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Enquadramento	2
1.2 Objectivos	5
1.3 Estrutura	5
2. ENQUADRAMENTO TEÓRICO	7
2.1 Tecnologias de Tratamento de Águas Residuais	7
2.1.1 Tratamento Preliminar	8
2.1.2 Tratamento Primário	8
2.1.3 Tratamento Secundário	8
2.1.4 Tratamento Terciário	10
2.2 Visão Global da Reutilização em Portugal e na Europa.....	12
2.3 Critérios de Qualidade para Reutilização	16
2.3.1. Internacionais	16
2.3.2. Nacionais	19
2.3.3 Críticas Associadas à Desinfecção com Cloro	22
2.3.4 Remoção de Matéria Orgânica.....	26
2.3.5 Estabelecimento de Critérios de Qualidade para o Caso Estudo.....	27
2.4 Programa de Controlo e Monitorização	28
2.5 Aceitação Social.....	30
3. PLANO EXPERIMENTAL	33
3.1 Ensaio Piloto (pré-instalação na ETAR).....	33
3.2 Arranque do Processo de Tratamento	35
3.2.1 Ensaio na Estação Real.....	35
3.2.2 Ensaio Jar test.....	37
3.3 Programa de Controlo e Monitorização	40
3.4 Aceitação Social do Projecto	42
3.4.1 Elaboração do inquérito	43
3.4.2 Critérios para a realização dos inquéritos	43
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	45
4.1 Ensaio Piloto.....	45
4.1.1 Qualidade final do efluente.....	46
4.1.2 Eficiências do sistema.....	46
4.1.3 Análise de custos.....	48
4.1.4 Conclusões	51
4.2 Arranque do Processo de Tratamento	52
4.2.1 Ensaio na Estação Real.....	52
4.2.2 Ensaio Jar Test.....	53
4.2.3 Conclusões	62

4.3 Programa de Controlo e Monitorização	66
4.3.1 pH	66
4.3.2 Condutividade Eléctrica.....	67
4.3.3 CBO ₅	68
4.3.4 Turvação	69
4.3.5 Sólidos em Suspensão Totais.....	70
4.3.6 Cloro Residual vs Coliformes Fecais	71
4.3.7 <i>Giardia lamblia</i> e <i>Cryptosporidium s.p.</i>	71
4.3.8 Trihalometanos	72
4.3.9 Alumínio	72
4.3.10 Ferro.....	72
4.3.11 Metais Pesados.....	73
4.3.12 Conclusões	73
4.4 Aceitação Social do Projecto	75
4.4.1. Caracterização da amostra	75
4.4.2. Hábitos.....	76
4.4.3. Posição face à reutilização	77
4.4.4. Tipo de exigências para um projecto de reutilização	78
4.4.5. Conclusões	79
5. CONCLUSÕES FINAIS E PERSPECTIVA DE TRABALHOS FUTUROS	81
6. BIBLIOGRAFIA	85
ANEXOS.....	91

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1	- Parque urbano de Beja.....	3
Figura 1.2	- Sistema de tratamento existente na ETAR do Sado em 2004: A) perspectiva do sistema de tratamento por lagunagem; B) leito de macrófitas.....	3
Figura 1.3	- Sistema de tratamento adicionado à ETAR do Sado: A) pré-filtração em filtro de malha e coagulação; B) filtração em filtros de leito alto com areia e antracite; C) desinfecção com hipoclorito de sódio.....	4
Figura 2.1	- Esquema genérico de tratamento de águas residuais.....	7
Figura 2.2	- Localização das ETAR, campos de golfe e sistemas prioritários para reutilização.....	13
Figura 2.3	- Projectos de reutilização identificados na Europa, incluindo a sua dimensão e tipo de uso.....	14
Figura 2.4	- Tipos de reutilização de águas residuais na Europa.....	15
Figura 3.1	- Sistema de tratamento testado nos ensaios piloto (Jan – Fev 2004).....	33
Figura 3.2	- Sistema de tratamento em linha implantado e adicionado à ETAR do Sado (Out-Nov, 2005).....	36
Figura 3.3	- Pontos de colheita na ETAR do Sado para controlo analítico.....	40
Figura 3.4	- Tanques no Parque Urbano para onde será encaminhado o efluente tratado antes da sua utilização na rega dos espaços verdes.....	41
Figura 4.1	- Ensaio 1 e 4 onde se utilizou o sulfato de alumínio: A) Variação da turvação em função da concentração de $Al_2(SO_4)_3$; B) Eficiências de remoção de turvação em função da concentração de $Al_2(SO_4)_3$	47
Figura 4.2	- Ensaio 2 e 3 onde se utilizou o cloreto de ferro: A) Variação da turvação em função da concentração de $FeCl_3$; B) Eficiências de remoção de turvação em função da concentração de $FeCl_3$	47
Figura 4.3	- Ensaios na estação real: A) variação da turvação em função da concentração de $Al_2(SO_4)_3$; B) eficiências de remoção de turvação em função da concentração de $Al_2(SO_4)_3$	53
Figura 4.4	- Comparação dos três coagulantes: A) turvação residual; B) eficiência de remoção de turvação; C) variação do pH; D) variação da alcalinidade.....	54
Figura 4.5	- Comparação dos três coagulantes considerando uma etapa de mistura rápida: A) turvação residual; B) eficiência de remoção de turvação; C) variação do pH; D) comparação da eficiência de remoção de turvação, para os três coagulantes testados, considerando as condições actuais de agitação da ETAR vs a introdução de uma etapa de mistura rápida (static mixing).....	55
Figura 4.6	- Comparação dos três coagulantes considerando uma etapa de mistura rápida com adição de cal: A) turvação residual; B) eficiência de remoção de turvação; C) variação do pH; D) variação de alcalinidade.....	57
Figura 4.7	- Comparação dos dois coagulantes: A) turvação residual; B) eficiência de remoção de turvação; C) variação do pH; D) eficiência de remoção de turvação considerando as condições actuais de agitação da ETAR.....	58
Figura 4.8	- Comparação dos dois coagulantes nas condições óptimas de pH: A) turvação residual; B) eficiência de remoção de turvação; C) variação do pH; D) variação da alcalinidade.....	60
Figura 4.9	- Comparação dos dois coagulantes em condições de turvação inicial elevada: A) turvação residual; B) eficiência de remoção de turvação; C) matéria orgânica residual; D) eficiência de remoção de matéria orgânica.....	62
Figura 4.10	- Comparação do tipo de flocos formados com o sulfato de alumínio e o cloreto de ferro.....	63
Figura 4.11	- Valores do pH da água residual, à entrada e saída do tratamento terciário na ETAR do Sado:.....	67

Figura 4.12 - Resultados da condutividade da água residual, à entrada e saída do tratamento terciário na ETAR do Sado.....	67
Figura 4.13 - ETAR do Sado, no período Set 06 - Agt 07: A) CBO ₅ da água residual no ponto 1 (bombagem) vs eficiência de remoção após ponto 3 (desinfecção); B) resultados do CBO ₅ da água residual, à saída do tratamento terciário (ponto 1 vs ponto 3).....	68
Figura 4.14 - ETAR do Sado, valores médios mensais da CBO ₅ : da água residual, à saída do tratamento terciário (Set.2006 a Jun 2007); no ponto 1, bombagem, (Jul 2007 – Agt 2007).....	69
Figura 4.15 - ETAR do Sado, no período Agt 06 - Jun 07: A) turvação da água residual no ponto 1 (bombagem) vs eficiência de remoção após o ponto 2 (pós-filtração); B) resultados da turvação da água residual no ponto 2.....	70
Figura 4.16 - ETAR do Sado, no período Jan 07 - Out 07: A) valores de SST da água residual no ponto 1 (bombagem); B) valores de SST (ponto 1) vs limite para a rega sem restrições..	70
Figura 4.17 - ETAR do Sado, no período Set 06 - Jun 07: A) resultados do cloro residual após o ponto 3; B) resultados do cloro residual após o ponto 3 (desinfecção) vs coliformes fecais.....	71
Figura 4.18 - Caracterização da amostra por: A) sexo; B) nível de escolaridade; C) idades.....	75
Figura 4.19 - Hábitos dos inquiridos no parque urbano: A) frequência; B) horas; C) actividades; D) dias da semana.....	76
Figura 4.20 - Posição dos inquiridos face à reutilização: A) conhecimento de outros projectos de reutilização; B) da água da ETAR do Sado para a Rega do Parque Urbano; C) origem da água para a rega do parque urbano.....	77
Figura 4.21 - Posição dos inquiridos quanto :A) aos aspectos a serem considerados em projectos de reutilização; B) às medidas a serem consideradas nos programas de monitorização em projectos de reutilização.....	78

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1.1 - Tipos de reutilização de águas residuais e grau de depuração exigido por cada tipo.....	2
Quadro 1.2 - Caracterização média do efluente final (pós macrófitas) da ETAR do Sado no ano de 2006.....	3
Quadro 2.1 - Eficiências típicas de remoção de constituintes para tratamento primário e secundário.....	9
Quadro 2.2 - Eficiências de remoção obtidas para alguns contaminantes em leitos de macrófitas.....	10
Quadro 2.3 - Tecnologias de tratamento avançado adequadas à remoção de potenciais contaminantes presentes no efluente secundário.....	11
Quadro 2.4 - Eficiências típicas de remoção de vários parâmetros por filtração.....	12
Quadro 2.5 - Comparação da qualidade microbiológica exigida pelos guias da OMS e regulamentos da Califórnia para reutilização de águas residuais para rega de zonas verdes com contacto humano.....	16
Quadro 2.6 - Critérios de qualidade para a reutilização urbana de água residual, segundo a USEPA, OMS e regulamentos de alguns estados dos EUA: Arizona, Califórnia, Florida, Nevada, Texas e Washington.....	17
Quadro 2.7 - Comparação dos processos de tratamento exigidos pelos guias da OMS e regulamentos da Florida para reutilização de águas residuais para rega de zonas verdes sem restrições ao contacto humano.....	18
Quadro 2.8 - Processos de tratamento para a reutilização urbana de água residual, segundo a USEPA, OMS e regulamentos ou guias dos EUA.....	18
Quadro 2.9 - Qualidade das águas destinadas à rega segundo o Decreto-Lei n.º 236/98.....	20
Quadro 2.10 - Distância mínima entre o limite da zona regada e zonas com ocupação humana permanente.....	21
Quadro 2.11 - Valores máximos admissíveis para os parâmetros de qualidade microbiológica das águas residuais tratadas para reutilização em rega e esquemas de tratamento adequados.....	21
Quadro 2.12 - Valores máximos admissíveis para a velocidade do vento durante a rega.....	22
Quadro 2.13 - Objectivos de qualidade a alcançar na reutilização.....	28
Quadro 2.14 - Guias da USEPA para reutilização urbana com e sem restrições.....	29
Quadro 3.1 - Data dos ensaios e condições testadas.....	35
Quadro 3.2 - Materiais e métodos utilizados nos ensaios piloto.....	35
Quadro 3.3 - Ensaios Jar Test realizados (2006 – 2007).....	38
Quadro 3.4 - Materiais e métodos utilizados nos ensaios Jar Test.....	40
Quadro 3.5 - Pontos de colheita e frequência de amostragem adoptada.....	42
Quadro 3.6 - Materiais e métodos utilizados na determinação dos diversos parâmetros associados ao programa de controlo e monitorização.....	42
Quadro 4.1 - Valores de turvação e eficiência à saída do sistema de acordo com a concentração de coagulante utilizado.....	45
Quadro 4.2 - Características microbiológicas da água de entrada e saída para concentrações de hipoclorito comercial de 30 mg/L (ensaios 1, 2 e 3) e 17 mg/L (ensaio 4).....	45
Quadro 4.3 - Análise qualitativa dos ensaios com base nos critérios de qualidade microbiológicos exigidos.....	46

Quadro 4.4 - Custos unitários a serem considerados na avaliação quantitativa.....	48
Quadro 4.5 - Relação custo/qualidade de cada ensaio.....	49
Quadro 4.6 - Custo do equipamento a instalar.....	49
Quadro 4.7 - Custo associado à substituição de carga filtrante.....	50
Quadro 4.8 - Custo associado ao consumo de reagentes.....	50
Quadro 4.9 - Custo associado ao consumo energético.....	50
Quadro 4.10 - Custo total (cêntimos) por cada m ³ de água reutilizada	51
Quadro 4.11 - Parâmetros microbiológicos (coliformes totais, coliformes fecais e enterococos) em função da concentração de cloro residual livre.....	53
Quadro 4.12 - Características da água pós-macrófitas.....	54
Quadro 4.13 - Custo/ton dos produtos químicos testados.....	57
Quadro 4.14 - Concentração de metais pesados no efluente final.....	73
Quadro 4.15 - Adequação do efluente final após tratamento terciário para a reutilização urbana com e sem restrições, traduzida pela percentagem de amostras que cumpriram os critérios de qualidade previamente definidos para a rega com e sem restrições (Setembro 2006 a Junho 2007).....	74

1. INTRODUÇÃO

Um dos maiores objectivos da gestão dos recursos hídricos actuais é a conservação das fontes de água potável, a qual implica por sua vez, a substituição de fontes de água. Segundo o Conselho Social e Económico das Nações Unidas citado em USEPA (1992): “Nenhuma água de qualidade superior deve ser utilizada para um objectivo que pode suportar uma qualidade inferior, a menos que exista um excesso de armazenamento”.

Actualmente, grande parte dos programas de reutilização de água visam satisfazer necessidades de água para rega de campos agrícolas e, em menor quantidade, para rega de parques urbanos, jardins e campos de golfe. Em Portugal esta prática ainda é recente realizando-se, essencialmente, na rega de campos agrícolas e também, mais recentemente, na rega de alguns espaços verdes e campos de golfe (Marecos do Monte, 2007). Quanto à reutilização de água para a rega de parques urbanos, não se encontra à data, qualquer registo dessa aplicação.

Existe contudo controvérsia, quando se fala de reutilização de águas residuais para rega sem restrições (campos desportivos, parques, campos de golfe, vegetais consumidos crus, etc.), onde ocorre o contacto humano directo. Enquanto a água residual tratada é uma fonte atractiva para rega devido não só à sua necessidade pelas plantas, como também à sua capacidade fertilizante, existem debates muito acesos e disputados acerca dos padrões de qualidade microbiológica de acordo com o tipo de rega e o tipo de cultura (Asano e Levine, referidos por Angelakis *et al.*, 2001).

Um dos objectivos mais críticos em qualquer programa de reutilização é assegurar que a saúde pública não seja afectada com a reutilização de águas residuais. A saúde pública é salvaguardada se houver um tratamento adequado das águas residuais, no sentido de remover agentes patogénicos e constituintes químicos tóxicos, e/ou então por limitação da exposição do público às águas residuais, quer por contacto, inalação ou ingestão da água residual.

Independentemente do tipo de reutilização, quanto maior for o grau de exposição humana ao efluente, maior é o risco existente, pelo que coerentemente, maior é a exigência relativamente à qualidade das águas residuais utilizadas. Geralmente, em utilizações onde existe um fácil acesso das pessoas ao local onde esta ocorre, as águas residuais têm que ser tratadas com um grau elevado, antes da sua utilização. Quando a exposição é improvável, um

grau de tratamento inferior é usualmente aceite, desde que não seja posta em causa a segurança dos trabalhadores.

Assim, para cada tipo de reutilização existem diferentes exigências de qualidade, como se pode observar no quadro 1.1.

Quadro 1.1 – Tipos de reutilização de águas residuais e grau de depuração exigido por cada tipo (Adaptado de Parra *et al*, 1995)

Tipo reutilização	Tipo de uso	Qualidade exigida
Agrícola	Rega com restrições*	Baixa a elevada
	Rega sem restrições*	Muito elevada
Urbano	Com restrições	Baixa
	Sem restrições	Muito elevada
Industrial	Usos secundários	Baixa
	Caldeiras	Elevada
	Água de processo	Elevada
	Água de processo em Ind. agro-alimentares	Muito elevada
Recreativo e recuperação de habitats	Sem contacto humano	Baixa
	Com contacto humano	Muito elevada
Recarga de aquíferos	Via indirecta (solo)	Baixa a elevada
	Via directa (furo)	Muito elevada
Usos potável	Mistura com água de reservatório	Altamente elevada
	Directamente de ETAR para ETA	Altamente elevada

*: **Com Restrições**, quando a exposição do público à água reutilizada é controlada; **Sem restrições**, quando a exposição ao público é provável durante a reutilização

Da análise deste quadro pode-se constatar que, independentemente do tipo de reutilização, sempre que o contacto humano, directo ou indirecto, possa ocorrer, as exigências de qualidade são muito elevadas. Quanto maior for o grau de exposição humana, ou quanto menor for o controlo relativamente a esta exposição, maior são as exigências de qualidade das águas residuais utilizadas.

1.1 Enquadramento

O programa de trabalhos insere-se no âmbito do desenvolvimento do Programa Polis da cidade de Beja, no qual foi criado um parque urbano, representado na figura 1, com cerca de 5 ha, de elevado contacto humano, com um lago central, com capacidade para 5000 m³ de água, muitas áreas ajardinadas e lazer, sendo considerado o verdadeiro *exlibris* do referido programa (Anexo I).

Dada a limitação da cidade em matéria de recursos hídricos, bem como as necessidades de água para a rega deste novo parque (1000 m³/dia), em 2003, foi tomada a decisão pela Empresa Municipal de Água e Saneamento de Beja (EMAS de Beja) desenvolver e implementar um programa de reutilização do efluente da ETAR do Sado.



Fig 1.1: Parque urbano de Beja

A ETAR apresentava, em 2003, as etapas de tratamento representadas na figura 1.2: Lagoa arejada → lagoa facultativa → lagoa de maturação → leitos de macrófitas (Anexo II). O quadro 1.2 sintetiza a caracterização do efluente final, referente ao ano de 2006.



Fig 1.2: Sistema de tratamento existente na ETAR do Sado em 2004: A) perspectiva do sistema de tratamento por lagunagem; B) Leito de macrófitas.

Quadro 1.2: Caracterização média do efluente final (pós macrófitas) da ETAR do Sado no ano de 2006 (EMAS de Beja)

PARÂMETRO	N.º DE AMOSTRAS	VALOR MÍNIMO OBSERVADO	VALOR MÁXIMO OBSERVADO	MÉDIA ANUAL +/- INTERVALO CONFIANÇA (95%)
pH (escala de Sorensen)	30	7,1	7,6	7,3 ± 0,05
SST (mg/L) ¹	10	101	146	131 ± 8,33
CBO ₅ (mgO ₂ /L) ²	31	9	202	81 ± 17,62
CQO (mgO ₂ /L) ³	28	71	319	185 ± 26,61
Azoto total (mgN/L)	23	20	82	43 ± 6,32
Fósforo total (mg P/L)	23	13	27	19 ± 1,38

¹: Sólidos em suspensão totais; ²: Carência bioquímica de oxigénio; ³: Carência química de oxigénio

Da análise deste quadro, verifica-se que o efluente final da ETAR do Sado caracteriza-se por apresentar elevada concentração de matéria orgânica ($81 \pm 6,06 \text{ mgO}_2/\text{L}$ e $185 \pm 9,16 \text{ mgO}_2/\text{L}$, respectivamente para a CBO_5 e a CQO) e matéria particulada ($131 \pm 2,87 \text{ mg/L}$ para SST, bem como nutrientes ($43 \pm 2,18 \text{ mgN/L}$ e $19 \pm 0,47 \text{ mgP/L}$, respectivamente para o azoto total e fósforo total) ultrapassando, os critérios e valores de descarga previstos no Decreto-Lei n.º 152/97 de 19 de Junho, relativo ao tratamento de águas residuais urbanas. Com base nestas características, foi decidido que, para a obtenção de um efluente com qualidade para a sua reutilização, a ETAR do Sado necessitava de tratamento adicional, pelo que foram apresentadas três soluções ao EMAS de Beja: (1) filtração e desinfecção com ozonização; (2) coagulação, filtração e esterilização com UV; (3) coagulação, filtração e desinfecção com hipoclorito de sódio.

O equipamento proposto de esterilização por UV manifestou-se inadequado para águas residuais pois era em canal fechado o que exigia uma pré-filtração muito exigente, na ordem dos $5 \mu\text{m}$, o que seria incomportável em termos económicos à escala real. A proposta que contemplava a desinfecção por ozonização (apesar dos bons resultados aparentes) foi abandonada pelos custos de investimento inicial, operação e manutenção.

Assim, a solução de tratamento para reutilização do efluente final da ETAR adoptada pela EMAS de Beja foi a proposta que previa (figura 1.3): pré-filtração → coagulação → filtração → desinfecção com hipoclorito de sódio (Anexo III).

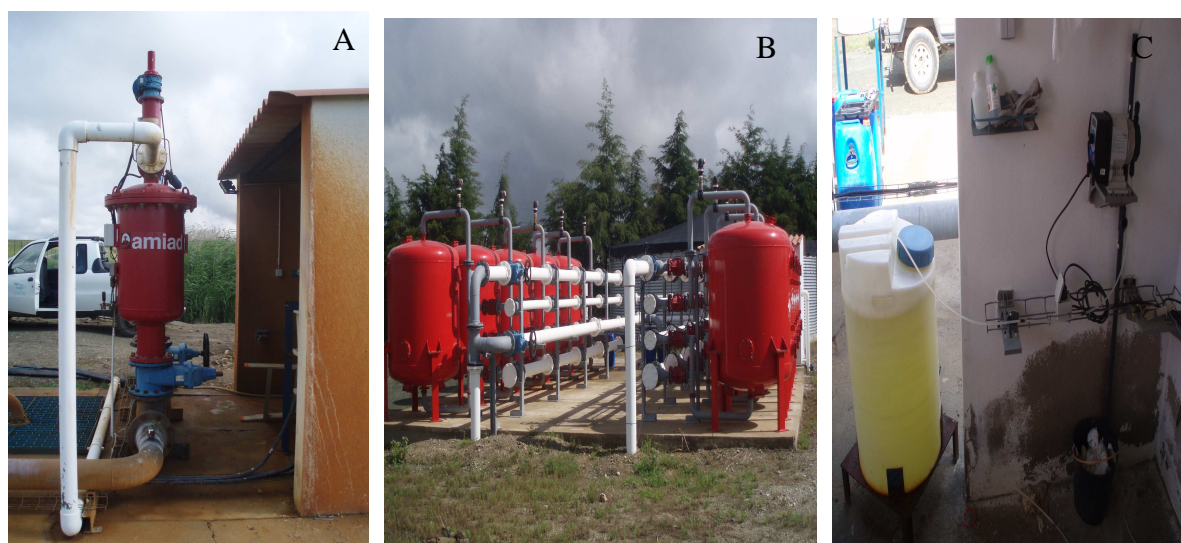


Fig 1.3: Sistema de tratamento adicional à ETAR do Sado: A) pré-filtração em filtro de malha e coagulação; B) filtração em filtros de leito alto com areia e antracite; C) desinfecção com hipoclorito de sódio.

Tratando-se de um projecto de reutilização de águas residuais para rega urbana, pioneiro e sem quadro legal específico em Portugal, será necessário efectuar um controlo analítico a todo o processo, de forma clara e fiável, de modo a garantir a saúde pública, promover o projecto em causa, bem como garantir a aceitação social. Todos estes aspectos, justificam e motivam, por si só, a importância da realização deste trabalho.

1.2 Objectivos

Dada a relevância do projecto, definiram-se objectivos a três níveis diferentes:

- Tratamento: prende-se com a solução de tratamento escolhida, nomeadamente com a sua selecção e optimização, mais especificamente:
 - análise preliminar técnico/económica do processo de tratamento seleccionado através da realização de ensaios piloto;
 - acompanhamento/optimização do arranque do processo de tratamento seleccionado;
- Monitorização: definição de um programa de controlo analítico para reutilização e análise dos resultados;
- Aceitação Social: análise da receptividade social ao projecto de reutilização.

1.3 Estrutura

O presente trabalho encontra-se subdividido em seis capítulos cujos respectivos conteúdos são:

Capítulo 1: Enquadramento do tema da tese no estado actual dos conhecimentos.

Capítulo 2: Revisão bibliográfica referente aos critérios de qualidade para reutilização de águas residuais urbanas.

Capítulo 3: Descrição dos métodos experimentais de caracterização dos ensaios piloto, de caracterização do arranque do processo de tratamento (envolvendo acções *in loco*, bem como ensaios “jar test” em laboratório), de caracterização do programa de controlo e monitorização e de caracterização dos questionários relativos à aceitação social do projecto.

Capítulo 4: Apresentação e discussão dos resultados experimentais obtidos na caracterização dos ensaios piloto, na caracterização do arranque do processo de tratamento, na caracterização do programa de controlo e monitorização e na aceitação social do projecto de reutilização.

Capítulo 5: Conclusões e recomendações para trabalho futuro.

Capítulo 6: Referências bibliográficas.

2. ENQUADRAMENTO TEÓRICO

2.1 Tecnologias de Tratamento de Águas Residuais

As águas residuais municipais podem incluir contribuições de fontes domésticas e industriais, infiltrações e, no caso de sistemas de rede unitárias, as escorrências das águas pluviais. A quantidade e qualidade de água residual varia entre municípios dependendo do número de estabelecimentos comerciais e industriais na área e das condições dos colectores (USEPA, 1992).

Os níveis de tratamento de uma água residual são geralmente classificados como: preliminar, primário, secundário e terciário. Um esquema generalizado de tratamento de águas residuais é referido na figura 2.1.

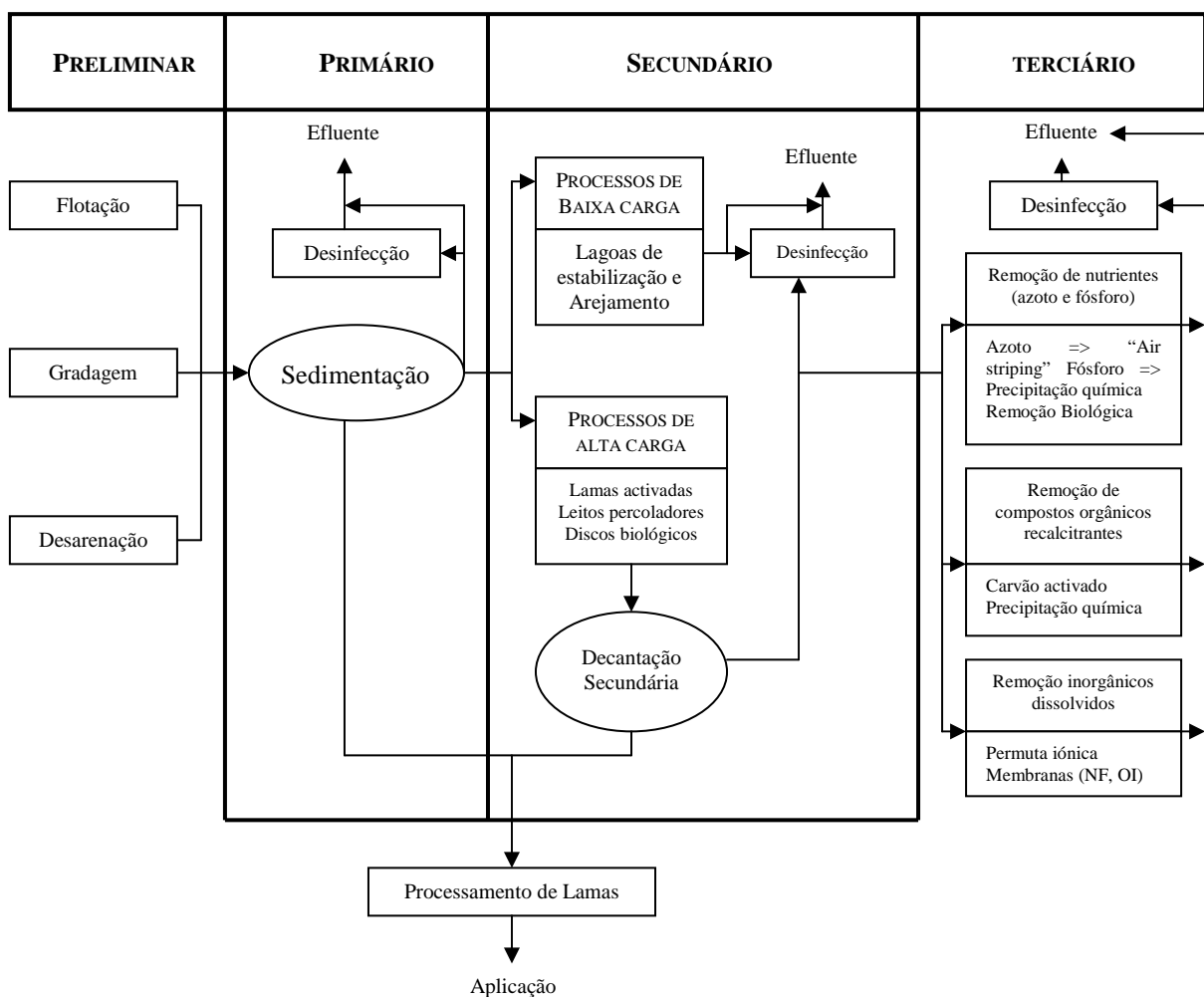


Fig 2.1: Esquema genérico de tratamento de águas residuais (Adaptado de USEPA, 1992)

2.1.1 Tratamento Preliminar

O tratamento preliminar das águas residuais consiste na remoção de constituintes do efluente que podem causar problemas de manutenção e operação nos tratamentos subsequentes, através de processos físicos e químicos. Como exemplos mais comuns referem-se a gradagem para a remoção de sólidos grosseiros, desarenação para a remoção de sólidos em suspensão (SS) de elevada sedimentabilidade e de maior diâmetro e a flotação para a remoção de óleos e gorduras (Metcalf & Eddy, 1991).

2.1.2 Tratamento Primário

Este tratamento permite a remoção de sólidos orgânicos e inorgânicos sedimentáveis através de operações físicas, como a tamização, sedimentação e flotação. Permite, igualmente, a remoção de algum azoto e fósforo orgânico e metais pesados (insolúveis), não sendo no entanto muito eficaz na remoção de constituintes coloidais e dissolvidos. A remoção de fósforo e metais pesados pode ser melhorada através de um processo físico-químico de precipitação/coagulação química, pela adição de coagulantes e polímeros (Metcalf & Eddy, 1991; USEPA, 1992). As eficiências médias do tratamento primário na remoção de vários constituintes estão referidas no quadro 2.1.

O tratamento primário é pouco eficaz na remoção da maior parte dos organismos presentes no afluente e, particularmente, no que diz respeito aos vírus, dada à sua pequena dimensão (0,01 a 0,3 μm). Contudo, alguns protozoários, ovos de parasitas e cistos podem sedimentar durante o tratamento primário, assim como alguns microrganismos adsorvidos a partículas sedimentáveis. Geralmente, o tratamento primário é considerado um precursor do tratamento secundário não sendo, por si só, considerado adequado para reutilização (USEPA, 1992).

2.1.3 Tratamento Secundário

O tratamento secundário utiliza um tratamento biológico aeróbio ou anaeróbio, para a remoção de matéria orgânica e em alguns casos azoto e fósforo (nutrientes). Os tratamentos biológicos aeróbios são os mais frequentes e incluem lamas activadas, leitos percoladores, discos biológicos e lagoas de estabilização. No quadro 2.1 estão referidas as eficiências de remoção típicas para constituintes físico-químicos e microrganismos, de alguns processos de tratamento secundários.

Quadro 2.1 - Eficiências típicas de remoção de constituintes para tratamento primário e secundário (Adaptado de WPCF, 1989 e de Crook, 1990 *in* USEPA, 1992)

Constituintes	Porcentagem Média de Remoção		
	Tratamento Primário	Lamas Activadas	Leitos Percoladores
CBO ₅	42	89	69
CQO	38	72	58
SST	53	81	63
NH ₃ -N	18	63	-
Fósforo	27	45	-
Óleos e gorduras	65	86	-
Cádmio	38	28	-
Crómio	44	55	5
Cobre	49	70	19
Ferro	43	65	56
Chumbo	52	60	46
Zinco	36	75	55
Cor	15	55	56
Turvação	31	-	-
Coliformes fecais	< 10	0-99	85-99
<i>Salmonella</i>	0-15	70-99 ^a	85-99 [*]
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	40-60	5-90	65-99
<i>Shigella</i>	15	80-90	85-99
<i>Entamoeba histolytica</i>	0-50	Limitado	Limitado
Ovos de helminta	0-98	Limitado	60-75
Vírus entéricos	Limitado	75-99	0-85

*:Não inclui desinfecção

As lamas activadas, leitos percoladores e outros processos de leito fixo são considerados processos biológicos de alta carga, devido às altas concentrações de microrganismos utilizadas para a metabolização de matéria orgânica. Estes processos efectuem a oxidação biológica em reactores, havendo posteriormente tanques de sedimentação, onde ocorre a sedimentação dos flocos biológicos (microrganismos e outros sólidos sedimentáveis) (USEPA, 1992).

As lagoas de estabilização são processos biológicos de tratamento de águas residuais de baixa carga e, normalmente, são classificadas de acordo com a natureza de actividade biológica que nelas ocorre: aeróbias, anaeróbias e facultativas (Metcalf & Eddy, 1991). Estas encontram-se, normalmente, dispostas em séries de lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação, com tempo de residência hidráulica de 10 a 50 dias, dependendo da temperatura e qualidade da água residual. Este tipo de tratamento requer grandes disponibilidades de terreno, e está associado a climas quentes e áreas rurais, onde o custo do terreno é pouco elevado. Sistemas de lagunagem bem projectados podem reduzir a CBO para valores de 15-30 mg/L, a CQO para valores de 90-135mg/L e SS para 15-40 mg/L (Shuval *et al*,1997). As lagoas de estabilização conseguem ainda remover quantidades apreciáveis de azoto e apresentam uma remoção efectiva de microrganismos, de cerca de 6 ordens de grandeza para

as bactérias, 3 ordens de grandeza para helmintas e 4 para vírus e cistos (Mara e Cairncross, citado em USEPA, 1992).

Os processos de tratamento secundário convencionais reduzem a concentração de microrganismos através da predação ou adsorção a partículas que são posteriormente removidas por sedimentação. O tratamento biológico é capaz de remover mais de 90 % de bactérias e vírus, podendo apresentar, quando bem dimensionado e operado, um efluente com uma qualidade aceitável para determinadas reutilizações. Estas reutilizações são do tipo agrícola, no caso da irrigação de culturas que não sejam alimentares, e do tipo urbano para a irrigação de zonas com acesso ao público restrito (USEPA, 1992).

Outro tipo de tratamento, menos convencional, são os leitos de macrófitas onde ocorrem processos de depuração e tratamento quer secundário, quer terciário. Elevadas concentrações de carga expressas p.e. em CBO₅ e CQO poderão ser efectivamente removidas através do processo de depuração rizosférica (Kickuth, 1997). No quadro 2.2, apresentam-se as eficiências de remoção para alguns contaminantes, obtidas em várias estações de tratamento com leitos de macrófitas.

Quadro 2.2 - Eficiências de remoção obtidas para alguns contaminantes em leitos de macrófitas (Adaptada de USEPA, 1988 e Kickuth, 1997)

Parâmetro	Remoção (%)
SST	73 - 93
CBO ₅	64 - 86
Coliformes fecais	86
Estreptococcus fecais	99
Esporos de clostrídios sulfito-redutores	90

2.1.4 Tratamento Terciário

O tratamento terciário, é definido como o tratamento adicional necessário para a remoção de substâncias suspensas e dissolvidas, remanescentes após o tratamento secundário convencional. Estas substâncias podem ser matéria orgânica, sólidos em suspensão, nutrientes ou podem variar desde iões inorgânicos simples, tais como cálcio, potássio, sulfato, nitrato e fosfato, até um elevado número de compostos orgânicos sintéticos (Metcalf & Eddy, 1991).

A necessidade de tratamento terciário, é justificada pelo incremento do conhecimento científico relativamente a constituintes existentes no efluente municipal, que não são

normalmente monitorizados, nem removidos por processos de tratamento secundário convencionais, tendo efeitos nefastos no ambiente e saúde pública. Outra justificação prende-se com o facto de a maioria das possibilidades de reutilização de efluente tratado, exigirem níveis de qualidade superiores aos do tratamento secundário (Metcalf & Eddy, 1991).

O quadro 2.3 apresenta a aplicabilidade de diversas tecnologias de tratamento terciário para a remoção dos contaminantes.

Quadro 2.3 - Tecnologias de tratamento avançado adequadas à remoção de potenciais contaminantes presentes no efluente secundário (Adaptado de Caetano *et al.*, 1999)

Constituintes Tecnologia	SS	Nutrientes	Compostos tóxicos e orgânicos recalcitrantes	Compostos orgânicos voláteis	Compostos inorgânicos dissolvidos	Agentes patogénicos
Filtração	++	+				+
Tratamento biológico	+	++				
“Air striping”		++		++		
Adsorção em carvão activado		+	++	++		
Precipitação química	+	++	++		+	+
Permuta iónica		++	+		++	
Microfiltração	++	+				++
Ultrafiltração	++	+	++	+		++
Nanofiltração	++	+	++	++	++	++
Osmose inversa	++	+	++	++	++	++
Desinfecção/oxidação química		+	+			++
Radiação U.V.						++

++:Aplicação preferencial

Consoante as tecnologias utilizadas e/ou a sua combinação, são obtidas remoções de contaminantes e níveis de qualidade distintos, permitindo diferentes tipos de reutilização de águas residuais.

A filtração, p.e., é um processo de tratamento utilizado para remover matéria particulada antes da desinfecção. A filtração envolve a passagem da água residual por um meio granular, que tipicamente inclui areia e/ou antracite. A filtração é efectiva na remoção de partículas de tamanho superior a 1 µm (Metcalf & Eddy, 1991). A filtração é, também, um dos poucos processos que consegue remover com eficácia ovos de helmintas e cistos de protozoários, que constituem as formas mais resistentes desses agentes patogénicos. Os ovos de helmintas, cujo tamanho varia entre 10 a 100 µm e os cistos de protozoários, com tamanho variável de 2 a 60 µm, podem sobreviver facilmente aos meios convencionais de desinfecção, podendo apenas ser removidos por processos como a filtração, quer por meios granulares quer por membranas, sedimentação e lagoas de estabilização (Crook *citado em* Asano, 1998). No

quadro 2.4 apresentam-se as eficiências típicas para um processo de filtração, que poderão ser melhoradas através da adição de polímeros ou coagulantes.

Quadro 2.4: Eficiências típicas de remoção de vários parâmetros por filtração (Adaptado de WPCF, citado em USEPA, 1992)

Parâmetro	Remoção (%)
CBO	39
CQO	34
SST	73
NH ₃ -N	33
P	57
Cor	31
Turvação	71
TOC	33

A coagulação é utilizada na remoção de materiais em suspensão e coloidais promovendo, assim, a agregação de partículas que não são removidas por tratamentos físicos convencionais, dado as suas pequenas dimensões (0,1 a 1 nm) e o facto de apresentarem propriedades eléctricas, que criam forças repulsivas e evitam a sua aglomeração e sedimentação (Eckenfelder, 1989).

Os sais de alumínio e ferro são utilizados há bastante tempo na clarificação e remoção de contaminantes microbiológicos, havendo recentemente um objectivo de importância crescente que consiste na remoção de MON para reduzir a produção de subprodutos de desinfecção (Letterman *et al.*, 1999).

Quanto à desinfecção, os métodos mais utilizados são a desinfecção química (p.e. cloro e ozono) ou, então, a desinfecção física por radiação UV, a qual será desenvolvida no ponto 2.3.3).

2.2 Visão Global da Reutilização em Portugal e na Europa

O principal interesse de reutilização da água tratada em Portugal é para a rega agrícola e paisagística (Marecos do Monte, 2007). O volume de água residual tratada disponível actualmente em Portugal, excede 600 milhões de m³/ano (Angelakis *et al.*, 2005). Mesmo sem armazenamento, este volume pode ser suficiente para cobrir cerca de 10% das necessidades de rega num ano seco. O uso de água residual tratada para rega pode contribuir para o desenvolvimento da agricultura dos distritos mais secos nomeadamente, Faro, Beja, Setúbal, Évora, Lisboa e Santarém.

Actualmente existem poucos casos de rega planeada com água residual tratada, acontecendo especialmente em pomares, vinhas e campos de golfe no sul do país. Existem planos para a reutilização de água residual de quatro grandes ETAR na área metropolitana de Lisboa: a) Loures - rega de 1000 ha de campos agrícolas com o efluente terciário da ETAR (460.000 p.e.); b) Estoril – rega de campos de golfe com o futuro efluente da ETAR (720.000 p.e.); c) Lisboa – rega de espaços verdes e usos urbanos com o efluente de duas ETAR (Angelakis *et al.*, 2005).

Nos últimos anos tem havido um crescente interesse na reutilização associada à rega de campos de golfe, estando os principais projectos deste tipo a decorrer na região algarvia (Marecos do Monte, 2007), como se pode observar na figura 2.2.

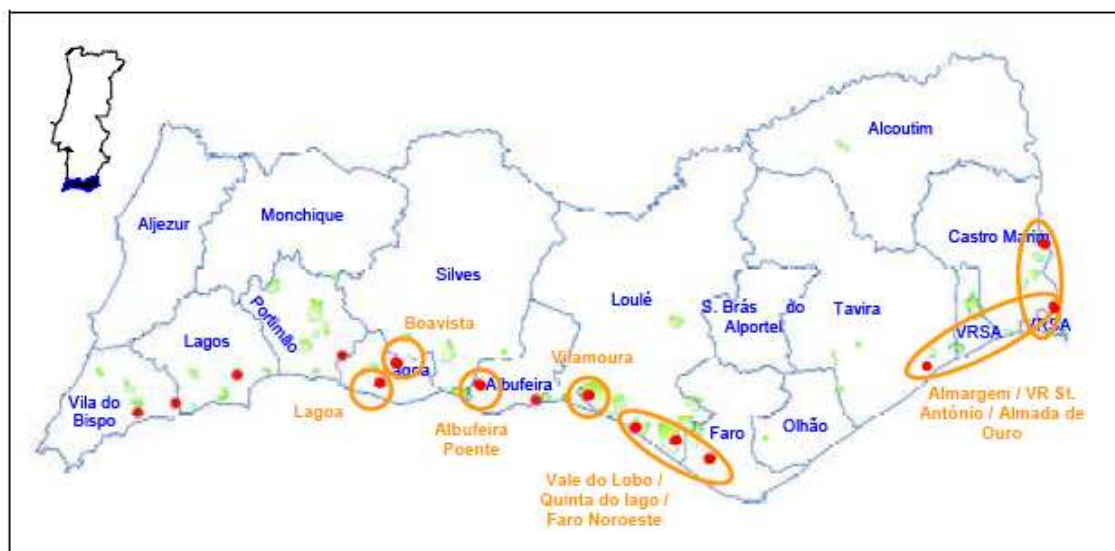


Fig. 2.2 – localização das ETAR (vermelho), campos de golfe (verde) e sistemas prioritários para reutilização (laranja). Fonte: Águas do Algarve.

Em 2003 foi celebrado um Protocolo visando a reutilização de águas residuais na rega de campos de golfe em Vilamoura, o qual resultou da Declaração de Impacte Ambiental (DIA) relativa ao Estudo de Impacte Ambiental do 5º campo de golfe de Vilamoura. Nos anos mais recentes tem-se vindo a intensificar o número de solicitações por parte de empreendimentos com campos de golfe em actividade ou em fase de licenciamento. No caso de campos de golfe existentes, a procura deve-se ao reduzido volume de água disponível para rega ou à sua elevada mineralização, o que condiciona a utilização desta água para o fim em vista. No caso de novos empreendimentos tem sido norma a exigência em fase de DIA, do recurso à reutilização de águas residuais tratadas para rega de campos de golfe (Martins *et al.*, 2006).

Em 2006 foi publicado o “*estudo das potencialidades de reutilização de águas residuais na região do Algarve*”, promovido pela Águas do Algarve (AdA), tendo sido concluído que o volume de água residual de 14 ETAR é suficiente para cobrir as necessidades de rega dos 28 campos de golfe existentes de 18 buracos (figura 2.2), bem como dos 19 campos de golfe em planeamento (Martins *et al*, 2006).

De acordo com Marecos do Monte (2007), em complemento à NP 4434 existente para reutilização de águas residuais urbanas, aguarda-se ainda a publicação de um guia técnico sobre reutilização de águas residuais que foca várias aplicações como a rega, usos urbanos (lavagem de ruas e combate a incêndios), recreativos e usos ambientais com potencial interesse em Portugal.

A nível europeu, um estudo efectuado por Bixio *et al.* (2005) identificou mais de 200 projectos de reutilização, bem como outros em fase avançada de planeamento. Este número é considerado pelo autor com bastante entusiasmo considerando que no início dos anos 90 do século passado a reutilização estava limitada a poucos casos, a maioria accidental. A figura 2.3 revela a distribuição geográfica dos projectos de reutilização identificados nesse estudo, incluindo a sua dimensão e tipo de uso.

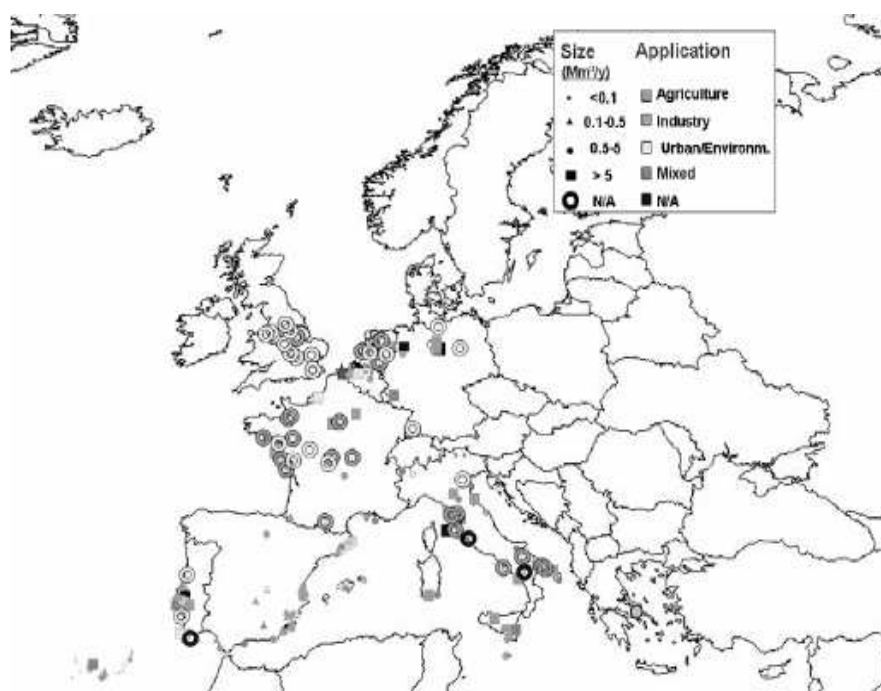


Fig 2.3: Projectos de reutilização identificados na Europa, incluindo a sua dimensão e tipo de uso (Bixio *et al.*, 2005).

Na figura 2.4 as áreas de aplicação foram divididas em quatro categorias potenciais: 1) agricultura; 2) indústria; 3) usos urbanos, recreativos e ambientais (incluindo recarga de aquíferos); 4) usos mistos que incluem uma mistura dos anteriores.

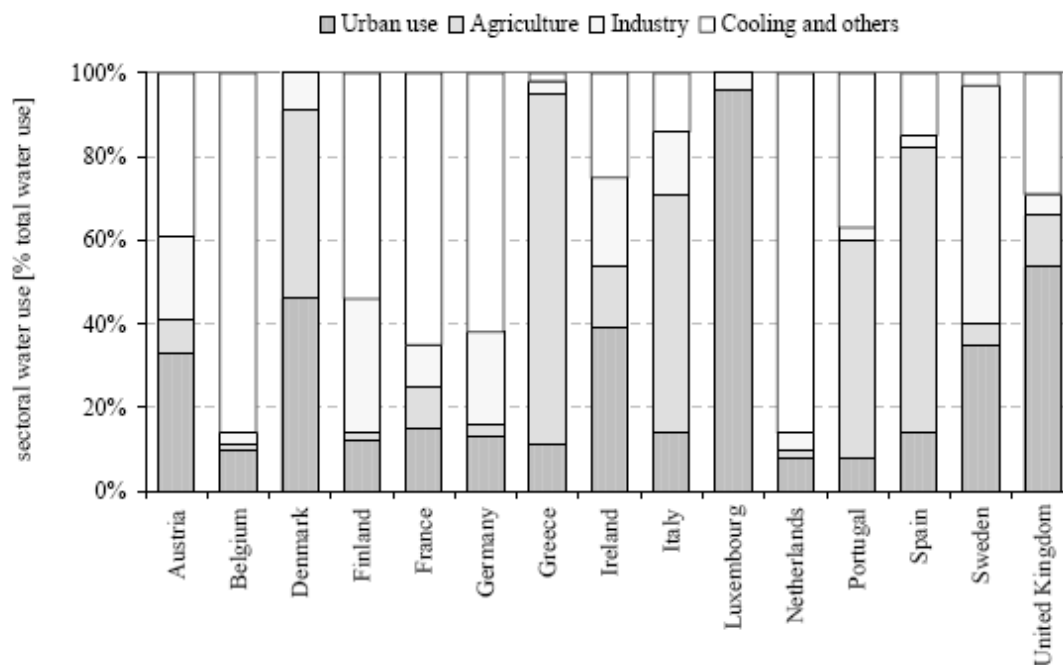


Fig 2.4: Tipos de reutilização de águas residuais na Europa (Bixio et al., 2005).

Da análise desta figura verifica-se que o uso de água residual é muito diferente entre o sul e o norte da Europa. No sul, é predominantemente a reutilização para a rega agrícola (44% dos projectos) e para aplicações urbanas ou ambientais (37% dos projectos), enquanto no norte, a reutilização é, principalmente, para aplicações urbanas ou ambientais (51% dos projectos) e industriais (33% dos projectos). A distribuição de projectos reflecte de forma relativamente fidedigna o uso sectorial da água nos diferentes países com excepção da França devido ao facto deste país ter publicado guias de reutilização apenas para a rega agrícola.

Apenas um projecto de reutilização para produção de água potável foi identificado no estudo de Bixio *et al.* (2005), o qual foi desenvolvido para reduzir a extracção de água subterrânea potável e controlar a intrusão salina na costa belga.

Na Europa existe um interesse crescente para a recarga artificial de aquíferos com água residual, no sentido de controlar a intrusão salina em aquíferos costeiros. Actualmente existem dois projectos de grandes dimensões, um em Barcelona e outro a norte de Londres, para além de vários projectos de médias dimensões.

2.3 Critérios de Qualidade para Reutilização

2.3.1. Internacionais

Pode-se referir que, em termos de padrões de qualidade para águas reutilizadas, num extremo existem os regulamentos de alguns estados dos Estados Unidos da América (EUA), como os de Arizona, Califórnia, Florida, Nevada, Texas e Washington (todos estes estados apresentam conhecimentos e experiências de longo prazo com projectos de reutilização de sucesso) e no outro extremo referem-se os guias da Organização Mundial de Saúde (OMS). Os primeiros, tendo elevada capacidade económica, requerem uma qualidade de excelência, “risco zero”, para a reutilização das suas águas. Por outro lado, a OMS estabelece critérios de qualidade mínimos, para que também sejam possíveis projectos de reutilização em países com capacidade económica mais reduzida (Harlaar *et al.*, 2001).

2.3.1.1 Parâmetros de Monitorização Exigidos

No quadro 2.5 apresenta-se uma comparação dos critérios microbiológicos de qualidade para reutilização de água residual para rega, segundo os guias da OMS (1989) e os regulamentos da Florida, um dos estados mais exigentes dos EUA (USEPA, 2004).

Quadro 2.5- Comparação da qualidade microbiológica exigida pelos guias da OMS e regulamentos da Califórnia para reutilização de águas residuais para rega de zonas verdes com contacto humano

AGENTE	CONDIÇÕES REUTILIZAÇÃO	NEMATODOS INTESTINAIS	COLIFORMES FECALIS (UFC)	FONTE
OMS	Rega de culturas ingeridas após processamento, para campos desportivos e parques públicos	< 1L	< 1000/100 mL	Adaptada de Asano e Levine, citado em Angelakis <i>et al.</i> , 2001.
	Rega de locais com contacto directo do público, como hotéis	< 1L	< 200/100 mL	
Florida*	Rega de culturas alimentares, rega de locais com elevada exposição, como parques	--	n.d. (para 75% das amostras mensais) 25/100 mL (valor máximo diário)	USEPA, 2004

*: Nos regulamentos da Florida as exigências são idênticas para rega com e sem restrições.

Da análise deste quadro verifica-se que a monitorização microbiológica varia, uma vez que os guias da OMS requerem uma monitorização dos nemátodos intestinais e coliformes fecais, enquanto que os critérios da Florida apoiam-se apenas na monitorização dos coliformes fecais, embora com critérios mais exigentes.

Os guias da OMS estão actualmente em revisão. A OMS está a rever os dados epidemiológicos sobre microrganismos patogénicos desde 1984, actualizando e confirmando a sua teoria sobre risco microbiológico e colaborando com outros investigadores. As iniciativas da OMS são no sentido de incluir quatro categorias para reutilização: agricultura, aquacultura (bivalves e peixes), recarga artificial de aquíferos exclusivamente para usos potáveis e reutilização urbana. Os novos guias vão abranger várias alternativas no sentido de proteger a saúde pública, tais como o tratamento das águas residuais, restrições de rega de determinadas culturas, métodos de controlo e restrição da exposição humana (Angelakis *et al.*, 2001).

No quadro 2.6 apresentam-se os critérios de qualidade da USEPA (guias), da OMS (guias), bem como o intervalo de valores registados nos regulamentos dos diferentes estados dos EUA, referidos anteriormente, para rega de espaços verdes urbanos. As exigências de monitorização da água residual reutilizada variam nos EUA, de estado para estado e consoante o tipo de reutilização. Para rega urbana sem restrições existem estados, como o Arizona, Califórnia e Florida, que exigem uma análise diária de coliformes fecais ou totais e uma monitorização contínua da turvação (USEPA, 2004).

Quadro 2.6 – Critérios de qualidade para a reutilização urbana de água residual, segundo a USEPA, OMS e regulamentos de alguns estados dos EUA: Arizona, Califórnia, Florida, Nevada, Texas e Washington (Modificada de Asano, 1998 e USEPA, 2004)

PARÂMETROS DE QUALIDADE	EUA		OMS		USEPA	
	Reutilização urbana com restrições	Reutilização urbana sem restrições	Reutilização urbana com restrições	Reutilização urbana sem restrições	Reutilização urbana com restrições	Reutilização urbana sem restrições
SST (mg/L)	5-30	5-30	---	--	30	--
CBO ₅ (mgO ₂ /L) *	20-30	5-30	---	--	30	10
Cloro residual (mg/L Cl ₂)	--	--	--	--	1	1
Turvação (NTU)	5	2-5	---	--	--	2
Coliformes Fecais (UFC/100 mL)*	n.d. – 200 800 (valor máximo diário)	n.d – 20 23 - 75 (valor máximo diário)	1000	200	200	n.d.
Nemátodos intestinais (ovos/L)	--	--	1	1	--	--

*: médias mensais.

2.3.1.2 Tratamento Mínimo Exigido

Como cerca de 90% dos compostos orgânicos de uma água residual são desconhecidos, o estabelecimento de critérios de qualidade não é suficiente para assegurar a salvaguarda da

saúde pública (Nellor *et al.*, 1985). Nesse sentido, vários organismos optaram por exigir igualmente níveis mínimos de tratamento mencionados no quadro 2.7.

Relativamente aos processos de tratamento, os guias da OMS dão ênfase ao tratamento por lagoas de estabilização em série para atingir os níveis microbiológicos necessários. Em contraste, os regulamentos da Florida estipulam um tratamento biológico convencional, seguido de um tratamento terciário, incluindo coagulação/floculação, filtração e desinfecção com cloro, para produzir um efluente sem microrganismos patogénicos.

Quadro 2.7 - Comparação dos processos de tratamento exigidos pelos guias da OMS e regulamentos da Florida para reutilização de águas residuais para rega de zonas verdes sem restrições ao contacto humano

AGENTE	CONDIÇÕES REUTILIZAÇÃO	EXIGÊNCIAS DE TRATAMENTO	FONTE
OMS	Rega de culturas ingeridas após processamento, campos desportivos, parques públicos	Uma série de lagoas de estabilização ou tratamento equivalente	Adaptado de Asano e Levine, citado em Angelakis <i>et al.</i> , 2001
	Rega de locais com contacto directo do público, como hotéis	Tratamento 2º + desinfecção	
FLORIDA*	Rega de pastagens para animais produtores de leite; melhoria de paisagem circunscrita	Tratamento 2º + desinfecção	USEPA, 2004

*: Nos regulamentos da Florida as exigências são idênticas para rega com e sem restrições.

No quadro 2.8 apresentam-se os processos de tratamento da USEPA (guias), da OMS (guias) e de alguns estados dos EUA, referidos anteriormente, para rega de espaços verdes urbanos.

Quadro 2.8 – Processos de tratamento para a reutilização urbana de água residual, segundo a USEPA, OMS e regulamentos ou guias dos EUA (Asano, 1998; USEPA, 2004)

REUTILIZAÇÃO URBANA REQUISITOS	PROCESSO DE TRATAMENTO EXIGIDO	
	COM RESTRIÇÕES	SEM RESTRIÇÕES
EUA	2º + desinfecção	2º + (coagulação) + filtração + desinfecção
OMS	Série de lagoas de estabilização ou tratamento equivalente	2º + desinfecção
USEPA	2º + desinfecção	2º + filtração + desinfecção

Os países industrializados, liderados pelos EUA, defendem padrões de qualidade exigentes, confiantes que as tecnologias avançadas fornecem uma água segura (isto é, livre de vírus entéricos e parasitas).

2.3.1.3 Cuidados com Águas Residuais Tratadas na Rega

Para além de nos guias ou regulamentos serem estabelecidos níveis de qualidade e processos de tratamento adequados, também são normalmente referidos os cuidados a ter nas práticas de rega urbana, como os tipos de regas e as distâncias relativamente a habitações ou furos.

Recomendações sanitárias referidas pelo Conselho Superior de Higiene Pública Francesa, em 1996, para a reutilização de efluente na rega de culturas e espaços verdes estão resumidas em seguida (Caetano *et al.*, 1999):

- A rega por aspersão de espaços verdes inacessíveis ao público, com efluente sem restrições a nível de coliformes, pode ocorrer desde que a rega seja efectuada a uma distância suficiente das habitações, das zonas de desporto e lazer, tendo em conta as condições climáticas locais (não deve ser inferior a 100 m). Para além disso, devem ser colocadas cortinas arbóreas para limitar a propagação de aerossóis e deve ser assegurada a protecção do pessoal de exploração contra os riscos de inalação dos aerossóis.
- Um efluente com um nível de coliformes fecais inferior a 1000/100 mL e ovos de nemátodos intestinais inferior a 1/L, pode ser utilizado na rega por aspersão de terrenos de desporto e espaços verdes abertos ao público, desde que a rega seja efectuada fora das horas de abertura ao público e sejam respeitadas as condições de distância das habitações referidas anteriormente.

A USEPA recomenda ainda, através dos guias publicados em 1992, que seja estabelecida uma distância de protecção relativamente a furos de água potável de cerca de 15 m, que seja monitorizada a turvação da água residual de forma contínua para que antes da etapa de desinfecção nunca seja superior a 5 NTU (por vezes pode ser necessária a adição de coagulante antes da etapa de filtração) e que a água seja tratada sempre por forma a ser límpida, incolor, inodora e que não contenha substâncias tóxicas quando ingerida (USEPA, 1992).

A legislação e os guias normalmente existentes para reutilização de águas residuais na rega, estão direccionados para a protecção da saúde pública e, geralmente, baseiam-se no controlo de organismos patogénicos. Assim, para além destes parâmetros devem ser considerados posteriormente os parâmetros agronómicos, ou seja, aqueles que irão afectar a qualidade das plantas, tais como a salinidade, SAR (*sodium adsorption ratio*), cloretos, metais pesados, etc.

2.3.2. Nacionais

Estabelecer um quadro legal é um passo fundamental para o desenvolvimento e aceitação social da reutilização de águas residuais. Os decisores e os políticos precisam de normas claras e fiáveis para promover os projectos de reutilização e, normalmente, são preferidas normas com base nas experiências e nos regulamentos internacionais. Apesar de ser desejável um esforço internacional para reduzir as discrepâncias entre as actuais normas, os

regulamentos devem ser adaptados para se ajustarem ao contexto individual, aos riscos para a saúde e à capacidade económica de cada país. Os regulamentos têm uma influência muito significativa na escolha das tecnologias de tratamento e, conseqüentemente, no custo dos projectos de reutilização de águas residuais.

Em 2005, através de publicação do Instituto Português da Qualidade, surge a primeira Norma Portuguesa referente à “Reutilização de Águas Residuais Urbanas Tratadas na Rega” - NP 4434 (IPQ, 2005). Em termos de legislação nacional, apenas há a referir o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, referente a normas de qualidade da água, nomeadamente para rega.

2.3.2.1 Decreto-Lei n.º 236/98

O Decreto-Lei n.º 236/98 de, 1 de Agosto, referente a normas de qualidade da água, estabelece no Anexo XVI os critérios e objectivos de qualidade para águas destinada à rega, qualquer que seja a sua origem, incluindo portanto as águas residuais para a rega de jardins públicos. O quadro 2.9, sintetiza alguns desses critérios, que foram seleccionados, tendo em conta a origem da água e o tipo de tratamento previsto neste projecto.

Quadro 2.9 - Qualidade das águas destinadas à rega segundo o Decreto-Lei n.º 236/98

PARÂMETROS	UNIDADES	VMR	VMA	OBSERVAÇÕES
Salinidade - (CE)	dS/m	1	---	Depende muito da resistência das culturas à salinidade, bem como do clima, método de rega e textura do solo.
Alumínio	mg/L	5,0	20	Risco de improdutividade em solos com pH<5,5. Em solos com pH > 7 o risco de toxicidade é eliminado por precipitar o alumínio.
Cádmio	mg/L	0,01	0,05	Recomenda limites mais restritivos, dado este ião se acumular nas plantas e no solo podendo prejudicar o ser humano.
Chumbo	mg/L	5,0	20	As concentrações muito elevadas podem inibir o desenvolvimento celular das culturas.
Crómio total	mg/L	0,10	20	Por se desconhecer o seu efeito tóxico, recomenda limites mais restritivos.
Níquel	mg/L	0,5	2,0	Tóxico para certo número de culturas entre 0,5 e 1 mg/L; reduzida toxicidade para pH neutro ou alcalino.
Zinco	mg/L	2,0	10,0	Tóxico para diversas culturas numa gama ampla, toxicidade reduzida a pH>6 e solos de textura fina ou de solos orgânicos.
Ferro	mg/L	5,0	---	Não tóxico em solos bem arejados, mas pode contribuir para a acidificação do solo, tornando indisponível o fósforo e o molibdénio.
Sólidos em suspensão totais	mg/L	60	---	Concentrações elevadas poderão ocasionar colmatagem em solos e assoreamento nas redes de rega, bem como entupimentos nos sistemas de rega de gota-a-gota e aspersão, bem como neste último sistema a água poderá provocar depósitos sobre as folhas e frutos.
pH	Escala de Sorensen	6,5 8,4	4,5 9,0	---
Coliformes fecais	/100mL	100	---	---
Ovos de parasitas intestinais	N/L	---	1	---

2.3.2.2 NP 4434

À semelhança do que já existia em termos internacionais, a NP 4434 pretende clarificar e definir critérios de qualidade para a reutilização de águas residuais para rega. Mais, para cada objectivo de qualidade é ainda exigido um tipo de uso integrado, tendo em conta o tipo de contacto, de rega, de solo, de vulnerabilidade hidrogeológica, entre outros.

Os quadros 2.10 e 2.11 definem a distância mínima entre o limite da zona regada e zonas com ocupação humana permanente, bem como os valores máximos admissíveis para os parâmetros de qualidade microbiológica das águas residuais tratadas para reutilização em rega e esquemas de tratamento adequados, respectivamente.

Quadro 2.10 – Distância mínima entre o limite da zona regada e zonas com ocupação humana permanente (NP 4434, IPQ, 2005)

MÉTODO DE REGA	TIPO DE ZONA HABITADA	CONCENTRAÇÃO DE COLIFORMES FECALIS NAS ÁGUAS RESIDUAIS TRATADAS		
		< 200 CF/100 mL	200 < CF/100 mL < 1000	> 1000 CF/100 mL
Aspersão	Habitacões Isoladas	30 m	60 m	70 m
	Zonas Habitacionais	50 m	80 m	100 m
Outros	Habitacões Isoladas	10 m	20 m	30 m
	Zonas Habitacionais	30 m	60 m	70 m

Quadro 2.11 – Valores máximos admissíveis para os parâmetros de qualidade microbiológica das águas residuais tratadas para reutilização em rega e esquemas de tratamento adequados (NP 4434, IPQ 2005)

TIPOS DE CULTURA	COLIFORMES FECALIS (UFC/100 mL)	OVOS DE PARASITAS ENTÉRICOS (OVOS/L)	ESQUEMAS DE TRATAMENTO ADEQUADOS	OBSERVAÇÕES
Relvados, parques e jardins públicos e relvados para zonas de desporto, zonas florestadas com fácil acesso para o público	200	1	Secundário => Filtração => Desinfecção ou Terciário => Filtração => Desinfecção	Desinfecção por UV (lâmpadas com auto-limpeza) ou O ₃ preferível à cloragem. A rega deve ser efectuada de modo a evitar contacto com o público.

É ainda referido na NP 4434, um capítulo dedicado à “minimização dos impactos ambientais e dos riscos para a saúde pública”, onde é referenciado a necessidade de haver sinalização adequada por forma a permitir a imediata constatação de que se trata de uma zona sujeita à rega com águas residuais tratadas. Deverão existir com um distanciamento máximo de 100 m tabuletas de aviso que deverão conter o seguinte texto: *Atenção! Zona de rega com águas residuais tratadas*; ou, no caso de estruturas de armazenamento das águas residuais tratadas a

utilizar na rega devem ser colocados avisos, facilmente visíveis, com o seguinte texto: *Água não potável*.

Quanto à realização das regas por aspersão, é ainda referido pela NP 4434 da possibilidade de medir a velocidade do vento junto de qualquer dos aspersores devendo para isso existir, no mínimo, um anemómetro amovível. No caso de rega por aspersão ou mini-aspersão, a rega não deve ser iniciada se se observar a ocorrência de vento suficientemente forte para provocar o arrastamento das gotículas para fora da zona a regar. No quadro 2.12 apresentam-se os valores máximos admissíveis para a velocidade do vento em função do método de rega utilizado e do afastamento existente entre a área a regar e a zona habitada mais próxima.

Quadro 2.12 – Valores máximos admissíveis para a velocidade do vento durante a rega (NP 4434, IPQ 2005)

PROCESSO DE REGA	DISTÂNCIA RELATIVAMENTE A ZONAS HABITADAS (M)	VALOR MÁXIMO ADMISSÍVEL PARA A VELOCIDADE DO VENTO (M/S)
Aspersão	> 100	3,5
	100 a 70	2,0
	70 a 50*	2,0
Mini-aspersão	> 50	2,5
	50 a 30	2,0

*: Rega por aspersão com águas residuais tratadas, a distâncias inferiores a 70 m, é permitida apenas se a água for de elevada qualidade bacteriológica.

Por último, é apresentado pela NP 4434 uma metodologia para controlo e monitorização dos locais sujeitos a rega por reutilização de águas residuais urbanas tratadas. Prevê o controlo da instalação (elementos de controlo, boletins de análise da qualidade da água, registos dos volumes de água e das quantidades de nutrientes e metais pesados aplicadas e plano de fertilização) e monitorização das águas residuais, do solo e meios hídricos, isto é, de um “Plano de Monitorização Ambiental”.

2.3.3 Críticas Associadas à Desinfecção com Cloro

A água residual doméstica contém microrganismos que apresentam um risco potencial na reutilização de águas residuais para rega, nos quais se inserem as bactérias entéricas, vírus, protozoários e helmintas (Toze, 2006). Desta forma, para a reutilização de águas residuais é requerida uma etapa final de desinfecção que exige alguma ponderação, devendo ser consideradas as vantagens e desvantagens associadas a cada opção de desinfecção.

O cloro é o desinfectante mais comum em águas residuais e destrói os organismos por oxidação do material celular. Os desinfectantes alternativos incluem o ozono e a desinfecção por radiação ultravioleta.

A desinfecção com cloro apresenta como vantagens uma boa fiabilidade de equipamento, um controlo do processo bem desenvolvido, o facto de ser eficaz num vasto espectro de microrganismos patogénicos e de manter um residual de cloro que assegura a desinfecção ao longo das tubagens (USEPA, 1999 a). Tem uma relação custo/eficácia melhor do que a desinfecção por ozono e radiação ultravioleta.

A eficiência de desinfecção com cloro depende da temperatura da água, pH, mistura, tempo de contacto, presença de substâncias interferentes, concentração e forma das espécies de cloragem e natureza e concentração dos organismos a destruir. Algumas das substâncias que interferem com a cloragem são os compostos orgânicos, devido ao consumo de desinfectantes por oxidação; também a amónia ao reagir com o cloro forma cloraminas que são um desinfectante menos efectivo do que o cloro (Metcalf & Eddy, 1991).

A principal vantagem dos UV é a sua eficácia em inactivar a maioria dos vírus, esporos e cistos, a inexistência de formação de subprodutos tóxicos e o facto de ter tempos de contacto curtos (cerca de 20 a 30 s) quando comparados com outros desinfectantes. As principais desvantagens são uma razão custo/eficácia inferior à do cloro e a interferência da turvação e dos SS da água residual na desinfecção, diminuindo a sua eficácia (USEPA, 1999 b).

O ozono é um oxidante e virucida muito eficiente, com capacidade de desinfecção muito superior ao cloro e UV, sendo no entanto o método menos utilizado, dado os elevados custos de investimento e manutenção, bem como o facto de ser uma tecnologia mais complexa (USEPA, 1999 c).

Muitos autores têm efectuado estudos sobre a inactivação de microrganismos com o cloro. Nesses estudos é referido que as bactérias são, geralmente, bem removidas, apesar da presença de sólidos em suspensão poder afectar o processo. No entanto, os parasitas, particularmente os protozoários, são considerados uma questão relevante para a saúde pública nas áreas de reutilização. Alguns protozoários são parasitas obrigatórios com uma característica importante, a produção de cistos e oocistos que permitem a sua sobrevivência

na água residual. Existem vários protozoários isolados de águas residuais, sendo os mais comuns a *Entamoeba histolytica*, *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium parvum* (Toze, 1997).

Os cistos e oocistos têm revelado resistência a baixas concentrações de desinfectante, normalmente utilizadas nas ETAR, sendo que em concentrações mais elevadas de cloro e ozono os cistos de *Giardia* são menos resistentes do que os oocistos do *Cryptosporidium* (Slifko *et al.*, 2000). Estudos revelaram que os cistos da *Giardia* conseguem sobreviver em água até 2 meses a temperaturas tão baixas como 8 °C (Meyer *et al.*, 1980) e que os oocistos do *Cryptosporidium* podem sobreviver até 1 ano a 4 °C em água salgada artificial (Tamburrini e Pozio, 1999). Outros estudos permitiram estimar que a dose infecciosa de *Giardia* é de 10 cistos (Adam, 2001) e para o *Cryptosporidium* é de 30 oocistos (Dupont *et al.*, 1995).

Desconhece-se a existência de estudos sobre a prevalência da *Giardia* e *Cryptosporidium* em águas residuais em Portugal, assim como a sua remoção nas ETAR. Caccio *et al.* (2003) efectuaram um estudo em Itália em quatro ETAR com tratamento secundário (dois dos quais com desinfecção com cloro) recolhendo amostras em vários pontos do tratamento (água bruta, tratamento primário, tratamento secundário e efluente final) durante um ano. Os autores verificaram que os oocistos de *Cryptosporidium* eram raramente observados, tendo sido detectados apenas na primavera e somente na água bruta. Já os cistos de *Giardia* foram detectados em todas as amostras ao longo do ano, com picos no Outono e Inverno. A remoção global de cistos de *Giardia* nas ETAR variou entre 87 e 98,4%, sendo que a eficiência de remoção da desinfecção com cloro variou entre 53,2 e 70,8%.

Noutro estudo realizado em S. Petersburg na Florida (EUA) foram efectuadas análises a microrganismos patogénicos em vários pontos de tratamento de uma ETAR com tratamento secundário, coagulação, filtração em meio misto e desinfecção final com cloro, com tempo de contacto entre 16 e 24 h (Rose *et al.*, 1996). Os resultados indicaram uma concentração máxima de $1,2 \times 10^4$ oocistos de *Cryptosporidium*/100 mL e $1,3 \times 10^4$ cistos de *Giardia*/100 mL na água bruta, sendo que o tratamento permitiu no seu conjunto uma remoção de protozoários superior a 99,9%. Todas as etapas de tratamento contribuíram com alguma remoção, mas em 25% das amostras do tanque de água tratada os resultados foram positivos para os cistos de *Giardia* (valor máximo de 3,3 cistos/100 mL) e em 17% para os oocistos de *Cryptosporidium* (valor máximo de 5,4 oocistos/100mL).

Outro aspecto de relevo que condiciona a escolha de um desinfectante e que tem estado em foco nas investigações mais recentes é a formação de subprodutos de desinfecção (DBP). Os DBP eram primeiramente reconhecidos como um problema em ETA, na produção de água potável, mas recentemente tem sido ampliada a atenção para as ETAR que produzem efluente desinfectado para rega, havendo o risco de contaminação de aquíferos (Nurizzo *et al.*, 2005). A legislação italiana recente para reutilização de águas residuais para fins urbanos, agrícola e industriais é um bom exemplo disso, requerendo uma concentração total máxima para alguns subprodutos orgânicos como os trihalometanos (0,03 mg/L) e aldeídos (0,5 mg/L) (Nurizzo *et al.*, 2005).

Numerosos investigadores têm documentado que a matéria orgânica natural (MON) é a principal precursora de DBP. O cloro reage com a MON para produzir uma variedade de DBP, incluindo trihalometanos, ácidos haloacéticos (HAAS), halocetonas e outros (Singer e Harrington, 1993). Esses DBP foram identificados como carcinogénicos potenciais e nocivos para o ambiente, mesmo em pequenas concentrações (Donnert e Salecker, 1999). Apesar dos DBP terem sido primeiramente associados ao cloro, o que levou a um esforço para a sua substituição por outros desinfectantes alternativos, o que é facto é que também alguns destes têm revelado produzir subprodutos. Durante a ozonização existe a formação de subprodutos orgânicos como os aldeídos, cetonas, carbono orgânico assimilável (AOC) e também de subprodutos inorgânicos (e.g. bromatos) (USEPA, 1999 d).

A concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) é tipicamente superior em águas residuais relativamente às águas superficiais, resultando numa decomposição mais rápida do ozono, pelo que é de esperar que sejam necessárias dosagens mais elevadas, o que potencialmente aumenta a formação de DBP (Wert *et al.*, 2007). O tipo e quantidade de subprodutos formados no tratamento depende do tipo de desinfectante, qualidade da água, sequência de tratamento, tempo de contacto e factores ambientais, como a temperatura e o pH (USEPA, 1999 d).

Os factores que devem ser considerados na escolha de um desinfectante são a sua eficácia e fiabilidade, custos de investimento, operação e manutenção, facilidade de utilização (transporte, armazenamento, controlo, complexidade e segurança), efeitos potenciais adversos como toxicidade para a vida aquática ou formação de substâncias carcinogénicas (Metcalf & Eddy, 1991), bem como o tipo de reutilização em causa.

Elefritz (2000) comparou os custos de capital e operação de várias alternativas de desinfecção de águas residuais e conclui que para descarga, a desinfecção por UV é competitiva com a cloração, mas que para reutilização, um elevado nível de cloração é o desinfectante menos oneroso. Na NP 4434, recentemente publicada, é dada preferência à utilização de ozono e UV, em detrimento do cloro como processo de desinfecção. Contudo, a desinfecção com cloro, desde que bem operada, continua ainda a apresentar-se como uma solução bastante interessante, quer em termos de eficiência de desinfecção, quer em termos económicos e operacionais.

Para aplicações onde ocorra a reutilização de água residual para a rega, com e sem restrições, a USEPA (2004) impõe como limite máximo o valor de 1 mg/L de cloro residual (quadro 2.6). Existe, contudo, uma recomendação para que a concentração final de cloro residual livre seja superior a 0,6 mg/L.

2.3.4 Remoção de Matéria Orgânica

A matéria orgânica presente na água residual urbana inclui, entre outros, substâncias húmicas naturais, matéria fecal, restos de cozinhas, detergentes, óleos alimentares e gorduras. A necessidade de remover os constituintes orgânicos de uma água residual está relacionada com o fim da reutilização. Alguns dos efeitos adversos da matéria orgânica incluem:

- Maus odores;
- Conferem cor à água;
- Salubridade, pois depósitos de matéria orgânica podem causar problemas de saúde;
- Entupimento (matéria particulada pode causar entupimento nos aspersores, ou, através da sua acumulação no solo, afectar a permeabilidade do solo);
- Desinfecção (a matéria orgânica interfere com o cloro, tornando o desinfectante menos disponível para os organismos patogénicos).

Parâmetros tradicionais de matéria orgânica como a CBO, CQO e o carbono orgânico total (COT) são vastamente utilizados como indicadores da eficiência de tratamento e qualidade da água para muitas reutilizações não potáveis, sendo ainda parâmetros de relevância indirecta no que respeita à toxicidade e aos efeitos na saúde.

Apesar de um grande número de constituintes orgânicos ter sido identificado nas águas residuais, cerca de 90% da fracção residual orgânica continua por identificar. Apesar da tecnologia para análise dos compostos orgânicos vestigiais ter avançado na última década,

persistem algumas incertezas no que respeita à gama de compostos, efeitos sinérgicos ou antagónicos, bem como a significância desses compostos orgânicos (USEPA, 1992).

2.3.5 Estabelecimento de Critérios de Qualidade para o Caso Estudo

Em termos qualitativos, tendo em conta os critérios de qualidade internacionais e nacionais, será expectável que o efluente a reutilizar na ETAR do Sado alcance os critérios de qualidade exigidos para reutilização urbana de água residual, nomeadamente, os mencionados nos quadros 2.5, 2.6, 2.9 e 2.11. Monitorizar outros parâmetros, tais como a *Giardia lamblia*, *Criptosporidium* e trihalometanos (THM), tem particular relevância tendo em conta as críticas e desvantagens associadas à desinfecção com cloro.

Relativamente aos critérios de qualidade mencionados no quadro 2.6, verifica-se que as exigências de monitorização variam consoante as entidades e Estados em causa (USEPA, OMS, regulamentos dos EUA). Não sendo Portugal um país sub-desenvolvido, devendo por isso ser mais ambicioso nos seus programas de reutilização que o previsto pela OMS, poderá ser equilibrado que, no mínimo, se atinjam os critérios de qualidade exigidos pela USEPA para reutilização urbana (mais exigente que a OMS e menos exigente que alguns estados dos EUA, nomeadamente a Florida, quadro 2.5).

No caso particular da condutividade, existe uma observação no Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, que indica que os limites impostos para este parâmetro (1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) “depende muito da resistência das culturas à salinidade, bem como do clima, do método de rega e do tipo de cultura a ser irrigada” no local. Por outro lado, no trabalho desenvolvido por Green (1996) encontram-se referidos valores máximos para a condutividade eléctrica na rega com águas residuais, nos quais se incluem o valor de 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para culturas sensíveis e 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para culturas resistentes.

Se cruzarmos os critérios de qualidade referidos pela USEPA (quadro 2.6), com os recomendados e máximos admissíveis pelo Decreto-Lei n.º 236/98 (quadro 2.9), bem como com os mencionados pela NP 4434 (quadro 2.11), e ainda, com os parâmetros mencionados relativamente à desinfecção com cloro, obtemos um conjunto de objectivos de qualidade que o efluente final deverá apresentar, tendo em conta a solução de tratamento escolhida na ETAR do Sado (quadro 2.13).

Quadro 2.13: Objectivos de qualidade a alcançar na reutilização

PARÂMETROS DE QUALIDADE	REUTILIZAÇÃO URBANA COM RESTRIÇÕES	REUTILIZAÇÃO URBANA SEM RESTRIÇÕES	REQUISITOS
SST (mg/L)	30	---	USEPA
CBO ₅ (mgO ₂ /L)*	30	10	USEPA
Cloro residual (mg/L)	1	1	USEPA
Turvação (NTU)	---	2	USEPA
Coliformes Fecais (nº/100 mL)	200	n.d	USEPA
<i>Giardia lamblia</i> (cistos/L)	0	0	USEPA
<i>Cryptosporidium sp.</i> (oocistos/L)	0	0	USEPA
Trihalometanos (mg/L)	0,03	0,03	Legislação Italiana**
Condutividade eléctrica (dS/m a 25 °C)	2	1	DL 236/98, NP 4434, Green (1996)
Ovos de parasitas entéricos (ovos/L)	1	1	DL 236/98, NP 4434
Alumínio (mg/L)	20	5,0	DL 236/98, NP 4434
Cádmio (mg/L)	0,05	0,01	DL 236/98, NP 4434
Chumbo (mg/L)	20	5,0	DL 236/98, NP 4434
Crómio Total (mg/L)	20	0,10	DL 236/98, NP 4434
Níquel (mg/L)	2,0	0,5	DL 236/98, NP 4434
Zinco (mg/L)	10,0	2,0	DL 236/98, NP 4434
Ferro (mg/L)	---	5,0	DL 236/98, NP 4434
pH (escala de Sorensen)	4,5 – 9,0	6,5 - 8,4	DL 236/98, NP 4434

*: Média mensal

**: (Nurizzo *et al.*, 2005)

2.4 Programa de Controlo e Monitorização

Tratando-se de um projecto de reutilização de águas residuais, pioneiro e sem quadro legal específico, importa não comprometer as expectativas criadas, sendo necessário efectuar um controlo analítico abrangente, convenientemente registado, fiável, transparente, de modo a garantir a saúde pública e possibilitar o processo de licenciamento.

A definição de um programa de controlo analítico obriga ao estabelecimento de parâmetros de qualidade, bem como frequências de amostragem.

As exigências de monitorização são variáveis entre regulamentos e guias de várias entidades e/ou países, bem como nos EUA, de estado para estado. Prova disso, são os parâmetros de qualidade apresentados no quadro 2.6. Situação idêntica acontece com a frequência de amostragem exigida, apresentando-se no quadro 2.14 as exigências da USEPA.

Quadro 2.14: Guias da USEPA (2004) para reutilização urbana com e sem restrições

Requisitos Tipo Reut. Urbana	Exigências de Tratamento	Exigências de Qualidade	Frequência de Amostragem	Distâncias de Segurança
sem restrições	Secundário ⁽¹⁾ ↓ Filtração ⁽²⁾ ↓ Desinfecção ⁽³⁾	pH = 6-9 CBO ₅ < 10 mgO ₂ /L Turvação < 2NTU ⁽⁴⁾ Coliformes fecais = n.d./100 mL ⁽⁵⁾ Cl ₂ Residual < 1 mg/L ⁽⁶⁾	pH – semanal CBO – semanal Turv – contínua Coliformes fecais – diária Cl ₂ - contínua	15 metros de furos de água potável
com restrições	Secundário ⁽¹⁾ ↓ Desinfecção ⁽³⁾	pH = 6-9 CBO ₅ < 30 mgO ₂ /L SST < 30 mg/L Coliformes fecais < 200/100 mL ⁽⁷⁾ Cl ₂ Residual < 1 mg/L	pH – semanal CBO – semanal SST – diária Coliformes fecais – diária Cl ₂ - contínua	90 m de fontes de água potável; 30 m das áreas acessíveis ao público (no caso da rega por aspersão).

(1): inclui lamas activadas, leitos percoladores, discos biológicos e pode incluir lagoas de estabilização. O tratamento secundário deve produzir um efluente em que tanto a CBO₅ como os SST não excedam os 30 mg/L (rega com restrições);
(2): meio filtrante como areia e/ou antracite ou processos de membranas;
(3): significa destruição, inactivação, ou remoção de microrganismos por meios físicos, químicos ou biológicos. A desinfecção pode ser alcançada por cloragem, UV, ozono ou outros desinfectantes, membranas ou outros processos. O uso de cloro como definição do nível de desinfecção, não exclui o uso de outros desinfectantes como meio aceitável de fornecer desinfecção à água residual;
(4): A turvação recomendada é anteriormente à desinfecção. A turvação média deve ser baseada num período de 24h. A turvação não deve exceder os 5 NTU em qualquer altura. Se os SST são usados, invés da turvação, não devem exceder os 5mg/L;
(5): Se não for contrariamente mencionado, os limites de coliformes são valores médios e determinados com base nos resultados dos últimos 7 dias com análises completas. O número de coliformes fecais não deve exceder os 14/100 mL em nenhuma amostra;
(6): O residual de cloro deve ser alcançado após um tempo de contacto mínimo de 30 min.;
(7): Se não for contrariamente mencionado, os limites de coliformes são valores médios e determinados com base nos resultados dos últimos 7 dias com análises completas. O número de coliformes fecais não deve exceder os 800/100 mL em nenhuma amostra.

A NP 4434 faz ainda referência ao controlo das quantidades de nutrientes e de metais pesados aplicadas ao solo, baseando-se no balanço desses elementos na parcela em análise, tendo em conta as quantidades de fertilizantes a aplicar e o tipo de culturas existentes (plano de fertilização).

Importa ainda referir que, o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, bem como a NP 4434, recomendam apenas uma análise de despistagem, não estabelecendo frequências de amostragem para os parâmetros mencionados no quadro 2.13. Remetem para a fase de licenciamento essa definição pelas entidades competentes (excepção feita para o pH e condutividade eléctrica, onde é exigida uma frequência mínima de amostragem semestral e semanal, respectivamente).

2.5 Aceitação Social

A receptividade social é um dos aspectos mais relevantes a ter em conta na elaboração de projectos de reutilização, nomeadamente reutilização de águas residuais urbanas tratadas. Podendo ser controversos, estes projectos devem, de antemão, promover o envolvimento do público de forma a assegurar que a implementação de um programa de reutilização vai ao encontro das necessidades reais dos utilizadores, bem como aos objectivos geralmente reconhecidos pela comunidade, nomeadamente, saúde pública, segurança e custos (USEPA, 2004).

Tal como já referido no Capítulo 1, um dos objectivos deste trabalho é aferir a viabilidade deste projecto através da avaliação social do mesmo. O interesse desta avaliação deve-se ao facto de, por vezes, os projectos apresentarem elevada viabilidade técnica mas, pelas suas características e/ou dimensões e/ou localização, acabarem por não ter continuidade por falta de receptividade social.

Assim, durante a fase de planeamento, deverá ser investido algum tempo no contacto com os cidadãos de forma a permitir aumentar a oportunidade para se desenvolver um programa de reutilização com sucesso. Muitos cidadãos poderão ter noções pré-concebidas sobre reutilização com águas residuais e sobre os seus benefícios, sendo importante identificar as questões problemáticas, bem como adoptar uma abordagem clara e objectiva na elaboração destes projectos (USEPA, 2004).

Em vários países, nomeadamente nos EUA, um dos métodos mais utilizados para avaliar a aceitação do público sobre projectos de reutilização, é a realização de inquéritos. Estes podem determinar se existe uma base de consumidores para “sustentar” um possível programa de reutilização, se o programa é suficientemente favorável para avançar para a fase de concepção e projecto, bem como para dar à entidade promotora uma percepção global do sucesso que o projecto apresentará após a sua implementação.

Inquéritos realizados nos EUA revelam haver entusiasmo e aceitação do público para projectos desta natureza. Contudo, este entusiasmo poderá reflectir apenas as condições hipotéticas colocadas pelas questões dos inquéritos, não significando necessariamente uma vontade genuína desse público em apoiar projectos reais de reutilização de águas residuais, muitas vezes com fundos locais, para usos não potáveis na sua vizinhança. Os resultados dos inquéritos indicam que, no mínimo, a opinião pública está sensibilizada e receptiva à

reutilização de águas residuais urbanas tratadas. Os resultados também suportam conclusões de que esta aceitação inicial está dependente (USEPA, 2004) da:

- percepção das pessoas face aos problemas locais de abastecimento de água, bem como da noção de que a reutilização poderá ter um papel importante no sistema de abastecimento de água;
- compreensão e conhecimento das pessoas sobre a qualidade da água a ser reutilizada e como deverá ser utilizada;
- confiança na gestão local das instalações públicas, bem como no sistema de tratamento existente;
- segurança de que as reutilizações a serem consideradas envolvem um risco mínimo de exposição a acidentes pessoais.

Nos EUA, onde projectos de reutilização há muito que estão implantados, inquéritos realizados, referentes à reutilização de águas residuais na rega de parques urbanos, recolheram apenas cerca de 4% de opiniões negativas sendo as principais razões, a falta de confiança na entidade que explora o sistema, a segurança e os custos (USEPA, 2004).

3. PLANO EXPERIMENTAL

Com o objectivo de implementar um projecto de reutilização de águas residuais, foram apresentadas por duas empresas, em 2003, à EMAS de Beja três soluções para aumentar a eficiência do tratamento existente na ETAR do Sado: filtração e desinfecção com ozonização (Opção 1); coagulação, filtração e esterilização com ultravioletas (Opção 2); coagulação, filtração e desinfecção com hipoclorito de sódio (Opção 3).

O equipamento proposto de esterilização por ultravioletas manifestou-se inadequado para águas residuais (pois era em canal fechado o que exigia uma pré-filtração muito exigente, na ordem de 5 µm, o que seria incomportável em termos económicos à escala real). A proposta que contemplava a desinfecção por ozonização (apesar dos bons resultados aparentes) foi abandonada pelos custos de investimento inicial, operação e manutenção.

Tendo em conta as boas perspectivas de investimento associadas à Opção 3, foram realizados ensaios piloto preliminares, com o objectivo de testar as expectativas de qualidade e operacionais requeridas para este projecto.

Já com a nova fase de tratamento (à escala) implementada na ETAR do Sado, foram realizados novos ensaios, de campo e laboratório, que permitiram o arranque e optimização do novo processo de tratamento. O plano experimental incluiu ainda a definição de um programa de controlo e monitorização para o projecto de reutilização, bem como a realização de inquéritos para aferir a aceitação social desse projecto.

3.1 Ensaios Piloto (pré-instalação na ETAR)

Com estes ensaios pretendeu-se simular, a uma escala reduzida, os diferentes tratamentos que constituem a Opção 3, no sentido de avaliar numa fase preliminar a sua implementação na ETAR do Sado, mais especificamente:

- Avaliar a obtenção da qualidade necessária ao efluente a reutilizar;
- Optimizar o tratamento (maior qualidade ao menor custo);
- Permitir ajustar e/ou alterar tratamentos;
- Conhecer e ponderar as eventuais limitações do sistema de tratamento;
- Averiguar a viabilidade económica preliminar do investimento.

Os ensaios piloto simularam o sistema de tratamento apresentado na figura 3.1.



Fig 3.1: Sistema de tratamento testado nos ensaios piloto (Jan – Feb 2004): Bombagem ($2\text{m}^3/\text{h}$) → pré-filtração (filtro malha $130\ \mu\text{m}$) → coagulação (injecção) → filtração leito curto (antracite e sílica) → desinfecção com hipoclorito de sódio (injecção).

O sistema piloto utilizado na fase experimental era composto por uma electrobomba na qual o efluente era bombeado, a um caudal constante de $2\ \text{m}^3/\text{h}$, para uma unidade de pré-filtração, com filtro plástico com malha de $130\ \mu\text{m}$ de porosidade. Posteriormente, era adicionado directamente na tubagem o coagulante mediante bomba doseadora *DOSEURO GM 218*, tendo sido testado dois coagulantes distintos, sulfato de alumínio e cloreto de ferro (produtos comerciais, Anexo IV). Após a adição de coagulante, várias concentrações por ensaio (de $7,5$ a $800\ \text{mg/L}$), o efluente era encaminhado para dois filtros de leito curto *LAMA (FAV 1 1/2")* com carga filtrante mista de areia e antracite. Os filtros funcionavam em paralelo, com uma velocidade de filtração de $10\ \text{m/h}$ e tinham acoplado um programador de retrolavagem, sendo este accionado por diferencial de pressão ($0,5\ \text{bar}$). Após a etapa de filtração, era adicionado directamente na tubagem o hipoclorito de sódio (produto comercial, Anexo IV), mediante bomba doseadora *DOSEURO GM 218*, tendo sido testadas concentrações entre 15 e $30\ \text{mg/L}$ de solução comercial de hipoclorito de sódio. Finalmente, o efluente era conduzido para um depósito de PEAD com $1,5\ \text{m}^3$, garantindo-se para o cloro um tempo de contacto mínimo de $30\ \text{min}$.

Foram realizados quatro ensaios na instalação piloto, decorridos entre Janeiro e Fevereiro de 2004, de acordo com as condições referidas no quadro 3.1.

Quadro 3.1: Data dos ensaios e condições testadas

Ensaio	Data	Coagulante*	Hipoclorito de Sódio** mg NaOCl/L
1	12/01/2004	Al ₂ (SO ₄) ₃ (58 a 332 mg/L)	30
2	19/01/2004	FeCl ₃ (7,5 a 480 mg/L)	30
3	27/01/2004	FeCl ₃ (7,5 a 480 mg/L)	30
4	03/02/2004	Al ₂ (SO ₄) ₃ (de 25 a 800 mg/L)	17

*: A concentração de coagulante foi variável e de forma crescente em cada ensaio; **: A concentração de hipoclorito de sódio foi constante em cada ensaio.

Os parâmetros analisados nestes ensaios foram a turvação à entrada (após lagoas de macrófitas) e à saída (após filtração) do sistema, cloro residual livre, bem como indicadores microbiológicos (coliforme totais e fecais e germes totais).

Os materiais e métodos aplicados na determinação dos diversos parâmetros associados aos ensaios piloto, estão sintetizados no quadro 3.2.

Quadro 3.2: Materiais e métodos utilizados nos ensaios piloto

Análise	Materiais/Métodos
Turvação	Método instrumental através da utilização de um turbidímetro da HANNA, modelo HI93703.
Cloro residual livre	Método instrumental através da utilização de um analisador portátil da HANNA, modelo HI93711.
Microbiologia	Método de filtração por membranas.

3.2 Arranque do Processo de Tratamento

3.2.1 Ensaio na Estação Real

O sistema implementado na ETAR do Sado, pretendeu apresentar uma configuração idêntica ao sistema piloto utilizado nos ensaios preliminares (figura 3.2). Importa, contudo, realçar duas diferenças fundamentais traduzindo-se uma em desvantagem e, a outra, em vantagem. A primeira, devido à pré-filtração não ter entrado em funcionamento (ficando em by-pass) devido à inadequação do filtro com malha de 200 µm (ao invés dos 100 µm previstos) e não

substituição por parte da empresa responsável. A vantagem está associada à utilização de filtros de leito alto de multicamada durante a etapa de filtração (ao invés dos filtros de leito curto utilizados na instalação piloto). Outra diferença registada, foi a “inclusão” de uma etapa adicional de floculação verificada ao longo do percurso (300 m) compreendido entre a coagulação e a etapa de filtração (ver anexo V: Clesceri *et al.*, 1995; Metcalf & Eddy, 1991).



Fig 3.2: Sistema de tratamento em linha implantado e adicionado à ETAR do Sado (Out-Nov, 2005): A) bombagem (60 m³/h); B) pré-filtração (em by-pass) e coagulação (injecção); C) filtração leito alto (antracite e sílica); D) ponto de injecção com cloro.

Assim, o efluente após as lagoas de macrófitas era bombeado, a um caudal constante de 60 m³/h, para a etapa de coagulação onde era adicionado directamente na tubagem o coagulante, mediante bomba doseadora *DOSEURO GM 218*, tendo sido testado apenas um coagulante, sulfato de alumínio (produto comercial, Anexo IV). Após a adição de coagulante, uma concentração por ensaio, o efluente percorria uma conduta de 300 m, durante a qual ocorria a etapa de floculação, sendo encaminhado para 10 filtros de leito alto FC14 *LAMA*, com Crepinas e carga filtrante de areia e antracite. Os filtros funcionaram em paralelo, a uma velocidade de filtração na ordem dos 4 m/h e tinham acoplado um programador de retrolavagem, sendo este accionado por diferencial de pressão (0,5 bar). Após a etapa de

filtração, era adicionado directamente na tubagem o hipoclorito de sódio (produto comercial, Anexo IV), mediante bomba doseadora *DOSEURO GM 218*, tendo sido testada uma concentração por ensaio de solução comercial de hipoclorito de sódio. Finalmente o efluente era conduzido para os dois tanques existentes no parque urbano, garantindo-se para o cloro um tempo de contacto mínimo de 30 min, sendo posteriormente rejeitado para a linha de água adjacente. De realçar que durante este período foi opção da EMAS de Beja, por prevenção e até ganhar mais confiança no sistema, a não realização de rega com este efluente tratado.

Com o objectivo de testar o equipamento implantado na ETAR, entre os dias 3 e 17 de Outubro de 2005, foram realizados pela EMAS de Beja, 13 ensaios na estação real para monitorização da turvação. Os ensaios compreendiam a determinação da turvação à entrada (pós-macrófitas), adição de sulfato de alumínio na etapa de coagulação e, por último, determinação da turvação à saída (pós-filtração). Dos 13 ensaios realizados, sete ensaios monitorizaram ainda diversos parâmetros microbiológicos (coliformes totais, fecais e enterococos).

Na determinação da turvação utilizou-se o turbidímetro portátil referido anteriormente e o cloro residual livre foi analisado com o analisador portátil *HACH POCKPT Cololimeter PM II*. Os parâmetros microbiológicos foram analisados pela EMAS de Beja de acordo com o método referido anteriormente.

3.2.2 Ensaio Jar test

Paralelamente aos ensaios na estação real, foram realizados 15 ensaios *Jar Test* (quadro 3.3), de forma a possibilitar a optimização da etapa de floculação da ETAR quanto ao tipo e concentrações de reagentes químicos a utilizar (escolha de coagulantes, dosagens óptimas, variações de pH e alcalinidade, entre outros). Dada a ausência de uma etapa de mistura rápida na ETAR, foram ainda efectuados alguns ensaios que simularam a sua existência, no sentido de avaliar eficiências comparativas (Anexo V).

O equipamento *Jar Test* utilizado foi o da *Velt Scintisica General Switch*, com seis pás de lâminas lisas e capacidade de rotação entre 10 e 200 rpm. Cada pá apresentava uma área total de 15 cm². Devido ao elevado volume de amostras necessário, nos primeiros 9 ensaios utilizaram-se copos de meio litro de capacidade, correspondendo ao mesmo volume de

amostra por copo. Nos restantes ensaios, passou-se a utilizar copos de 1 litro de capacidade sendo o volume de amostra, por copo, de 0,8 L.

Após os ensaios, retirava-se cuidadosamente o sobrenadante e analisavam-se os diversos parâmetros específicos de cada ensaio e referidos no quadro 3.3.

Quadro 3.3: Ensaios Jar Test realizados (2006 – 2007)

ENSAIOS	OBJECTIVOS	CONDIÇÕES DE AGITAÇÃO SIMULADAS (ANEXO V)	COAGULANTES TESTADOS	CONCENTRAÇÕES TESTADAS POR COAGULANTE (mg/L)	PARÂMETROS ANALISADOS
1 a 3	Comparar eficiências dos coagulantes na remoção de turvação	As da ETAR	Sulfato alumínio, cloreto de ferro e triflok	60, 90 e 150	Turvação, pH e alcalinidade
4 a 6		As da ETAR com introdução de etapa de mistura rápida (static mixing) a montante		60, 90, 150 e 300	
7 a 9	Comparar eficiências dos coagulantes na remoção de turvação com introdução de etapa a montante com adição de cal.			150	Turvação e pH
10 a 11	Comparação e validação de eficiências dos coagulantes na remoção de Turvação	As da ETAR	Sulfato alumínio e cloreto de ferro	90, 150 e 300	Turvação e pH
12 a 13	Comparação das eficiências dos coagulantes na remoção de turvação em condições de pH ideal para a coagulação				Turvação, pH e alcalinidade
14 a 15	Comparação das eficiências dos coagulantes na remoção da turvação e m.o. em condições de turvação inicial elevada (superior a 75 NTU)			90, 150, 300, 450, 600 e 900	Absorvância a 254 nm e turvação

Com os ensaios 1 a 3, pretendeu-se avaliar a eficiência de três coagulantes distintos em condições de agitação que simulam as existentes na ETAR do Sado (Anexo V): mistura lenta (30 rpm) durante 15 min + sedimentação durante 6 min (Metcalf & Eddy, 1991). Os coagulantes utilizados foram as soluções comerciais de sulfato de alumínio e cloreto de ferro, bem como o triflok, um coagulante também a ser testado pela EMAS de Beja. As dosagens aplicadas para cada coagulante e os parâmetros analisados foram os referidos no quadro 3.3.

Com os ensaios 4 a 6, pretendeu-se testar as eficiências dos três coagulantes já referidos nos ensaios anteriores, mas simulando a existência de uma etapa de mistura rápida (Anexo V): mistura rápida (200 rpm) durante 5 seg + mistura lenta (30 rpm) durante 15 min +

sedimentação durante 6 min. As dosagens aplicadas para cada coagulante e os parâmetros analisados foram os referidos no quadro 3.3.

Os ensaios 7 a 9 foram realizados para averiguar potenciais vantagens/desvantagens de utilização de cal, através da alteração do pH e alcalinidade do efluente no processo de coagulação. Foram avaliadas as eficiências de remoção de turvação, para os três coagulantes em causa, para uma dosagem única de coagulante de 150 mg/L, tendo-se utilizado dosagens de cal variáveis entre 10 e 40 mg/L.

Os ensaios 10 e 11 pretenderam validar as eficiências verificadas nos ensaios 1 a 2 para (somente) as soluções comerciais de sulfato de alumínio e cloreto de ferro, nas condições de agitação que simulam as existentes na ETAR do Sado e já referidas anteriormente. Dado que, em termos de caracterização da amostra, a alcalinidade apresentava valores muito elevados (quadro 4.12), os parâmetros analisados foram apenas a turvação e pH.

Pretendeu-se com os ensaios 12 e 13 comparar o sulfato de alumínio com o cloreto de ferro, nas respectivas condições de pH ideal para coagulação, bem como comparar estes ensaios com os ensaios 10 e 11, onde não houve correcção dos valores de pH. As condições de agitação nestes ensaios foram as que simulam as existentes na ETAR do Sado, já referidas anteriormente. Como o valor do pH da amostra era de 7,7, procedeu-se à correcção prévia do pH da água bruta (pós-macrófitas) para valores óptimos de coagulação de cada coagulante: 6,3 para o sulfato de alumínio e 8,0 para o cloreto de ferro (Letterman *et al.* 1999), tendo sido utilizados para o efeito soluções de ácido clorídrico 0,1N e hidróxido de sódio 0,1N, respectivamente. Os parâmetros analisados foram a turvação, pH e, dado que houve correcção do pH inicial, também a alcalinidade.

Com os ensaios 14 e 15, pretendeu-se testar e comparar as eficiências do sulfato de alumínio e do cloreto de ferro na remoção de turvação para valores de turvação iniciais da água bruta muito elevadas, ou seja, superiores a 75 NTU. Por outro lado, sendo a cloragem o tipo de desinfecção aplicado no sistema de tratamento na ETAR do Sado, a determinação da eficiência de remoção de matéria orgânica foi relevante, pois esta é precursora de trihalometanos (THM). Acresce a este factor, o facto de cerca de 90% dos compostos orgânicos de uma água residual serem desconhecidos, pelo que será prudente assegurar a maior percentagem de remoção de matéria orgânica possível (USEPA, 1992). Neste sentido, foram ainda objectivos destes ensaios comparar as eficiências do sulfato de alumínio e do

cloreto de ferro na remoção de matéria orgânica. Dada a impossibilidade de determinar o COT, optou-se por analisar a absorvência a 254 nm, forma expedita de obter a remoção de parte da matéria orgânica, sobretudo a de elevado peso molecular, aromática, de natureza hidrófoba e que é considerada mais preocupante do ponto de vista de formação dos THM (Clesceri *et al.*, 1995).

Os materiais e métodos aplicados nos 15 ensaios jar test, referidos anteriormente, estão sintetizados no quadro 3.4.

Quadro 3.4: Materiais e métodos utilizados nos ensaios Jar Test

Determinações	Materiais/Métodos
Turvação	Método instrumental através da utilização de um turbidímetro da HANNA, Instrument QC.
pH	Potenciometria, utilizando um analisador de pH electrónico da ORION, modelo 920.
Alcalinidade	Titulação volumétrica. O indicador utilizado foi o verde bromocresol.
Matéria Orgânica Residual	Método instrumental através da utilização de um espectrofotómetro da UNICAN ATI.

3.3 Programa de Controlo e Monitorização

Após a fase de arranque, foi implementado um programa de controlo e monitorização com o objectivo de testar a fiabilidade do tratamento, controlo técnico e operacional existente de forma a garantir, “continuamente”, a eficiência do sistema e da qualidade da água a reutilizar.

Este programa de controlo prolongou-se por 10 meses (Setembro de 2006 a Junho de 2007) e pretendeu monitorizar e garantir o cumprimento das exigências de qualidade previstas no quadro 2.14, bem como outras mencionadas no quadro 2.13, que até ao momento ainda não tinham sido objecto de monitorização e controlo na ETAR: condutividade, alumínio, ferro, *Giardia lamblia*, *Criptosporidium*, ovos de parasitas entéricos, metais pesados e THM). No programa de monitorização definido, foram estabelecidos como pontos de colheita os apresentados na figura 3.3.

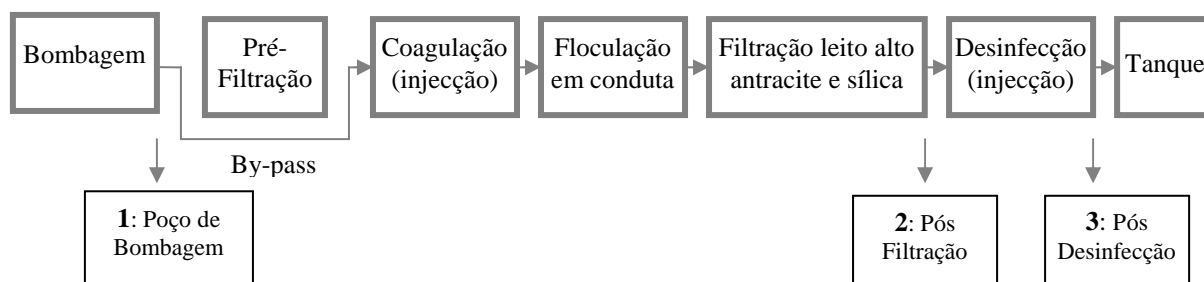


Fig 3.3: Pontos de colheita na ETAR do Sado para controlo analítico.

A recolha de amostras após a bombagem (ponto 1), foi essencial para uma efectiva caracterização da água tratada pós-macrófitas, bem como para avaliar posteriormente a eficiência do sistema de tratamento em causa. No caso da pré-filtração, a inadequação do filtro de malha, bem como a demora na sua substituição por parte da empresa fornecedora, inutilizou, mais uma vez, esta etapa, que durante o período de análises, se encontrou em by-pass. As colheitas realizadas pós filtração (ponto 2), revelaram-se fundamentais no sentido de averiguar a turvação final do sistema antes da etapa de desinfecção, controlo previsto pela USEPA e já mencionado no quadro 2.14. A opção de colheita após desinfecção (ponto 3) é uma consequência da EMAS de Beja não ter utilizado, durante o período em que decorreu este estudo, os tanques do Parque Urbano e respectiva realização de rega com o efluente tratado (figura 3.4). Como é evidente, este ponto é essencial para a caracterização final do efluente e desta forma avaliar a sua qualidade, tendo em consideração os critérios mencionados no quadro 2.13.



Fig 3.4: Tanques no Parque Urbano para onde será encaminhado o efluente tratado antes da sua utilização na rega dos espaços verdes.

Importa ainda referir que, dadas as limitações técnicas/económicas e humanas disponíveis para a realização de análises, não foi possível dar cumprimento na íntegra à frequência de amostragem prevista no quadro 2.14 tendo sido definida, para os 10 meses em causa, a frequência de amostragens mencionada no quadro 3.5.

Quadro 3.5: Pontos de colheita e frequência de amostragem adoptada

PONTOS DE COLHEITA	FREQUÊNCIA			
	BI - SEMANAL	SEMANAL	MENSAL	TRIMESTRAL
1	Turvação	CQO pH Condutividade	---	---
2	Turvação	---	---	---
3	Coliformes Fecais Cloro Residual	CQO Condutividade pH	Alumínio Ferro	<i>Giardia lamblia</i> <i>Cryptosporidium sp.</i> Ovos de parasitas entéricos Metais pesados* Trihalometanos

*Cádmio, Chumbo, Crómio, Níquel, Zinco.

** O CQO permite a estimativa da CBO₅

No quadro 3.6 são mencionados os materiais e métodos utilizados na determinação dos diversos parâmetros referidos no quadro 3.5.

Quadro 3.6: Materiais e métodos utilizados na determinação dos diversos parâmetros associados ao programa de controlo e monitorização

Determinações	Materiais/Métodos
Turvação	Método instrumental através da utilização de um turbidímetro portátil da <i>HANNA - HI93703</i>
pH	Método instrumental através da utilização de um analisador <i>PH: ORION 5 SPAR</i> .
Coliformes fecais	Método standard de filtração por membranas
CBO₅	Através da determinação do CQO multiplicado por 0,36 (constante encontrada para a ETAR do Sado com base na relação verificada entre a CBO ₅ e a CQO relativamente aos valores de 2005). A CQO foi determinada pelo método standard de dicromato de potássio
Condutividade	Método instrumental através da utilização de um condutivímetro portátil da <i>LOVIPOND</i>
Alumínio	Método standard de espectrometria de absorção molecular
Ferro	Método standard de espectrometria de absorção molecular
Metais Pesados	Método de cromatografia iónica e plasma (ICP)
Cloro residual livre	Método instrumental através da utilização de um analisador de cloro portátil da <i>HACH POCKPT Colorimeter PM II</i>
Trihalometanos	Método GC-MS
<i>Giardia lamblia</i> ,	Método USEPA 1623
<i>Cryptosporidium</i>	Método USEPA 1623

3.4 Aceitação Social do Projecto

Com o objectivo de aferir a avaliação social deste projecto, efectuaram-se inquéritos directos à população de Beja em Outubro de 2006. Os resultados deverão ser tomados em consideração, nomeadamente, aquando do estabelecimento do futuro programa de controlo e monitorização.

3.4.1 Elaboração do inquérito

O inquérito consta de dois grupos de questões (Anexo VI), onde no primeiro grupo são efectuadas perguntas de carácter geral, de forma a caracterizar a amostra (idade, sexo, escolaridade), bem como conhecer a frequência e o tipo de práticas realizadas no parque urbano (frequência de utilização, tipo de actividades, horários). O segundo grupo de questões é mais específico e direccionado para a reutilização, abrangendo questões como o grau de conhecimento das diversas opções de uso de água na rega (rede, furo, residual tratada), com o conhecimento de casos práticos e posicionamento quanto à reutilização da água (conhece / não conhece, concorda / não concorda), bem como as exigências que o inquirido considera relevantes num projecto de reutilização de águas residuais tratadas (saúde pública, informação disponível, controlo analítico, discussão pública, garantia de monitorização, sinalética, entre outros).

3.4.2 Critérios para a realização dos inquéritos

Na etapa de preparação do trabalho de campo foram estabelecidos critérios relativamente à representatividade da amostra, local de realização e população abrangida. Assim, pretendeu-se responder a três questões:

- número de inquéritos a ser realizados, de forma a amostra ser representativa;
- local a realizar os inquéritos (só aos frequentadores do parque urbano ou, também, à população em geral);
- idade dos inquiridos a abranger.

A decisão sobre estas questões relaciona-se com o objectivo do inquérito, ou seja, conhecer o nível de adesão social que se pode esperar, bem como sensibilizar a EMAS de Beja, quanto às formas que este nível pode ser aumentado para que haja elevada aceitação.

É de referir a inexistência de questionários anteriormente realizados pela EMAS de Beja, onde se poderia analisar os procedimentos de inquéritos e, no caso de haver diferenças entre eles, procurar identificar aqueles que dariam resultados mais fiáveis, quanto ao número total de inquiridos, idades e categorias socioprofissionais, e também quanto aos locais de recolha de opinião. Assim, decidiu-se por uma consulta realizada a uma amostra mais ampla do que os utilizadores habituais do parque, sendo suficientemente abrangente para estimular o interesse e mentalização da população, que poderá não só aceitar, como ir falando

“orgulhosamente” deste projecto a outros e desta forma ir “contagiando” o país (Rosado, 2006).

Não sendo fácil atribuir um número mínimo de inquéritos, foram efectuados um total de 110 inquéritos (número eventualmente suficiente, abrangente, esclarecedor, esperando que igualmente conclusivo) conseguindo-se alcançar equilíbrio entre utilizadores habituais do parque (de quem poderia haver maior contestação) e esporádicos. Recolheu-se informação não só no parque urbano (50 inquéritos), como também em duas zonas comerciais da cidade de Beja (30 num centro comercial e outros 30 numa rua comercial).

Relativamente à idade mínima estabeleceram-se os 14 anos de idade, idade abaixo da qual considerou-se poder haver maior dificuldade na compreensão do inquirido, bem como ausência de opinião (Rosado, 2006).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Ensaios Piloto

Apresentam-se a seguir, os resultados dos quatro ensaios piloto realizados (quadros 4.1 e 4.2).

Quadro 4.1: Valores de turvação e eficiência à saída do sistema de acordo com a concentração de coagulante utilizado

ENSAIO	TURVAÇÃO ENTRADA (NTU)	COAGULANTE	CONCENTRAÇÃO (mg/L)	TURVAÇÃO (NTU)	EFICIÊNCIA (%)
1	31,7	Sulfato de alumínio	58	23,1	27,1
			83	18,9	40,4
			99	19,6	38,2
			124	16,9	46,7
			166	16,1	49,2
			249	10,6	66,6
			332	7,1	77,6
2	11,9	Cloreto de ferro	7,5	5,1	57,1
			15	4,3	64,0
			30	3,3	72,3
			60	3,4	71,4
			120	4,0	66,4
			240	5,7	52,1
			480	4,7	60,5
3	133,0	Cloreto de ferro	7,5	37,1	72,1
			15	35,1	73,6
			30	41,1	69,1
			60	21,1	84,1
			120	22,1	83,4
			240	18,0	86,5
			480	16,1	87,9
4	67,0	Sulfato de alumínio	25	48,5	27,6
			50	41,0	38,8
			100	27,3	59,3
			200	11,0	83,6
			400	3,1	95,4
			800	0	100

Quadro 4.2: Características microbiológicas da água de entrada e saída para concentrações de hipoclorito comercial de 30 mg/L (ensaios 1 a 3) e 17 mg/L (ensaio 4)

PARÂMETROS	ENTRADA				SAÍDA			
	ensaio 1	ensaio 2	ensaio 3	ensaio 4	ensaio 1	ensaio 2	ensaio 3	ensaio 4
Cloro residual livre (mg/L)	0	0	0	0	0,19	0,25	1,70	0,60
Coliformes Totais (UFC/100 mL)	---	20000	---	---	0	1000	0	0
Coliformes Fecais (UFC/100 mL)	---	14000	---	---	0	0	0	0
Germes Totais 22°C (UFC/100 mL)	---	30000	---	---	0	1000	0	0
Germes Totais 37°C (UFC/100 mL)	---	27000	---	---	0	100	0	0

4.1.1 Qualidade final do efluente

No quadro 4.3 apresentam-se os resultados obtidos para os ensaios piloto e sua apreciação com base em alguns critérios de qualidade referidos no quadro 2.13.

Quadro 4.3: Análise qualitativa dos ensaios com base nos critérios de qualidade microbiológicos exigidos

Ensaio	Turvação de entrada (NTU)	Melhor valor atingido na turvação de saída (NTU)	[coagulante] (mg/L)	Coliformes fecais (UFC/100mL)	Cloro residual livre (mg/L)	Tipo de rega permitida	Avaliação dos resultados
1	31,7	7,1	332 (Alum)	0	0,19	Com restrições	Boa
2	11,9	3,3	30 (FeCl ₃)	0	0,25	Com restrições	Boa
3	133,0	16,1	480 (FeCl ₃)	0	1,7	Nenhuma	Insuficiente
4	67,0	0,0	800 (Alum)	0	0,6	Sem restrições	Muito Boa

Com base na análise do quadro anterior, pode-se referir que, em termos globais, o sistema de tratamento proposto é adequado, apresentando níveis de avaliação situado entre o insuficiente e o muito bom, traduzindo-se esta avaliação numa apreciação positiva.

De facto, e para os parâmetros em análise, verificou-se que em 75% dos ensaios foram cumpridos os critérios de qualidade mencionados no quadro 2.13. No ensaio 4 conseguiu-se alcançar um nível de qualidade no efluente muito elevado, compatível com as exigências de qualidade para rega sem restrições (quadro 2.13).

Importa ainda realçar que a elevada concentração de cloro residual livre verificada no ensaio 3 (1,7 mg/L), não compromete as boas expectativas dos ensaios, pois não permite concluir se haveria contaminação fecal superior a 200 UFC/100mL com uma dosagem de 1 mg/L (valor máximo de cloro residual permitido, quadro 2.13).

4.1.2 Eficiências do sistema

Analisando o quadro 4.1 e a figura 4.1 verifica-se que as eficiências com o sulfato de alumínio variaram entre 27,1 e 100% para concentrações de sulfato de alumínio entre 25 e 800 mg/L. Verifica-se que quando se aplicam baixas dosagens de coagulante, o aumento da dosagem de sulfato de alumínio diminui significativamente a turvação, sendo esse efeito atenuado quando se trabalha com dosagens de coagulante bastante elevadas. Na figura 4.1 apresenta-se o ajustamento das curvas turvação vs. dosagem de sulfato de alumínio dos dois

ensaios realizados a um modelo exponencial negativo, tendo-se obtido coeficientes de determinação elevados (0,9917 e 0,9654).

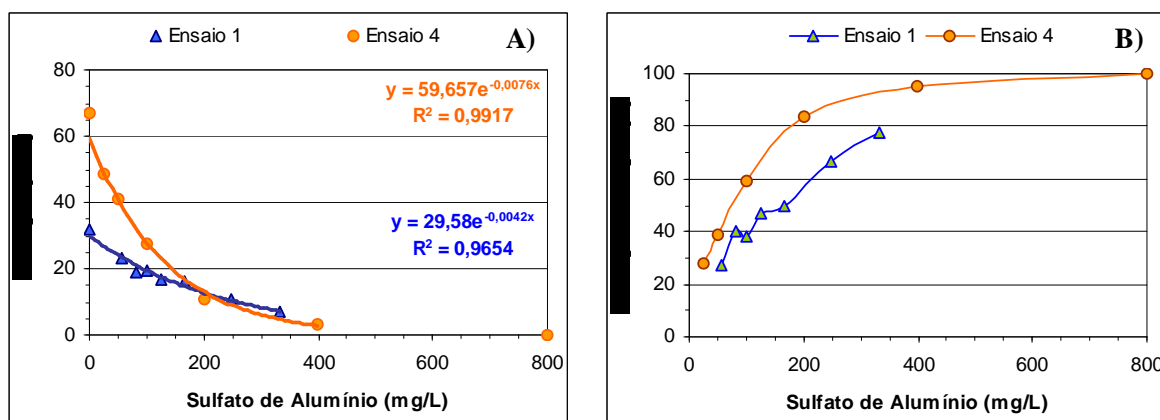


Fig 4.1: Ensaio 1 e 4 onde se utilizou o sulfato de alumínio: A) Variação da turbidez em função da concentração de $Al_2(SO_4)_3$; B) Eficiências de remoção de turbidez em função da concentração de $Al_2(SO_4)_3$.

Relativamente aos ensaios com cloreto de ferro, verifica-se no quadro 4.1 e na figura 4.2 que as eficiências variaram, em ambos os ensaios, entre os 52,1 e os 87,9% para concentrações de cloreto de ferro entre 7,5 e 480 mg/L, respectivamente. Constata-se um decaimento abrupto da turbidez para a dosagem de cloreto de ferro mais baixa, havendo posteriormente uma atenuação para dosagens de coagulante médias e elevadas. Contrariamente ao sulfato de alumínio, as curvas turbidez vs. dosagem de cloreto de ferro não seguem um modelo exponencial negativo, apresentando para esse mesmo modelo, factores de correlação muito reduzidos (0,4175 e 0,0057).

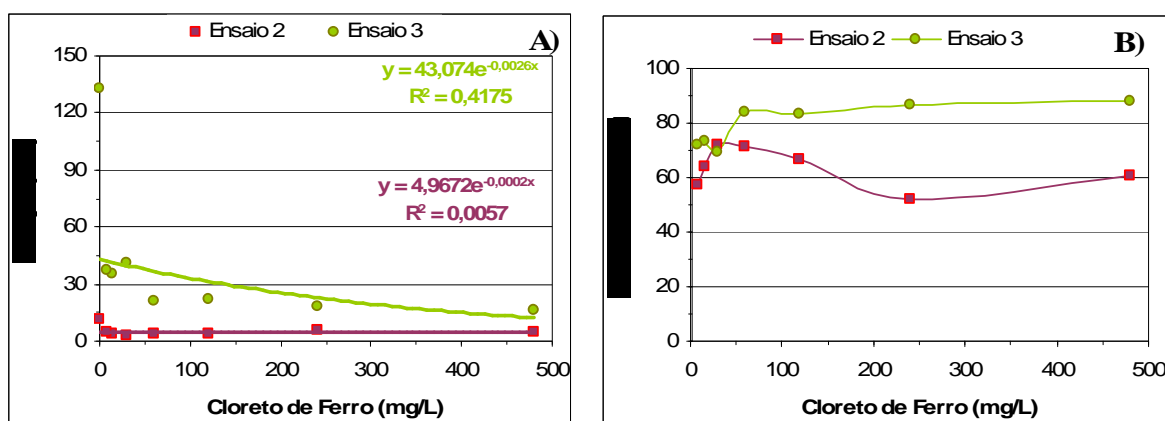


Fig 4.2: Ensaio 2 e 3 onde se utilizou o cloreto de ferro: A) Variação da turbidez em função da concentração de $FeCl_3$; B) Eficiências de remoção de turbidez em função da concentração de $FeCl_3$.

Nos ensaios efectuados com o sulfato de alumínio os melhores valores da eficiência foram de 77,6% e 100% para concentrações de coagulante de 332 e 800 mg/L, respectivamente. Relativamente ao cloreto de ferro, as melhores eficiências foram de 72,3% e 87,9% para dosagens de coagulante de 30 e 480 mg/L (concentração mais elevada testada com este coagulante). Embora as turvações dos quatro ensaios sejam distintas, e não possam ser directamente comparáveis, tendo em conta os quatro ensaios considera-se que o cloreto de ferro é mais vantajoso porque apresentou melhores eficiências com menores concentrações de coagulante. A vantagem do cloreto de ferro é notória sobretudo nas dosagens de coagulante mais baixas, o que é justificado pelo comportamento das curvas já referido anteriormente (figuras 4.1-A e 4.2-A). Assim, comparando os dois coagulantes para dosagens reduzidas, e.g. 30 mg/L, verifica-se que o cloreto de ferro apresenta uma eficiência de 72.3% para turvações iniciais baixas-moderadas (ensaio 2) e 69,1% para turvações elevadas (ensaio 3). Para a mesma dosagem, o sulfato de alumínio apresenta (com base nas equações exponenciais) uma eficiência de 17% para turvações baixas-moderadas (ensaio 1) e 29% para turvações iniciais elevadas (ensaio 4). Assim, conclui-se que quando se trabalham com dosagens baixas de coagulante, a eficiência do cloreto de ferro é cerca de 2 a 4 vezes superior à do sulfato de alumínio.

4.1.3 Análise de custos

4.1.3.1 CUSTOS CONSIDERADOS

A análise quantitativa é essencial no sentido de se quantificar quer o investimento, quer os custos de exploração. O quadro 4.4 apresenta os custos unitários a ter em consideração antes da referida análise.

Quadro 4.4: Custos unitários a serem considerados na avaliação quantitativa (HUBEL, 2003)

<i>PARÁMETRO</i>	Custo (€)	Unidade
Equipamento	90.088,30	---
Energia eléctrica	0,0471	KW/h
Sulfato de alumínio	125	Ton
Cloreto de férrico	150	Ton
Hipoclorito de sódio	125	Ton

4.1.3.2 SELECÇÃO DO ENSAIO

Antes de se avançar na análise quantitativa, foi essencial optar pelo ensaio mais representativo de forma a servir de base à referida análise. É importante analisar em cada

ensaio os resultados qualitativos mais equilibrados vs consumo de reagentes. O quadro 4.5 sintetiza essa avaliação.

Quadro 4.5: Relação custo/qualidade de cada ensaio

Ensaio	Avaliação qualitativa	Melhor turvação final (NTU)	[FeCl ₃] (mg/L)	[Al ₂ (SO ₄) ₃] (mg/L)	[NaOCl] (mg/L)	Custo (cêntimos / m ³)
1	Boa	7,1	---	332	30	4,5
2	Boa	3,3	30	---	30	0,8
3	Insuficiente	16,1	480	---	30	7,6
4	Muito Boa	0	---	800	17	10,2

Com base nos resultados do quadro 4.5, verifica-se que o ensaio 2 é o que apresenta resultados mais equilibrados para a relação custo/qualidade. De facto, com 30 mg/L de cloreto de ferro obteve-se uma turvação final de 3,3 NTU conferindo ao efluente qualidade compatível com a rega com restrições (quadro 2.13).

Contudo, se quisermos atribuir uma qualidade de excelência ao projecto, o quarto ensaio é aquele que melhor traduz essa exigência pois apresenta uma avaliação qualitativa muito boa.

4.1.3.3 INVESTIMENTO

O ensaio piloto pretendeu simular a uma escala menor o equipamento a instalar à escala real (com capacidade para 1000 m³/d). Assim, o equipamento a instalar e o seu custo é o que está representado no quadro 4.6. A amortização deste equipamento será feita em cinco anos e pressupôs-se que nesse período fossem tratados 1.825.000 m³ (1000 m³/d).

Quadro 4.6: Custo do equipamento a instalar

Equipamento	Custo (€)	Custo total (€)	Custo (cêntimos/m ³)
Estação de Bombagem	23.030,81	90.088,30	4,9
Cabos para Automatismo	2.160,00		
Conduta	17.078,97		
Pré-Filtração	11.121,21		
Filtração	28.841,76		
Lavagem Filtros de Areia	10.415,99		
Desinfecção com Cloro	1.439,56		

4.1.3.4 MANUTENÇÃO

É previsível que no período de cinco anos se efectue a substituição da carga dos filtros duas vezes (antracite e sílica). Não é de prever mais nenhum tipo de manutenção e/ou substituição de peças. No quadro 4.7 apresentam-se os custos associados à substituição da carga dos filtros no período em causa.

Quadro 4.7: Custo associado à substituição de carga filtrante

Equipamento	Sílica (Kg)	Antracita (Kg)	Custo total € (x2)	Cêntimos/m ³
3 Filtros de Leito Alto	4500 *	1500 **	3900	0,2

*: 0,10 €/Kg; **: 1,00 €/Kg.

4.1.3.5 REAGENTES

O consumo médio de reagentes previsto e o seu custo está representado no quadro 4.8.

Quadro 4.8: Custo associado ao consumo de reagentes

Reagente	Consumo (mg/L)	Custo €/5anos	Preço total €/5anos	Cêntimos/m ³
Sulfato de Alumínio	800 mg/L	182.500,00	189.343,75	10,2
Hipoclorito de Sódio	30 mg/L	6.843,75		

4.1.3.6 ENERGIA ELÉCTRICA

O consumo de energia eléctrica previsto está representado no quadro 4.9. A amortização deste equipamento será feita em 5 anos.

Quadro 4.9: Custo associado ao consumo energético

Equipamento	Consumo (kW/h)	Custo total (€)/5anos	Custo (cêntimos/m ³)	Custo total (cêntimos/m ³)
Electrobomba Submersível (23h)	21	41.517,47	2,27	2,28
Lavagem Filtros de Areia (1h)	5,5	157,58	0,009	

4.1.3.7 CUSTOS TOTAIS

Somando todos os custos associados a investimento, consumíveis (reagentes químicos e electricidade), manutenção, entre outros, é possível apresentar o custo a considerar por cada m³ reutilizado na ETAR do Sado (ver quadro 4.10).

Quadro 4.10: Custo total (cêntimos) por cada m³ de água reutilizada (cêntimos)

Parâmetro	Custo (cêntimos/m ³)
Investimento	4,9
Reagentes	10,2
Carga filtrante	0,2
Energia	2,28
Total	17,6

4.1.4 Conclusões

Relativamente à qualidade final do efluente, embora os resultados não pudessem ser considerados conclusivos, pois apenas foi possível monitorizar 3 parâmetros dos 18 critérios de qualidade referidos no quadro 2.13, os ensaios piloto deram boas perspectivas relativamente ao sistema de tratamento ensaiado.

Efectivamente, três dos ensaios realizados permitiram a obtenção de um efluente final com qualidade adequada para a rega do parque urbano, sendo de destacar o ensaio 4, cuja qualidade obtida é compatível com os critérios de qualidade para a rega sem restrições (quadro 2.13).

O ensaio 3, ao apresentar no efluente final uma concentração de cloro residual livre de 1,7 mg/L ultrapassou o valor máximo admissível (1 mg/L) previsto nos critérios de qualidade para águas de rega (quadro 2.13). Contudo, este resultado deverá ser associado a um erro de operação, não sendo expectável que comprometesse as boas perspectivas do sistema de tratamento ensaiado (se compararmos com os resultados dos restantes ensaios, o efluente final apresenta (em geral) ausência de contaminação fecal com valores de cloro residual livre muito inferiores ao valor máximo previsto para rega com restrições, quadro 2.13).

Comparando os coagulantes testados, o cloreto de ferro apresentou uma eficiência superior ao sulfato de alumínio (cerca de 2-4 vezes), para baixas dosagens de coagulante, parecendo ser a melhor solução a adoptar para a etapa de coagulação do sistema de tratamento da ETAR do Sado. Contudo, a maior eficiência (aproximadamente 100%) foi alcançada com o sulfato de alumínio (ensaio 4). A realização de novos ensaios, nomeadamente, ensaios Jar Test, poderão contribuir para “validarem” estes resultados, uma vez que poderão ser testados os dois coagulantes em condições idênticas (turbacão, alcalinidade, pH).

Assim, tendo em conta os resultados positivos verificados nos ensaios piloto, a EMAS de Beja decidiu implementar esta solução de tratamento na ETAR do Sado. Com a instalação das novas etapas de tratamento, em Outubro de 2004, o efluente, após os leitos de macrófitas, começou a ser encaminhado para um poço de bombagem, onde é posteriormente sujeito às seguintes etapas sequenciais:

1. Pré-filtração (filtro de malha, limpeza automática, de 130 μm);
2. Coagulação (com sulfato de alumínio ou cloreto férrico);
3. Filtração em multicamada (areia e antracite) com filtros de leito alto;
4. Desinfecção com cloro;
5. Encaminhamento para o lago do parque urbano e estabilização das águas (onde posteriormente serão aplicadas na rega do próprio parque).

No Anexo VII estão representadas as características principais do equipamento proposto/dimensionado, o qual irá permitir a reutilização de 1000 m^3 de água/dia, ou seja, 1.825.000 m^3 em 5 anos (período de amortização do equipamento).

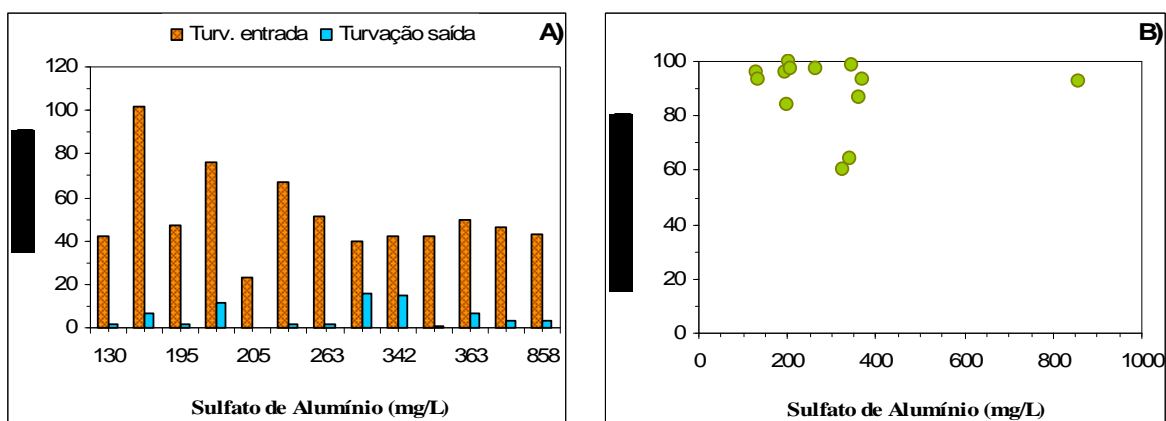
Se esta água for comercializada a 1,15€/m³ (tarifário da EMAS de Beja para Autarquias), em 5 anos (60 meses) a EMAS poderá obter um total de receitas de 2.098.750,00€. De realçar que o tratamento daquele volume de água terá um custo real de 321.200€, ou seja, cerca de um sétimo da potencial receita.

Como o investimento para a rega do parque urbano (equipamento, condutas, montagem, assistência) será de 90.088€, implica que a amortização poderá ser conseguida em 2,6 meses. Assim, também em termos económicos, está facilmente demonstrado a elevada potencialidade do projecto de reutilização em causa.

4.2 Arranque do Processo de Tratamento

4.2.1 Ensaios na Estação Real

Os resultados obtidos para a turvação e eficiência do sistema de acordo com a respectiva dosagem de alumínio estão representados na figura 4.3.



Da análise desta figura verifica-se que para concentrações de sulfato de alumínio entre os 205 e os 858 mg/L, obtiveram-se eficiências entre os 60 e 100%, aproximadamente. A eficiência média e respectivo intervalo de confiança (95%) foi de $89,3 \pm 7,0\%$ para uma dosagem média de sulfato de alumínio de $303 \pm 101,8$ mg/L.

Relativamente aos 7 ensaios para monitorização microbiológica (coliformes totais, coliformes fecais, enterococos), interessa referir que as colheitas foram realizadas após a etapa de desinfecção com hipoclorito de sódio. Os resultados obtidos estão representados no quadro 4.11, onde se verifica para concentrações de cloro livre superiores a 0,15 mg/L, não foi detectada qualquer tipo de contaminação microbiológica, para os parâmetros em causa. Importa ainda referir que a turvação média antes da etapa de desinfecção foi de 4 NTU e a dosagem média de hipoclorito de sódio e respectivo intervalo de confiança (95%), apenas, de $13,7 \pm 0,44$ mg/L.

Quadro 4.11: Parâmetros microbiológicos (coliformes totais, coliformes fecais e enterococos) em função da concentração de cloro residual livre

PARÂMETROS	Cloro residual livre (mg/L)						
	0,11	0,15	0,54	0,64	0,70	0,72	0,75
Coliformes Totais (UFC/100 mL)	180	0	0	0	0	0	0
Coliformes Fecais (UFC/100 mL)	16	0	0	0	0	0	0
Enterococos (UFC/100 mL)	20	0	0	0	0	0	0

4.2.2 Ensaio Jar Test

No quadro 4.12 estão representadas as características da água residual pós-macrófitas utilizada nos diversos ensaios jar test.

Quadro 4.12: Características da água pós-macrófitas

Ensaio	1 a 9	10 a 13	14 a 15
pH	7,61	7,71	7,50
Temperatura (°C)	21,2	18,3	15,5
Turvação (NTU)	25	14	77
Alcalinidade (mg/L)	396	608	400
UV _{254 nm}	---	---	0,252

Foram efectuadas três amostragens, sendo que as três amostras se diferenciam, principalmente, pelos valores de turvação e alcalinidade. A turvação variou entre 14 e 77 NTU enquanto que a alcalinidade variou entre 396 e 608 mg/L CaCO₃ sendo muito semelhante na primeira e última amostragem. É de realçar o valor extremamente elevado da alcalinidade, muito acima dos valores típicos para águas residuais domésticas (200, 100 e 50 mg/L correspondente, respectivamente, a alcalinidade forte, média e fraca, segundo USEPA,1992).

Na figura 4.4 ilustram-se os resultados obtidos para os ensaios 1 a 3, onde se pode observar que, para os três coagulantes, quanto maior a sua dosagem (até 150 mg/L) menor a turvação residual, pH e alcalinidade.

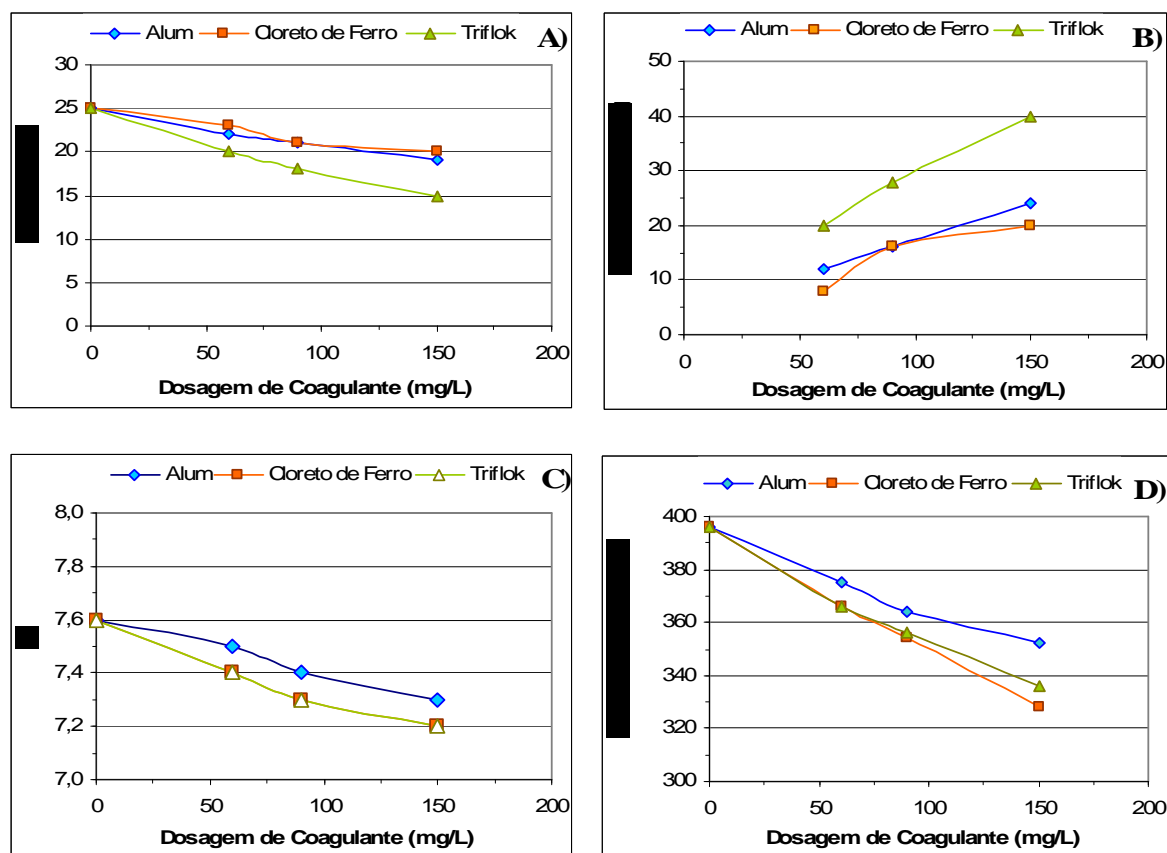


Fig 4.4 – Comparação dos três coagulantes: A) turvação residual; B) eficiência de remoção de turvação; C) variação do pH; D) variação da alcalinidade.

Comparando os três coagulantes, constata-se que o triflok é o mais eficiente, apresentando uma eficiência de remoção de turvação variável entre 20 e 40% para dosagens de 60 a 150 mg/L. O sulfato de alumínio e o cloreto de ferro têm eficiências semelhantes, variando entre 8 e 24%, com uma eficiência ligeiramente superior para o sulfato de alumínio.

Uma vez que a água residual apresenta uma alcalinidade bastante elevada, mesmo para as dosagens mais elevadas de coagulante (com diminuições máximas de alcalinidade de 44-68 mgCaCO₃/L), as variações de pH foram muito reduzidas para os três coagulantes.

Na figura 4.5, observam-se os resultados obtidos para os ensaios 4 a 6, podendo-se referir que quanto maior a dosagem do coagulante (até 300 mg/L) menor os valores de turvação residual e de pH. Constata-se, ainda, que o triflok continua a ser o coagulante mais eficiente, apresentando uma eficiência de remoção de turvação entre 36 e 76% para dosagens de 60 a 150 mg/L, atingindo uma eficiência de 84% para a dosagem de 300 mg/L. O sulfato de alumínio e o cloreto de ferro apresentam eficiências distintas, variando entre 4,2 e 56% e 28 e 72%, respectivamente.

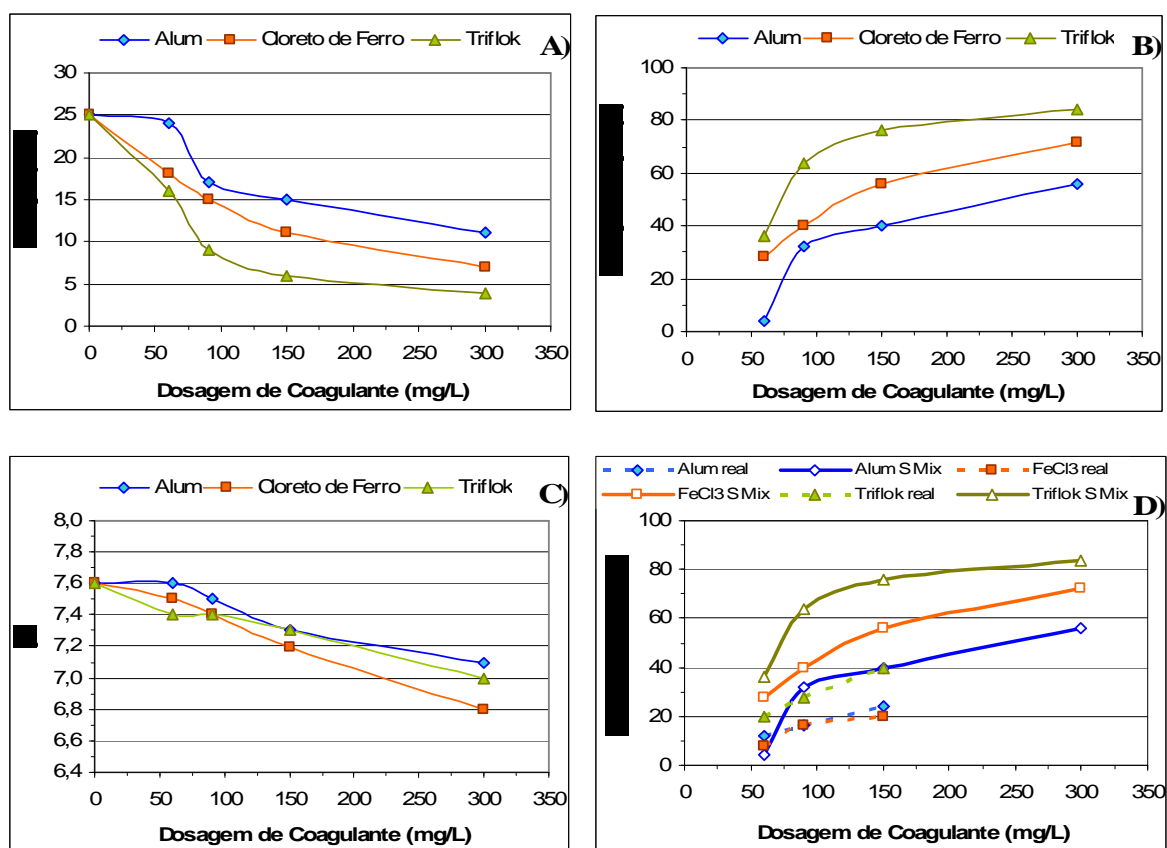


Fig 4.5 – Comparação dos três coagulantes considerando uma etapa de mistura rápida: A) turvação residual; B) eficiência de remoção de turvação; C) variação do pH; D) comparação da eficiência de remoção de turvação, para os três coagulantes testados, considerando as condições actuais de agitação da ETAR vs a introdução de uma etapa de mistura rápida (static mixing).

Tendo em conta a elevada alcalinidade da água, mesmo para as concentrações mais elevadas de coagulante (300 mg/L), as variações de pH foram reduzidas (0,5 a 0,8 décimas).

A figura 4.5-D compara as eficiências de remoção de turvação obtidas nas condições de agitação que simulam as existentes na ETAR do Sado, com as verificadas nas condições de agitação que simulam a existência de uma etapa adicional de mistura rápida (static mixing).

Comparando ambas as condições de agitação, constata-se que a introdução de uma etapa de mistura rápida aumenta significativamente a eficiência de remoção de turvação, passando esta de 24, 20 e 40% para 40, 56 e 76% (exemplo para a concentração de 150 mg/L de sulfato de alumínio, cloreto férrico e triflok, respectivamente). Dharmappa *et al.* (1993) concluíram que os parâmetros mais importantes na optimização da coagulação/floculação são os parâmetros de mistura rápida. Também Rossini *et al.* (1999) concluíram que o tempo de mistura rápida tem uma grande influência nos resultados finais, com uma elevada remoção de turvação a ser alcançada tanto com um tempo reduzido de mistura (cerca de 10 s) como com um longo tempo de mistura (60 – 90 s).

Tendo em conta o aumento verificado nas eficiências de remoção de turvação, os ensaios 7 a 9 simularam ainda as condições de agitação que prevê uma etapa de mistura rápida (static mixing) e adição de cal.

Na figura 4.6 apresentam-se os resultados obtidos para os ensaios 7 a 9, podendo-se observar que, de uma forma geral, a adição de cal não melhorou a eficiência de remoção de turvação para nenhum dos coagulantes testados. Apenas para a concentração mais elevada de cal testada (40 mg/L) foi observado um acréscimo na eficiência de remoção de turvação, tratando-se no entanto de um valor pouco significativo (cerca de 4%). Relativamente às variações de pH e alcalinidade, a adição de cal não originou nestes ensaios acréscimos relevantes nestes parâmetros.

Mais uma vez verifica-se que o triflok apresentou uma maior eficiência na remoção de turvação. No entanto, comparando as eficiências observadas com os custos associados a cada coagulante (quadro 4.13) verifica-se que o triflok apresenta um custo 12 vezes superior em relação ao sulfato de alumínio e 8 vezes superior em relação ao cloreto de ferro (as eficiências foram 1,90 e 1,35 vezes superior, respectivamente). Assim, comparando as

diferenças entre eficiências e custos, o triflok não parece ser uma opção “válida” para o tratamento na ETAR do Sado.

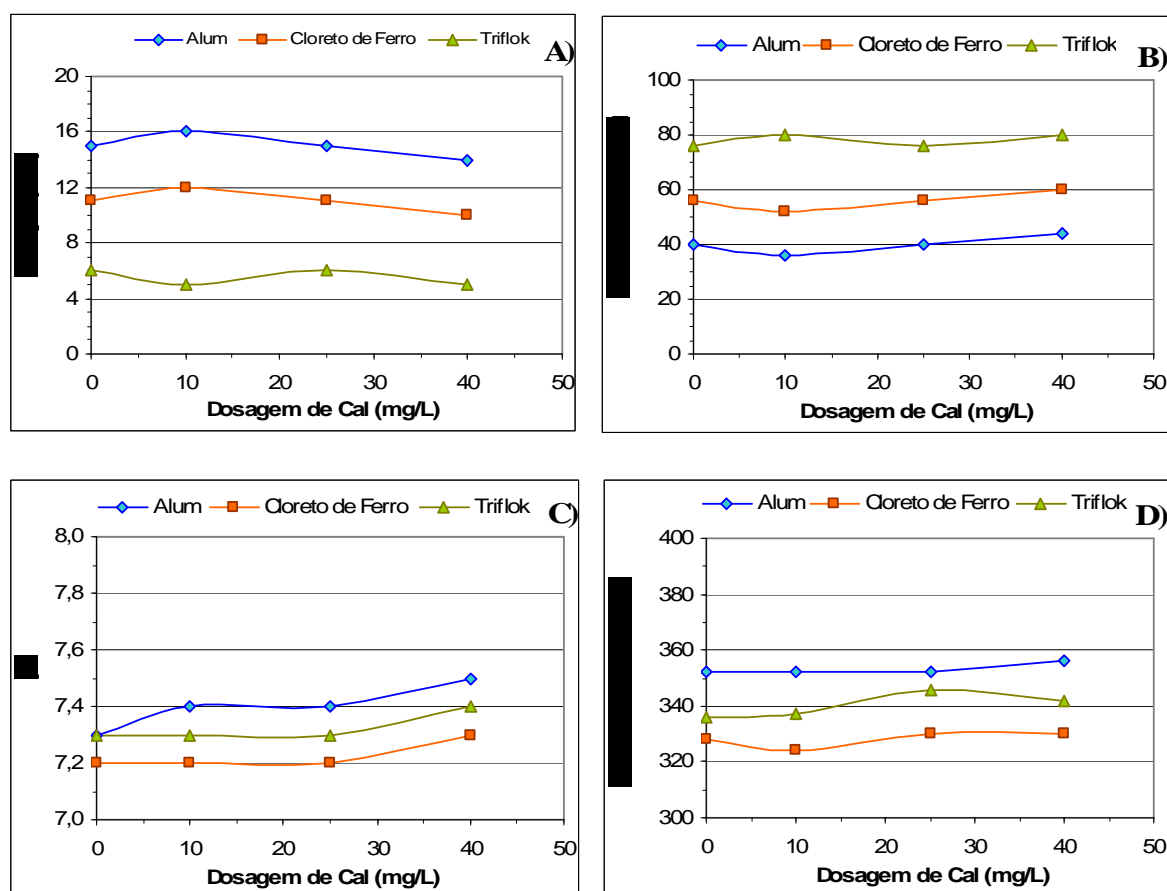


Fig 4.6 – Comparação dos três coagulantes considerando uma etapa de mistura rápida com adição de cal: A) turvação residual; B) eficiência de remoção de turvação; C) variação do pH; D) variação de alcalinidade.

Quadro 4.13: Custo/ton dos produtos químicos testados (EMAS, 2006)

	$Al_2(SO_4)_3$	$FeCl_3$	Triflok
€/ton	93	140	1101

Quanto à opção cloreto de ferro vs sulfato de alumínio verificou-se que a eficiência de cloreto de ferro é 1,4 vezes superior ao sulfato de alumínio, mas com custos 1,5 vezes superior, valores muito semelhante, pelo que se efectuaram novos ensaios com vista a uma decisão na utilização de um destes coagulantes (ensaios 10 e 11).

Na figura 4.7 ilustram-se os resultados obtidos para os ensaios 10 a 11, observando-se que para os dois coagulantes, quanto maior a sua dosagem (até 300 mg/L) menor a turvação residual e pH.

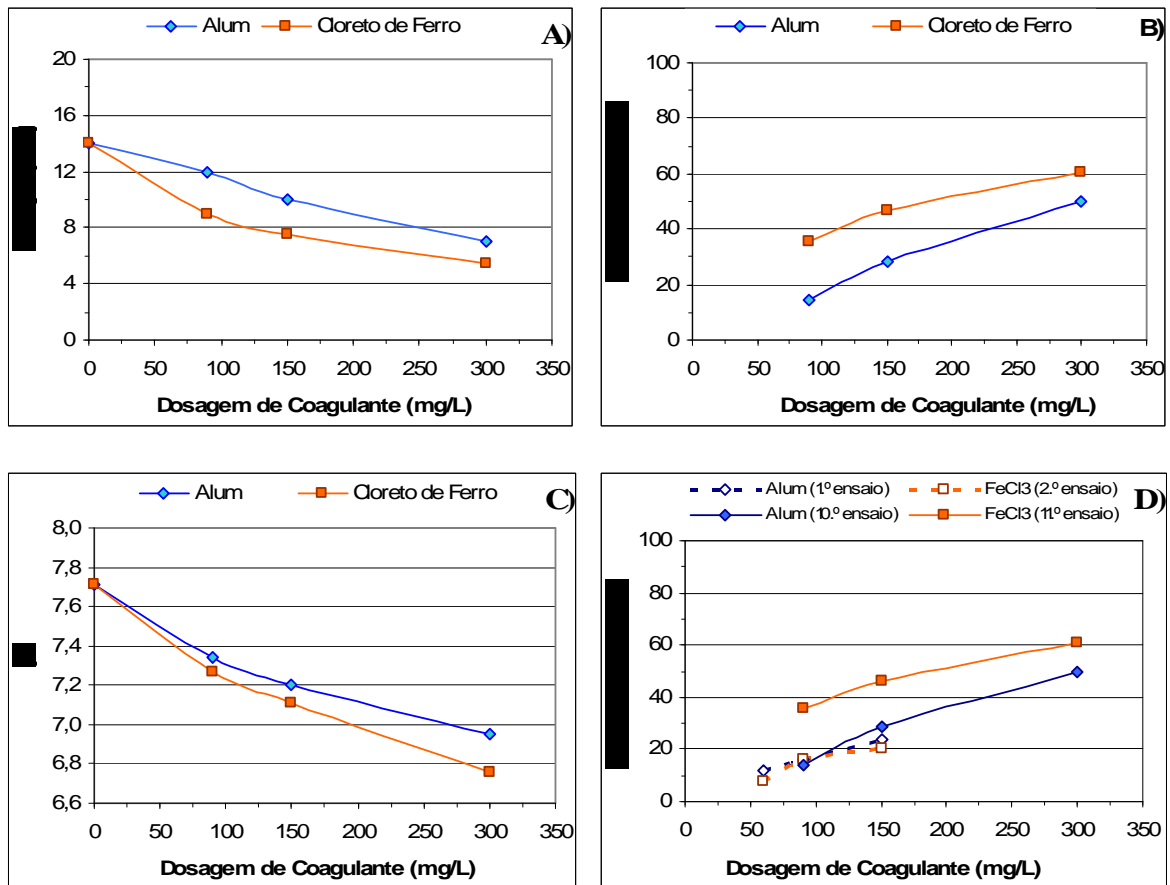


Fig 4.7 – Comparação dos dois coagulantes: A) turvação residual; B) eficiência de remoção de turvação; C) variação do pH; D) eficiência de remoção de turvação considerando as condições actuais de agitação da ETAR

Comparando a eficiência dos dois coagulantes, (fig 4.7-B) constata-se que o sulfato de alumínio e o cloreto de ferro têm eficiências distintas variando respectivamente de 14,3 a 50% e 35,7 a 60,7% para dosagens de 90 a 300 mg/L. Comparando ainda os resultados destes ensaios com os obtidos nos ensaios 1 a 2 (fig 4.7-C) verifica-se um aumento significativo na eficiência de remoção de turvação para o cloreto de ferro (entre 10 e 20%), enquanto que as eficiências verificadas com o sulfato de alumínio permaneceram praticamente inalteradas.

A maior eficiência obtida para o cloreto de ferro nestes ensaios está de acordo com os resultados de vários autores quer para efluentes industriais, quer para efluentes domésticos (Addin e Soffer, 1999; Song *et al.*, 2003; Delgado *et al.*, 2003; Tassoula *et al.*, 2007, Sarparastzadeh *et al.*, 2007; Aziz *et al.*, 2007). No entanto, as dosagens de coagulante para o tratamento de águas residuais domésticas variam habitualmente entre os 100 e os 450 mg/L (Meriç *et al.*, 2002; Delgado *et al.*, 2003; Guida *et al.*, 2007), pelo que seria expectável a obtenção de eficiências mais elevadas nos ensaios realizados. Guida *et al.* (2007) estudaram a

otimização da coagulação em cinco efluentes secundários municipais e obtiveram uma remoção média de sólidos em suspensão de 75% com 150 mg/L de sulfato de alumínio. Por outro lado, Sarparastzadeh *et al*, (2007) obtiveram remoções de turvação entre 48 e 69% com 70 a 80 mg/L de alum e cloreto de ferro. Estes valores são muito superiores aos obtidos nos ensaios jar test efectuados com dosagens equivalentes, tendo-se obtido remoções de turvação inferiores a 20 e 40% para o sulfato de alumínio e cloreto de ferro, respectivamente. Estes valores reduzidos poderão ser explicados pela natureza do material coloidal existente no efluente, sendo expectável uma elevada contribuição de material orgânico associado às macrófitas. Edzwald (1993) referiu a dificuldade na remoção de material algal, comparativamente a partículas inorgânicas devido à sua baixa densidade, características morfológicas e carga superficial negativa. Acresce ainda a baixa turvação pós-macrófitas (15-25 NTU) dificultando a colisão entre as partículas, bem como a ausência de uma etapa de mistura rápida no processo de coagulação.

No que concerne ao pH (figura 4.7-C) embora a água residual apresente uma alcalinidade bastante elevada (608 mg CaCO₃/L), as variações de valores de pH foram significativas, situando-se, no entanto, dentro dos valores recomendados para a rega sem restrições (quadro 2.13).

Globalmente, os resultados permitem referir que para as condições estudadas o cloreto de ferro é mais eficiente que o sulfato de alumínio (cerca de 1,5 vezes superior). No entanto, quanto à opção entre o cloreto de férrico e o sulfato de alumínio, ainda é prematuro concluir atendendo a que a eficiência média do cloreto de ferro é 1,5 vezes superior à do sulfato de alumínio e o seu custo 1,5 vezes superior, valores semelhantes pelo que se efectuaram outros ensaios.

Na figura 4.8 apresentam-se os resultados obtidos para os ensaios 12 e 13, verificando-se que para condições óptimas de pH inicial, o sulfato de alumínio apresenta, para a maior dosagem testada, uma eficiência 14,3% superior à do cloreto de ferro.

Por outro lado, comparando estes resultados com os obtidos nos ensaios 10 e 11, verifica-se que o prévio ajuste do pH, permite um acréscimo médio da eficiência de remoção de turvação em 46,6% para o sulfato de alumínio e de 5,9% para o cloreto de ferro.

Observando o comportamento do pH na figura 4.8, os valores registados para as diversas concentrações de sulfato de alumínio são inferiores aos previstos para a rega sem restrições

(valores de pH compreendidos entre 6,5 e 8,4, quadro 2.13), o que implicará sempre uma correcção à *posteriori*, enquanto que para o caso do cloreto de ferro, apesar de apresentar oscilações superiores, os valores de pH permanecem no intervalo referido.

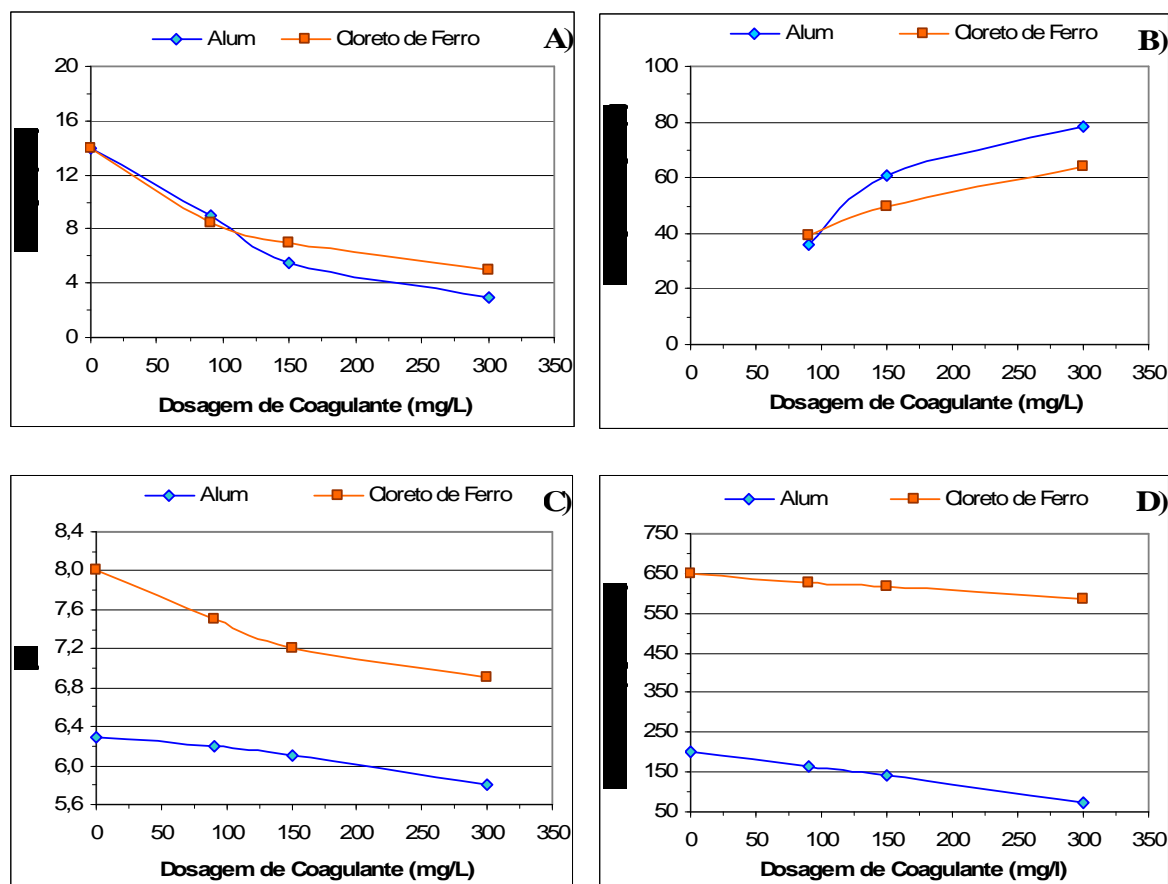


Fig 4.8 – Comparação dos dois coagulantes nas condições óptimas de pH: A) turbacão residual; B) eficicia de remoção de turbacão; C) variação do pH; D) variação da alcalinidade.

Relativamente à alcalinidade, a correcção do pH para 6,3 originou uma redução do seu valor inicial para 200 mg/L de CaCO₃. Para além desta elevada redução inicial, após a adição da maior dosagem de sulfato de alumínio (300mg/L), o valor da alcalinidade decresceu consideravelmente, apresentando valores de 72 mg/L de CaCO₃ correspondendo a uma classificação de fraca alcalinidade. Quanto ao cloreto de ferro, as variações da alcalinidade não foram significativas.

Importa então referir que, o ajuste do valor de pH inicial da água, para valores óptimos de coagulação, permite o aumento das eficicias de remoção de turbaco em ambos os coagulantes testados, embora com maior relevncia para o sulfato de alumínio. No entanto, em termos reais, a considerar uma correcção de pH, parece haver melhores perspectivas para a utilização do cloreto de ferro.

Efectivamente, a correcção inicial do pH para o valor óptimo do cloreto de ferro permite um aumento de 5,9% da eficiência média de remoção de turvação, minimizando os custos associados aos reagentes responsáveis por aquela correcção, já que o valor do pH da água bruta é, em média, próximo de 8,0. Contudo, comparando o acréscimo reduzido de eficiência com o incremento de custos e controlo operacional a considerar, esta solução poderá não ser viável.

A correcção do pH da água bruta para o valor óptimo do sulfato de alumínio permite um aumento de 46,6% da eficiência média de remoção de turvação mas com custos mais elevados, já que requer uma correcção de pH pré e pós dosagem de coagulante. Exigências de um maior controlo de operação, bem como eventuais problemas de corrosão, associados à fraca alcalinidade da água, poderão ser também factores decisivos para a eliminação desta possibilidade.

Na figura 4.9, apresentam-se os resultados obtidos para os ensaios 14 e 15, observando-se que, para os dois coagulantes, quanto maior a sua dosagem (até 900 mg/L) menor a turvação e matéria orgânica residual. Comparando a eficiência dos dois coagulantes, constata-se que o cloreto de ferro continua a ser o mais eficiente, apresentando uma eficiência de remoção de turvação entre 29,9 e 97,4%, para dosagens de 90 a 900 mg/L, e uma eficiência de remoção de matéria orgânica variável entre 18,7 a 62,7% para as mesmas dosagens. O sulfato de alumínio apresentou eficiências inferiores, variando de 11,7 a 85,7% e 15,5 a 40,9%, respectivamente para a remoção de turvação e da matéria orgânica. Diamadopoulos and Vlachos (1996) obtiveram resultados diferentes, tendo observado melhores resultados para o sulfato de alumínio na redução de $UV_{254\text{ nm}}$ de um efluente secundário doméstico.

Assim, relativamente à remoção média de turvação e matéria orgânica, verifica-se, respectivamente, que a eficiência do cloreto de ferro é 1,4 e 1,3 vezes superior à do sulfato de alumínio.

Relativamente às variações dos valores de pH, na dosagem de 900 mg/L, a redução de pH foi, respectivamente, de 11 e 16 décimas para o sulfato de alumínio e cloreto de ferro ficando ambos os valores de pH (6,4 e 5,9 respectivamente) abaixo do intervalo adoptado para a rega sem restrições (6,5 – 8,4: ver quadro 2.13). Nestas circunstâncias, será necessário uma ligeira correcção do valor do pH final.

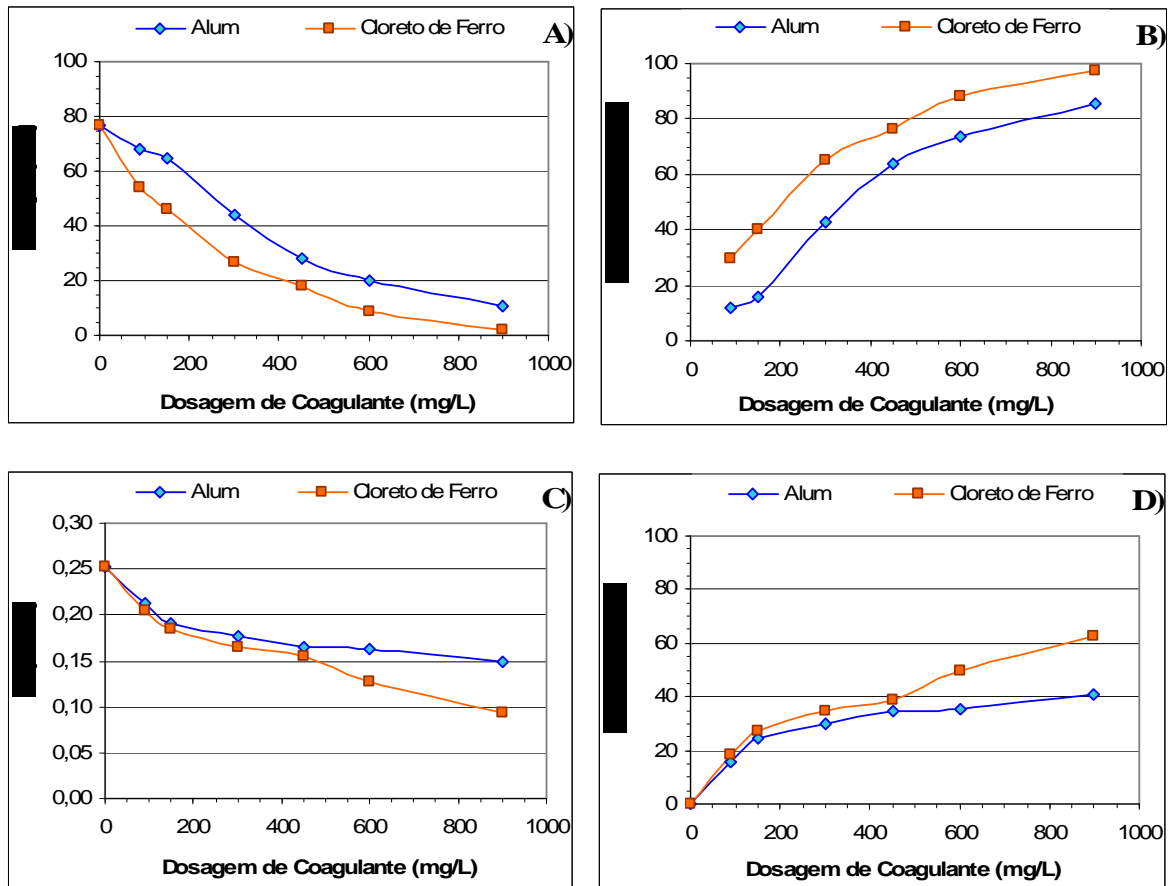


Fig 4.9 – Comparação dos dois coagulantes em condições de turvação inicial elevada: A) turvação residual; B) eficiência de remoção de turvação; C) matéria orgânica residual; D) eficiência de remoção de matéria orgânica.

4.2.3 Conclusões

O arranque do processo de tratamento terciário na ETAR do Sado envolveu a realização de treze ensaios para controlo de turvação e sete para controlo microbiológico realizados *insitu*. Para além destes ensaios foram, ainda, simuladas em laboratório as condições de mistura da ETAR, tendo sido efectuados ensaios jar test, com vista à optimização da etapa de floculação.

Tal como referido no ponto 4.2.1, os ensaios de arranque da ETAR do Sado permitiram verificar que com uma dosagem média de sulfato de alumínio de 303,3 mg/L, obtinha-se, após a etapa de filtração, uma eficiência média de remoção de turvação de 89,3%. Efectivamente, durante o período em análise, para uma turvação média inicial de 51,6 NTU, água pós-macrófitas, obteve-se uma turvação média final de 5,4 NTU, dando boas perspectivas face aos objectivos de turvação a atingir (quadro 2.13). De realçar que durante estes ensaios o cloreto de ferro não foi testado.

Relativamente ao controlo microbiológico realizado, também, as perspectivas são boas tendo os ensaios revelado ausência de qualquer contaminação microbiológica para os parâmetros analisados (coliformes totais, coliformes fecais e enterococos), e concentrações finais de cloro livre superiores a 0,15 mg/L. Importa ainda referir que neste período a turvação média antes da etapa de desinfecção foi de 5,4 NTU e a dosagem média de hipoclorito de sódio comercial, apenas, de 13,7 mg/L.

Relativamente aos ensaios jar test, foram realizados um total de 15 ensaios com o propósito de analisar os seguintes aspectos:

- comparar eficiência de coagulantes face a variações de qualidade da água a tratar;
- avaliar potenciais melhorias de qualidade de água tratada com a introdução de ajustes ao tratamento, como a utilização de cal, acerto de pH ou, ainda, a inserção de uma etapa de mistura rápida.

A análise dos resultados obtidos nos diferentes ensaios jar test permite concluir que:

1. COMPARAÇÃO DE COAGULANTES:

- O coagulante triflok tem um custo elevado face ao acréscimo de eficiência que induz ao tratamento. De facto, o triflok permitiu obter eficiências de remoção de turvação 1,9 e 1,35 vezes superiores ao sulfato de alumínio e cloreto de ferro, respectivamente, mas apresenta um custo, respectivamente de 12 e 8 vezes superior a esses coagulantes;
- O cloreto de ferro permite obter flocos bem definidos e, comparativamente ao sulfato de alumínio, de maiores dimensões (figura 4.10), podendo este factor traduzir-se numa vantagem significativa durante a etapa de filtração.

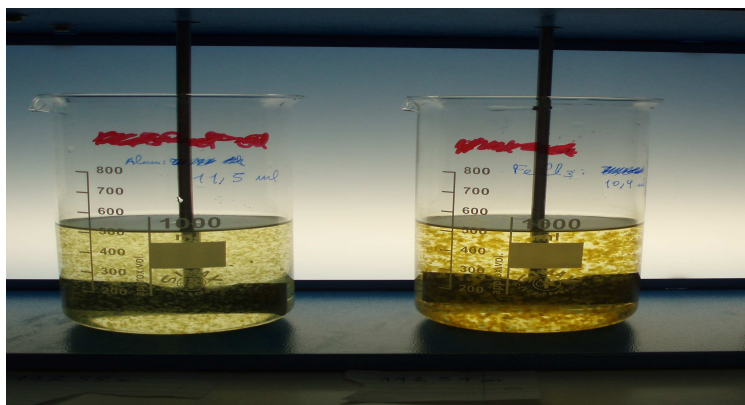


Fig 4.10 – Comparação do tipo de flocos formados com o sulfato de alumínio

(à esquerda) e o cloreto de ferro (à direita)

- A eficiência média de remoção de turvação do cloreto de ferro é 1,4 vezes superior à do sulfato de alumínio (44,5% vs 32,5%, respectivamente). Considerando a remoção de matéria orgânica, esta razão é praticamente idêntica (1,3), sendo que as eficiências obtidas foram de 39% para o cloreto de ferro e 30% para o sulfato de alumínio (ensaios 1 a 6, 10 a 11 e 14 a 15);
- A redução de alcalinidade associada à adição de coagulantes foi sempre reduzida, tendo-se obtido valores finais superiores a 320 mg CaCO₃/L, conferindo desta forma à água final características pouco corrosivas (ensaios 1 a 3 e 7 a 9);
- Relativamente aos critérios de qualidade a alcançar para a rega sem restrições (quadro 2.13) os ensaios 14 e 15 demonstram que para valores iniciais elevados de turvação da água pós macrófitas (77 NTU), as concentrações de cloreto de ferro terão que ser, no mínimo, superiores a 800 mg/L, e as do sulfato de alumínio superiores a 1072 mg/L. Para menores valores iniciais de turvação (11 ou 25 NTU), os ensaios (4 a 6 e 10 a 11) revelam que, para os objectivos de qualidade mencionados, as concentrações em ambos os coagulantes terão que ser sempre superiores a 300 mg/L, tendencialmente 450 e 600 mg/L para o cloreto de ferro e sulfato de alumínio, respectivamente;
- Quanto às variações do valor de pH, em ambos os coagulantes utilizados (sobretudo para concentrações superiores a 300 mg/L) verifica-se uma diminuição desejável do pH inicial para valores mais próximos dos recomendados para a desinfecção óptima com cloro (pH igual a 6, Metcalf & Eddy, (1991)). Embora com reduções de pH equivalentes, verifica-se também, uma ligeira vantagem para o cloreto de ferro em cerca de 4 décimas.

2. ADIÇÃO DE CAL:

- Relativamente à adição de cal, a ser utilizada pela EMAS de Beja e por isso testada em laboratório, os ensaios 7 a 9 permitem referir que dada a elevada alcalinidade da água a tratar, a adição de cal não aumenta, de uma maneira geral, a eficiência de remoção de turvação para nenhum dos coagulantes em análise (triflok, sulfato de alumínio e cloreto de ferro). Apenas para a concentração mais elevada de cal testada (40 mg/L) foi observado um ligeiro acréscimo na eficiência de remoção de turvação

(cerca de 4%). Trata-se de um acréscimo pouco significativo que, associado aos custos adicionais de aquisição de cal, bem como às eventuais dificuldades operacionais na sua aplicação, não justifica a utilização desta opção no tratamento na ETAR do Sado.

3. ACERTO DE pH:

- A correcção do valor inicial de pH da água pós-macrófitas para valores óptimos de utilização de sulfato de alumínio (6,3) e cloreto de ferro (8,0) permitiu obter um acréscimo médio na remoção de turvação de 46,6% e 5,9%, respectivamente (ensaios 12 e 13). O cloreto de ferro apresentou acréscimos de remoção menos significativos com o acerto de pH, uma vez que o pH médio da água pós-macrófitas era de 7,6, e por isso já muito próximo do valor óptimo para esse coagulante.
- Por outro lado, efectuar a correcção do pH da água bruta para valores óptimos de aplicação de sulfato de alumínio implicaria custos adicionais e superiores em reagentes químicos, bem como a instalação de uma etapa adicional de correcção de pH após a etapa de coagulação (a água final apresenta valores de pH inferiores aos previstos para rega sem restrições, quadro 2.13). Exigências de um maior controlo operacional, bem como eventuais problemas de corrosão, associados à fraca alcalinidade final da água verificada nestes ensaios, são decisivos para o abandono desta solução como opção no tratamento.

4. INTRODUÇÃO DE ETAPA DE MISTURA RÁPIDA:

- Com uma etapa adicional de mistura rápida (no caso, simulação de um sistema de “static mixing”) verificaram-se acréscimos médios de eficiência de remoção de turvação em 33,1% para o sulfato de alumínio e 70,2% para o cloreto de ferro (comparação de ensaios 1 a 3 e 4 a 6). Estes resultados permitem concluir que deverá ser considerada esta opção como forma de otimizar o tratamento na ETAR do Sado.

Em suma, quer o sulfato de alumínio, quer o cloreto de ferro revelaram ser uma opção válida para a etapa de coagulação na ETAR do Sado, sendo possível atingir os critérios de qualidade exigidos para a turvação, antes da etapa de desinfecção (turvação < 2 NTU). No entanto, o cloreto de ferro apresenta vantagens que, no seu conjunto, poderão ser significativas: é 1,4 vezes mais eficiente; forma flocos maiores e bem definidos, facilitando a

etapa de filtração de jusante; reduz os valores de pH da água para valores mais próximos do óptimo da desinfecção com cloro; aquando da introdução de uma etapa de mistura rápida, poderá ver aumentada a sua eficiência de redução de turvação em 70,2%. A utilização do triflok, a aplicação de cal e a prévia correcção dos valores iniciais de pH, não se revelaram como opções válidas de tratamento.

4.3 Programa de Controlo e Monitorização

Apresentam-se no quadro 4.15 os resultados referentes ao controlo analítico respeitante ao período compreendido entre Setembro 2006 e Junho de 2007 (embora para alguns parâmetros a informação obtida se estenda até Setembro de 2007). Importa realçar que alguns problemas operacionais, sobretudo numa fase inicial, contribuíram para que a frequência de amostragem inicialmente prevista (quadro 3.5) nem sempre fosse conseguida.

No entanto, apesar das limitações referidas, o período em causa permitiu recolher e analisar um conjunto importante de dados, referentes ao controlo analítico proposto (quadro 3.5) que, no seu conjunto, permitem uma análise da qualidade e da fiabilidade (técnica e operacional) do sistema de tratamento implantado. Tendo em conta os objectivos deste trabalho, analisar-se-ão os resultados do controlo analítico pré-estabelecido: pH, condutividade, CBO₅, turvação, SST, cloro residual livre, coliformes fecais, ovos de parasitas entéricos, *Giardia lamblia*, *Cryptosporidium sp.*, THM, alumínio, ferro e metais pesados.

Interessa ainda referir que durante o período de monitorização, o coagulante utilizado foi o sulfato de alumínio, à excepção dos meses de Março e Abril, altura em que foi testado o cloreto de ferro (anexo IV). Contudo, tendo em conta a variabilidade da qualidade da água no ponto 1 (bombagem) e da dosagem de coagulante utilizada, bem como o número limitado das amostras relativas à utilização do cloreto de ferro (apenas 5) não se efectuou a comparação destes coagulantes.

4.3.1 pH

Os valores de pH da água no ponto 1 (figura 4.11) indicam pouca variabilidade durante o período em análise, apresentando uma média e respectivo intervalo de confiança (95%) de $7,3 \pm 0,11$. Analisando a variação ocorrida em cada recolha de amostras (ponto 1 vs ponto 3), verifica-se que o sistema de tratamento implantado contribuiu para uma redução média do valor do pH inicial em $0,7 \pm 0,15$.

Os critérios de qualidade para a rega com restrições (4,5 – 9,0 quadro 2.13) foram sempre cumpridos durante todo o período de monitorização. Relativamente aos objectivos de qualidade para rega sem restrições (6,5 – 8,4) é possível afirmar que 35% das amostras não cumpriram o limite mínimo de 6,5, embora esses valores estejam muito próximos desse limite (valor mínimo de 6,1).

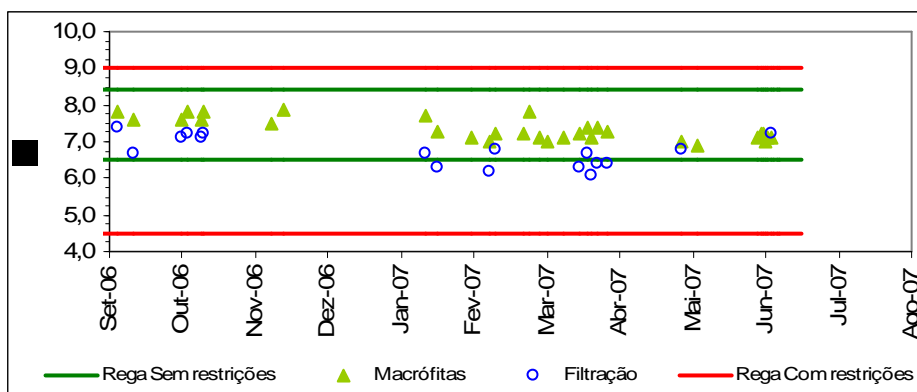


Fig 4.11: Valores de pH da água residual, à entrada e saída do tratamento terciário na ETAR do Sado.

4.3.2 Condutividade Eléctrica

O sistema de afinação foi responsável por um aumento médio de 5,4% do valor da condutividade eléctrica (CE) (figura 4.12). Efectivamente, a condutividade apresentou um valor médio e respectivo intervalo de confiança (95%) de $1693 \pm 39,7 \mu\text{S}/\text{cm}$ no ponto 1, aumentando para uma média final de $1789 \pm 75,3 \mu\text{S}/\text{cm}$ no ponto 3. Embora o acréscimo não seja significativo, os valores da CE (inicial e final) ultrapassam largamente os limites impostos para a rega sem restrições (quadro 2.13). No entanto, considerando a qualidade estabelecida para a rega com restrições, seleccionada para salvaguardar culturas sensíveis, foi observada apenas uma amostra que ultrapassou esse valor.

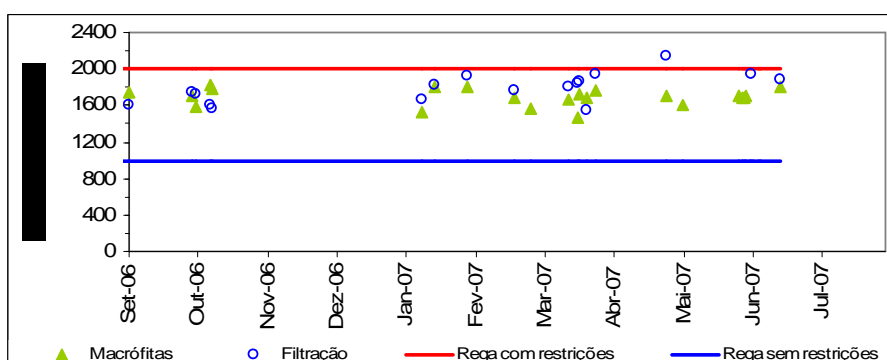


Fig 4.12: Resultados da condutividade da água residual, à entrada e saída do tratamento terciário na ETAR do Sado.

4.3.3 CBO₅

Pela análise da figura 4.13-A, é possível verificar que no ponto 1 (bombagem) os valores de CBO₅ variaram entre 17,9 e 73,4 mgO₂/L sendo possível distinguir um padrão de variabilidade distinto entre o período de Verão e Inverno (valores médios de 29 e 46 mgO₂/L respectivamente). A eficiência de remoção de CBO₅ apresenta grandes oscilações, variando entre 13 e 77% (média de 44%) para dosagens médias de coagulante e respectivo intervalo de confiança (95%) de 532 ± 54,5 mgO₂/L. Os valores mais elevados de eficiência não parecem estar associados directamente à qualidade de água do ponto 1, dado que foram obtidos para valores de CBO₅ tanto de 23 como 73 mgO₂/L. Relativamente à qualidade da água pós-tratamento (figura 4.13-B), verificou-se igualmente alguma oscilação, com valores de CBO₅ variando entre 5 e 52 mgO₂/L (média de 25 ± 5,2 mg/L).

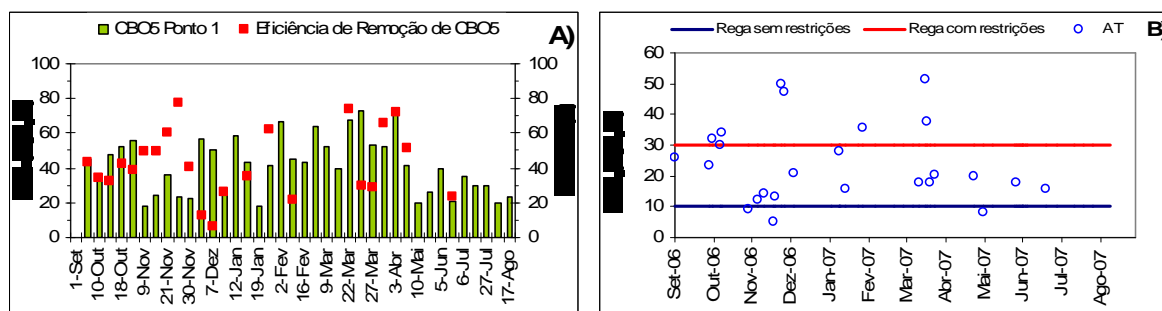


Fig 4.13: ETAR do Sado, no período Set 06 – Ago 07: A) CBO₅ da água residual no ponto 1 (bombagem) vs eficiência de remoção após ponto 3 (desinfecção); B) resultados do CBO₅ da água residual, à saída do tratamento terciário (ponto 1 vs ponto 3).

Na figura 4.14 estão representadas as médias mensais de CBO₅ e respectivos intervalos de confiança (95%), com excepção dos meses de Setembro de 2006 e Fevereiro e Abril de 2007, durante os quais apenas foi analisada uma amostra, constituindo por isso valores únicos. Tendo em consideração os valores apresentados na figura 4.14, a qualidade obtida não permite a sua utilização para rega sem restrições (limite máximo, 10 mgO₂/L). No entanto, permitiu em 9 dos 12 meses em análise (75% do ano), o cumprimento dos limites para a rega com restrições (30 mg/L), nomeadamente nos meses mais secos onde, potencialmente, a reutilização é mais necessária. Considera-se que houve incumprimento daquele limite nos meses de Dezembro, Fevereiro e Março.

Nos meses de Dezembro e Fevereiro, os limites definidos na reutilização urbana com restrições foram ultrapassados em 23 e 16%, respectivamente. Para além disso, no mês de Dezembro verificou-se grande oscilação de CBO₅ na água tratada, como observado pelos

valores do intervalo de confiança. O mesmo aconteceu em Março que, apesar de se considerar numa primeira análise que cumpriu os requisitos para rega com restrições (média de 31,2 mg/L), ao apresentar um intervalo de confiança muito amplo confere pouca fiabilidade à média observada, razão pela qual se considera que houve incumprimento.

Por fim, importa referir que os valores de Julho (31,7 mgO₂/L), assim como os de Agosto, dizem respeito à média verificada no ponto 1 (bombagem), ou seja, não foram sujeitos a sistema de tratamento em estudo, demonstrando relativamente a este parâmetro, uma elevada qualidade do efluente nos meses de Verão.

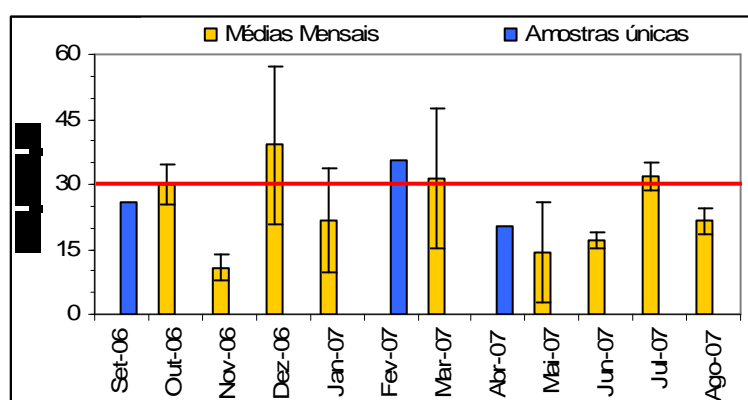


Fig 4.14: ETAR do Sado, valores médios mensais da CBO₅: da água residual, à saída do tratamento terciário (Set.2006 a Jun 2007) no ponto 1, bombagem, (Jul 2007 – Agt 2007)

Tendo em conta os resultados referidos, pode-se afirmar que relativamente à CBO₅, os resultados foram satisfatórios alertando, contudo, para a necessidade de haver uma melhoria nas condições de operação da ETAR.

4.3.4 Turvação

A qualidade da água no ponto 1 (figura 4.15-A) revela que os valores de turvação variaram entre 6 e 163 NTU, observando-se valores mais elevados de Dezembro a Fevereiro. De uma forma global, o tratamento implantado apresentou uma eficiência de remoção de turvação muito elevada durante os meses de Maio a Dezembro (eficiência média e respectivo intervalo de confiança (95%) de $83 \pm 9,3\%$).

No que concerne à qualidade da água tratada (figura 4.15-B), os valores de turvação oscilaram entre 0 e 76 NTU, verificando-se os piores resultados no período Janeiro-Março, coincidindo com o período mais húmido e menos susceptível a reutilização. Tendo em conta

os critérios de qualidade para a rega sem restrições (≤ 2 NTU, quadro 2.13) é possível, ainda, verificar que o sistema de tratamento revelou-se eficaz em 57% das amostras. Considerando os critérios de qualidade estabelecidos para a rega com restrições (sem valor limite), o sistema de tratamento apresentou, naturalmente, uma eficácia de 100%.

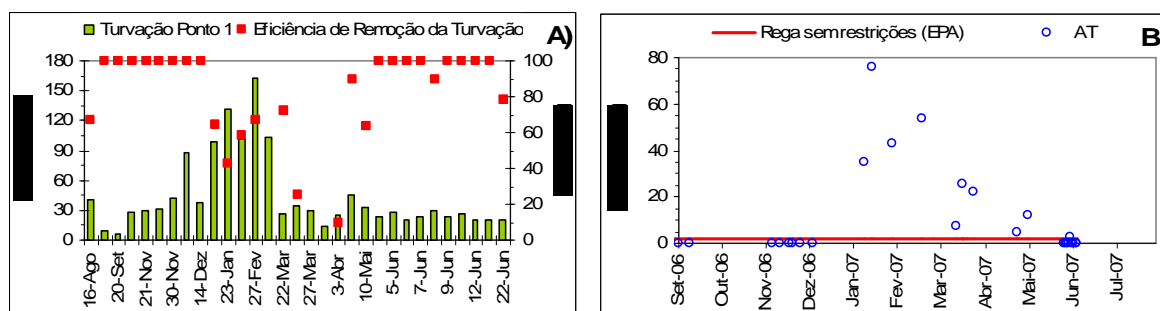


Fig 4.15: ETAR do Sado, no período Ago 06 - Jun 07: A) turvação da água residual no ponto 1 (bombagem) vs eficiência de remoção após ponto 2 (pós-filtração); B) resultados da turvação da água residual no ponto 2.

4.3.5 Sólidos em Suspensão Totais

Pela análise da figura 4.16 (a), é possível verificar que no ponto 1 (bombagem) os valores de SST variaram entre 2 e 210 mg/L, sendo possível distinguir um padrão de variabilidade distinto entre o período de Verão e Inverno (valores médios e respectivo intervalo de confiança (95%) de 2 ± 0 mg/L e $103 \pm 48,3$ mg/L, respectivamente).

Embora não exista informação quanto aos valores finais deste parâmetro, i.e. após o ponto 2 (filtração), pode-se no entanto concluir que, mesmo sem esse tipo de tratamento, a qualidade inicial alcançada no ponto 1 permite a sua utilização para rega sem restrições, durante os meses de Verão, onde potencialmente a reutilização é mais necessária (figura 4.16-B).

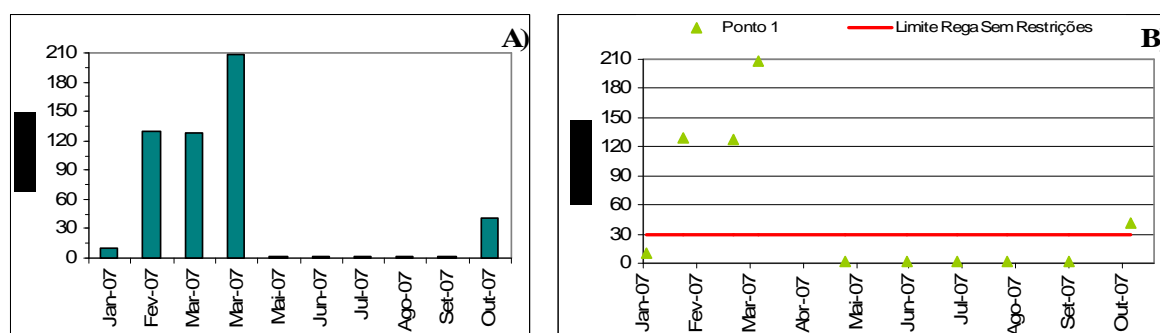


Fig 4.16: ETAR do Sado, no período Jan 07 - Out 07: A) valores de SST da água residual no ponto 1 (bombagem); B) Valores de SST (ponto 1) vs limite para a rega sem restrições.

4.3.6 Cloro Residual vs Coliformes Fecais

Pela análise da figura 4.17-A, é possível verificar que o cloro residual livre apresentou valores sempre abaixo do limite máximo para a rega com e sem restrições (1 mgCl/L) conferindo ao sistema de tratamento, relativamente a este parâmetro, uma eficácia de 100% (quadro 2.13). A dosagem média de hipoclorito de sódio aplicada e respectivo intervalo de confiança de (95%) foi de $172 \pm 34,2$ mg/L para uma média de cloro residual final de $0,42 \pm 0,1$ mg/L, ficando este último valor abaixo do recomendado, (0,6 mg/L).

Relativamente aos valores de coliformes fecais obtidos (figura 4.17-B), o sistema de tratamento apresentou uma eficácia de 100 e 89% face aos objectivos estabelecidos para este parâmetro na rega com e sem restrições, respectivamente. De realçar, que o resultado da eficácia atingida pelo sistema para rega sem restrições (89%) é justificado pelo resultado de apenas duas análises positivas (4UFC/100mL) para um valor de cloro residual livre abaixo dos 0,15 mg/L, muito inferior ao valor recomendado. Estas análises positivas, reportam-se a Outubro e Novembro de 2006, ainda na fase inicial de optimização do sistema.

É de referir que, desde Maio de 2007 os valores de cloro residual tendem a aproximar-se do valor recomendado (0,6 mg/L), indicando uma optimização gradual da operação do sistema de desinfecção.

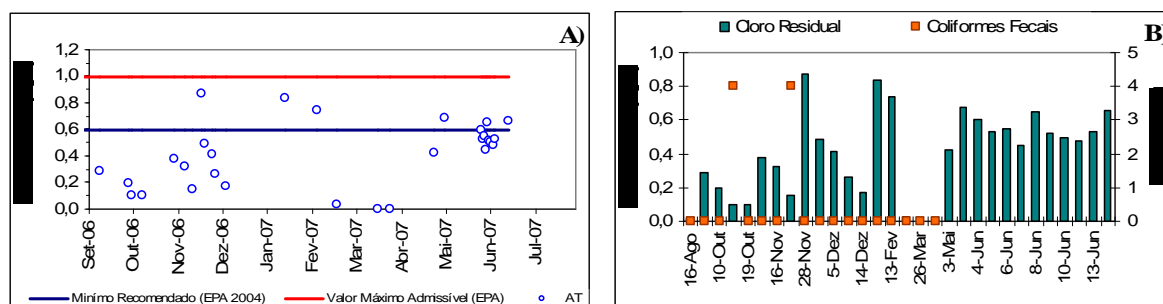


Fig 4.17: ETAR do Sado, no período Set 06 - Jun 07: A) resultados do cloro residual após o ponto3; B) resultados do cloro residual após o ponto 3 (desinfecção) vs coliformes fecais.

4.3.7 *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium s.p.*

Os resultados obtidos na determinação da *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium sp.* (uma amostra colhida em Julho 2007), revelaram a existência de ambos os protozoários no efluente tratado (3 cistos/10L e 1 oocisto/10L). Dada a dificuldade de determinação destes parâmetros para águas residuais (limite de detecção), os resultados são expressos para um volume de amostra de 10L, unidade esta, distinta dos critérios de qualidade definidos anteriormente

(n.º/L, quadro 2.13). Assim, ao converter os resultados obtidos para n.º/L, cumprem-se os objectivos definidos, apesar de rigorosamente não se poderem comparar as diferentes unidades. Efectivamente as análises realizadas revelaram a existência de <1 cistos *Giardia*/L e <1 oocisto *Criptosporidium*/L ficando muito próximo da meta pré-estabelecida (valor 0, quadro 2.13).

Importa ainda realçar que o valor de cloro residual referente àquela amostra foi apenas de 0,6 mg/L (40% abaixo do limite máximo permitido) e que, mesmo assim, os valores alcançados são, respectivamente, 31 e 300 vezes inferiores ao estimado para a dose infecciosa da *Giardia e Criptosporidium* (Dupont et al., 1995).

4.3.8 Trihalometanos

As duas análises efectuadas ao efluente final (Nov 2006 e Jun 2007) revelaram uma concentração em THM inferior a 0,004 e 0,001 mg/L, respectivamente. Tendo em conta os critérios de qualidade para rega sem restrições (0,03 mg/L, quadro 2.13) é possível afirmar que a presença destes compostos não põem em causa esses limites.

4.3.9 Alumínio

As três análises efectuadas ao efluente final (Novembro a Dezembro de 2006) revelaram, para uma dosagem média de sulfato de alumínio de 637,4 mg/L, uma concentração de alumínio em 0,05, 0,45 e 0,61 mg/L, respectivamente. Tendo em conta os critérios de qualidade para a rega sem restrições (5 mg de Al/L, quadro 2.13) é possível afirmar que a utilização do sulfato de alumínio não põe em causa esse limite.

4.3.10 Ferro

A utilização de cloreto de ferro, foi responsável pelo aumento da concentração de ferro no efluente, passando de valores inferiores a 0,01 mg/L (água bruta pós-macrófitas) para um valor final de 0,6 mg/L. Contudo, este valor final é muito inferior ao limite máximo para a rega sem restrições (5,0 mg/L, quadro 2.13) sendo possível afirmar que a utilização de cloreto de ferro não compromete o limite referido.

4.3.11 Metais Pesados

Os resultados do controlo analítico respeitante a alguns metais pesados estão representados no quadro 4.14, podendo-se referir que a presença de metais pesados no efluente final apresenta concentrações muito inferiores aos limites estabelecidos para esses compostos na rega sem restrições (quadro 2.13).

Quadro 4.14: Concentração de metais pesados no efluente final

PARÂMETROS	Nov 2006	Jun 2007	Limite Rega sem restrições
Cádmio (mg/L)	< 0,001	< 0,001	0,01
Chumbo (mg/L)	< 0,005	0,008	5,0
Crómio total (mg/L)	< 0,005	< 0,005	0,1
Níquel (mg/L)	---	< 0,005	0,5
Zinco (mg/L)	---	0,01	2,0

4.3.12 Conclusões

Com base nos critérios de qualidade previamente definidos (quadro 2.13), durante o período de Setembro de 2006 a Junho de 2007 realizou-se um programa de monitorização de forma a permitir uma avaliação da qualidade, bem como da fiabilidade técnica e operacional do sistema de tratamento implantado face ao programa de reutilização em curso.

Havendo a consciência das limitações existentes (essencialmente técnicas e humanas), o programa de monitorização adoptado, no referido período, foi o constante no quadro 3.5 ao invés do idealmente recomendado para um programa de reutilização deste tipo, mencionado no quadro 2.14.

No entanto, apesar das dificuldades apontadas, foi possível obter um conjunto de dados que permite avaliar a qualidade alcançada pelo efluente final (quadro 4.15), tendo em conta os critérios de qualidade para a reutilização urbana com e sem restrições previamente estabelecidos.

A análise do quadro 4.15 permite concluir que, a qualidade do efluente final da ETAR do Sado não se adequa para a rega sem restrições, uma vez que 38,5% dos parâmetros não cumpriram os limites, inclusivamente parâmetros importantes, como os coliformes fecais.

Não obstante o resultado anterior, o efluente final da ETAR do Sado apresentou uma qualidade global aceitável não comprometendo, aparentemente, a sua adequação face à reutilização urbana com restrições.

Efectivamente, dos 13 parâmetros para os quais se obteve informação, 12 cumpriram integralmente os limites de qualidade para a reutilização urbana com restrições, sendo que o restante (CBO₅) não comprometeu definitivamente a sua aplicação. Relativamente aos ovos de parasitas entéricos, por motivos operacionais não foi possível a sua determinação, situação que deverá ser revista e corrigida futuramente.

Quadro 4.15: Adequação do efluente final após tratamento terciário para a reutilização urbana com e sem restrições, traduzida pela percentagem de amostras que cumpriram os critérios de qualidade previamente definidos para a rega com e sem restrições (Setembro 2006 a Junho 2007)

PARÂMETROS DE QUALIDADE	N.º DE AMOSTRAS PREVISTAS	N.º DE AMOSTRAS REALIZADAS	ADEQUAÇÃO PARA A REUTILIZAÇÃO URBANA COM RESTRIÇÕES	ADEQUAÇÃO PARA A REUTILIZAÇÃO URBANA SEM RESTRIÇÕES	TIPO DE REGA A ADOPTAR
SST	0	10	100%	70%	Com Restrições*
CBO ₅	40	25	83%	0%	Com Restrições**
Cloro residual	80	30	100%	100%	Sem Restrições
Turvação	80	28	100%	57%	Com Restrições
Coliformes Fecais	80	18	100%	89%	Com restrições
<i>Giardia lamblia</i>	3	1	< 100%	< 100%	Sem restrições
<i>Cryptosporidium sp.</i>	3	1	< 100%	< 100%	Sem restrições
Trihalometanos	3	2	100%	100%	Sem restrições
Condutividade eléctrica	40	17	100%	100%	Sem restrições
Ovos de Parasitas Entéricos	3	0	---	---	---**
Alumínio	10	3	100%	100%	Sem restrições
Metais pesados	3	2	100%	100%	Sem restrições
Ferro	10	1	100%	100%	Sem restrições
pH	40	17	100%	65%	Com Restrições

*: Os resultados obtidos devem-se a valores do ponto 1, não previstos, e que foram adaptados; **: Parâmetros que requerem interpretação e um futuro acompanhamento mais cuidado.

De facto, apenas 83% das amostras de CBO₅ cumpriram os limites para a reutilização urbana com restrições. No entanto, há que realçar que este resultado não é, por si só, impeditivo da utilização da água residual para esse fim já que nos restantes 17% das amostras se obtiveram valores muito próximos do limite de 30 mgO₂/L estabelecido (Dezembro: 39,2 mgO₂/L; Fevereiro: 35,5 mgO₂/L). Assim, a correcção deste aspecto, poderá implicar a optimização do funcionamento da ETAR, nomeadamente com o sistema de pré-filtração em funcionamento, ou, no limite, o estabelecimento de restrições que impliquem a proibição da rega no período mais crítico, ou seja de Dezembro a Fevereiro.

Na literatura são referidas algumas críticas à utilização de cloro como desinfectante, dada a resistência de microrganismos como a *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium sp.* à sua acção oxidativa. O resultado obtido para ambos os parâmetros aponta para o potencial do tratamento combinado coagulação + filtração + desinfecção com cloro, na remoção deste tipos de protozoários, mesmo para uma dosagem de cloro 40% inferior ao limite máximo. Os

processos de filtração são desta forma relevantes dada as dimensões dos protozoários, ou seja 10-20 x 5-10 µm para *Giardia lamblia*; 4-6 µm para *Cryptosporidium sp.* (Fava *et al.*, 2007).

Por último, a comparação do número de amostras previstas e realizadas (quadro 4.15) permite concluir que, embora aparentemente ajustada às circunstâncias existentes, não foi cumprido integralmente o programa de controlo e monitorização pré-estabelecido (quadro 3.5). Assim, apesar da qualidade do efluente permitir a reutilização urbana com restrições, permanecem dúvidas sobre a fiabilidade do sistema, mais concretamente a sua operação. Uma melhoria da fiabilidade do sistema passa indubitavelmente pela:

- operação contínua do tratamento, facilitando a sua optimização;
- definição de responsáveis e procedimentos;
- automatização do equipamento, nomeadamente turvação e cloro, tal como recomendado pela USEPA (monitorização em contínuo);
- organização e armazenamento de dados.

4.4 Aceitação Social do Projecto

4.4.1. Caracterização da amostra

Foram realizados um total de 110 inquéritos directos, somente a habitantes de Beja, estando a amostra representada e caracterizada na figura 4.18:

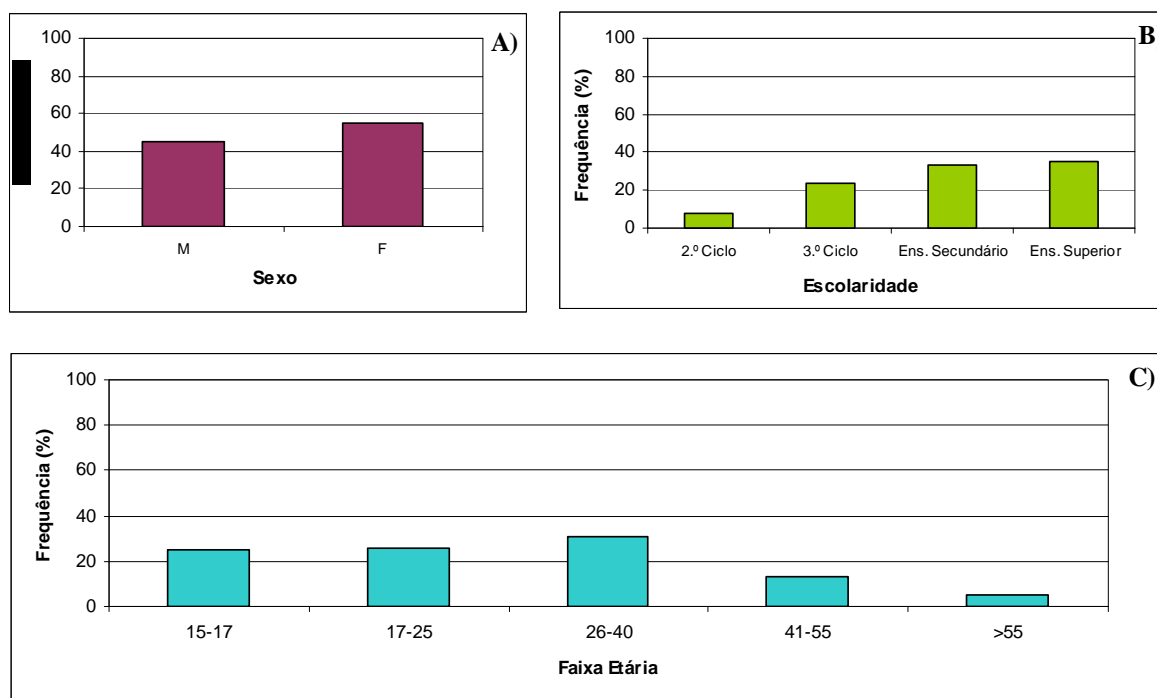


Fig 4.18 – Caracterização da amostra por: A) sexo; B) nível de escolaridade; C) idades.

Pela análise desta figura, verifica-se um número de opiniões muito aproximado entre homens e mulheres (45% vs 55%, respectivamente). Relativamente à idade dos inquiridos, 57% apresentam uma idade compreendida entre os 17 e os 40 anos, 25% uma idade inferior a 17 anos e 18% com idade superior a 40 anos. Quanto à escolaridade dos inquiridos, interessa referir que 68% possuem ensino secundário e superior, 24% escolaridade obrigatória (actual) e apenas 8% apresentam a escolaridade mínima.

4.4.2. Hábitos

Na figura 4.19, estão representados os hábitos dos inquiridos relativamente ao parque urbano, observando-se um equilíbrio nas respostas entre utilizadores habituais do parque urbano (50%) e esporádicos (50%). As actividades mais usuais dos inquiridos no parque são, essencialmente, de lazer (68%) e desportivas (23%).

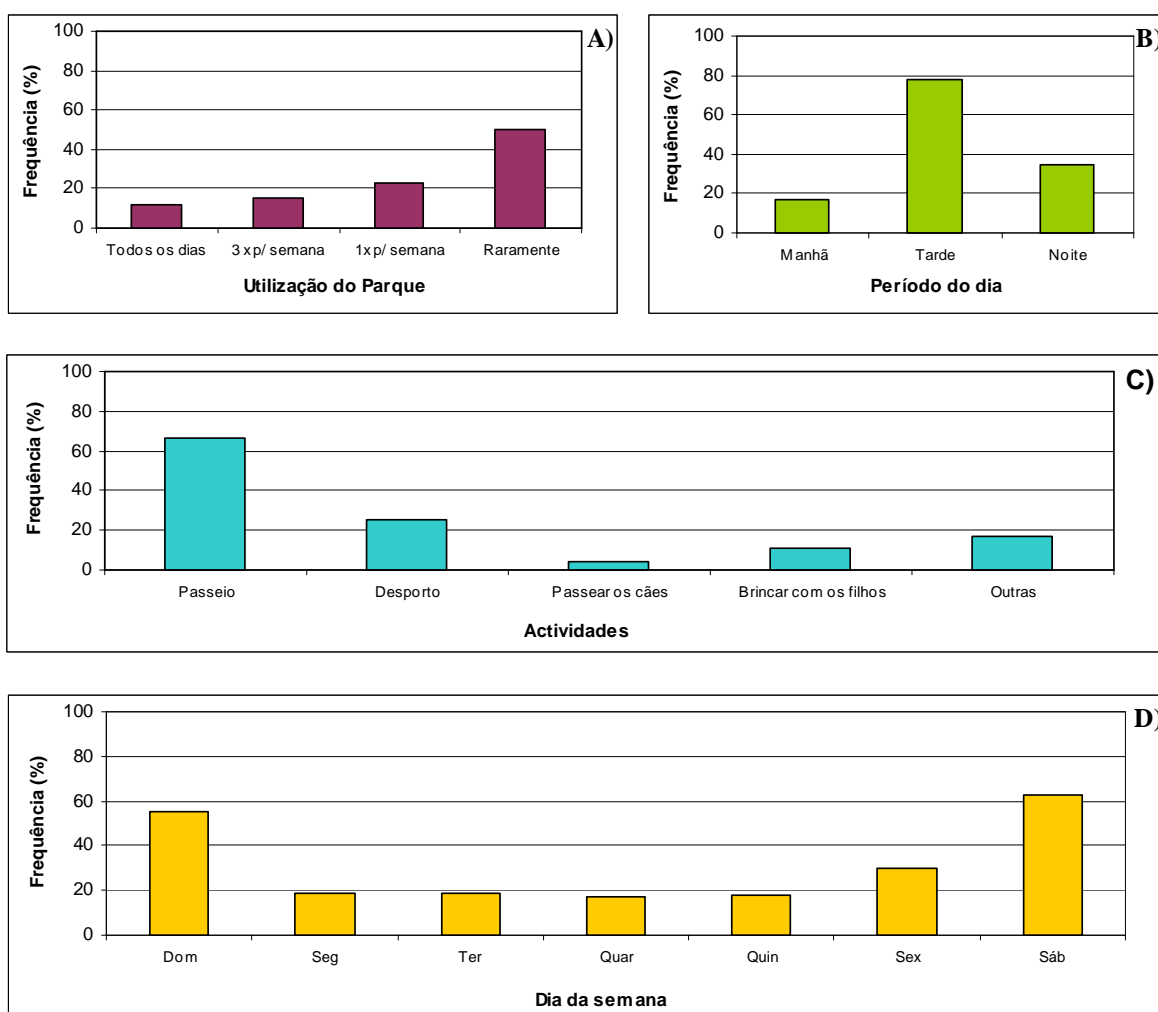


Fig 4.19 – Hábitos dos inquiridos no parque urbano: A) frequência; B) horário; C) actividades; D) dias da semana.

Relativamente à frequência de utilização do parque urbano, os resultados apresentam uma preferência pela sexta-feira, sábado e domingo (66%). Quanto às horas mais rotineiras, a grande maioria (78%) prefere a tarde e 27% dos inquiridos a noite, para utilização do parque.

4.4.3. Posição face à reutilização

Na figura 4.20, estão representadas as opiniões dos inquiridos face à reutilização em geral e à rega do parque urbano, em particular.

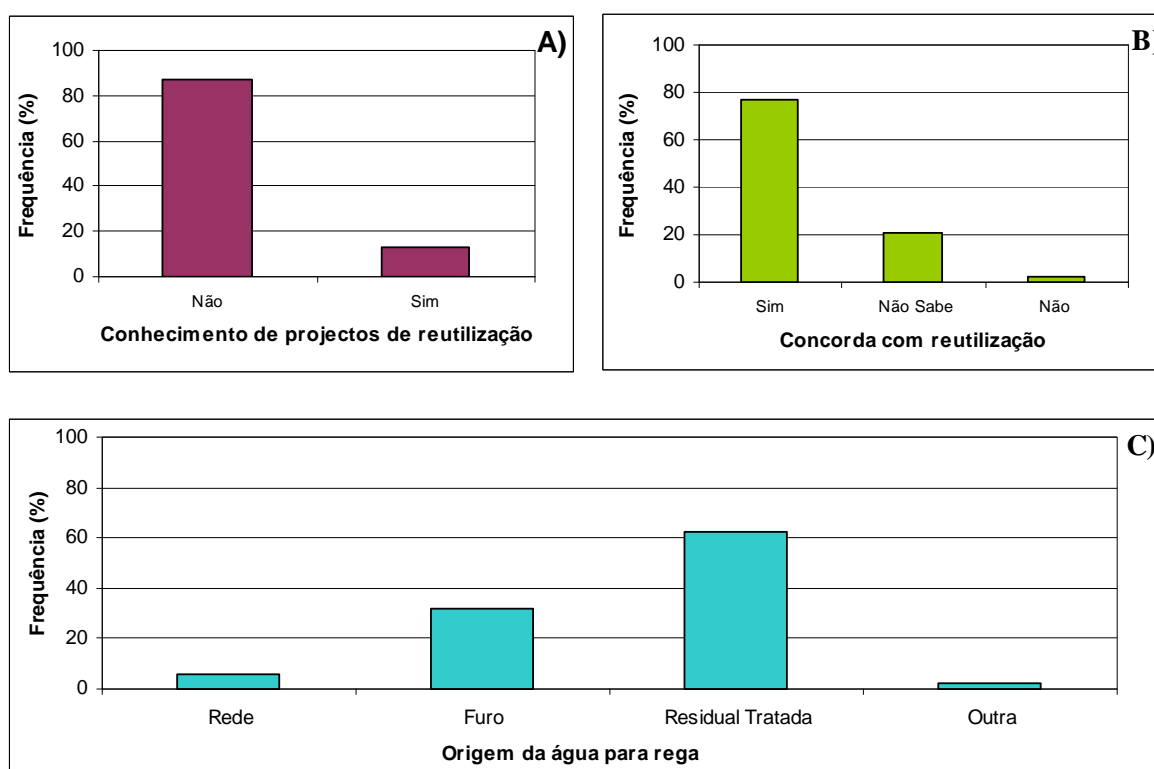


Fig 4.20 – Posição dos inquiridos face à reutilização: A) conhecimento de outros projectos de reutilização; B) da água da ETAR do Sado para a Rega do Parque Urbano; C) origem da água para a rega do parque urbano.

Pela análise desta figura, relativamente à origem da água utilizada na rega do parque urbano, verifica-se que 61% dos inquiridos afirmou que devia ser uma água residual tratada. Contudo, 87% dos inquiridos afirmou desconhecer qualquer projecto de reutilização.

Relativamente à questão referente à opinião dos inquiridos face à reutilização do efluente da ETAR do Sado na rega do parque urbano, importa salientar que apenas 2% das respostas foram negativas, havendo contudo uma percentagem relativamente elevada (21%) sem opinião. Os motivos alegados nas respostas negativas foram a “falta de confiança no sistema” e “problemas relacionados com a saúde pública”. Quanto às respostas sem opinião, 50%

foram dadas por inquiridos com idade inferior a 17 anos e 74% por inquiridos possuindo um nível de escolaridade igual ou inferior ao 3.º ciclo.

4.4.4. Tipo de exigências para um projecto de reutilização

Na figura 4.21, estão representadas o tipo de exigências que os inquiridos esperam ver respeitadas no projecto de reutilização em causa, bem como no programa de monitorização associado ao mesmo.

Comparando “aspectos técnicos” com “acesso à informação”, os primeiros dominam as preocupações dos inquiridos. Dos aspectos mais relevantes a ter em conta em projectos de reutilização, 71% dos inquiridos referiu ser a “saúde pública” a principal preocupação, seguido, embora a uma percentagem muito inferior (14%), a “garantia de monitorização”. “Participação pública” ou “informação disponível” apenas se manifestaram, como principal preocupação, em 15% dos inquiridos.

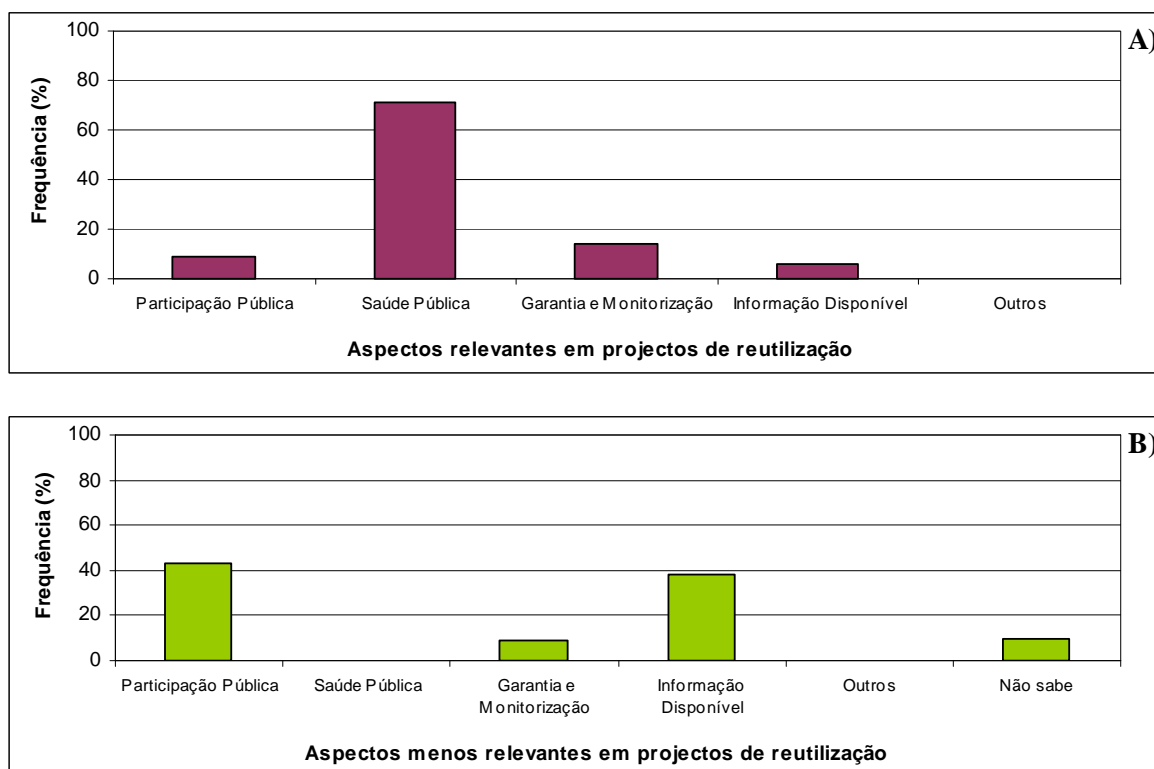


Fig 4.21 – Posição dos inquiridos quanto : A) aos aspectos a serem considerados em projectos de reutilização; B) às medidas a serem consideradas nos programas de monitorização em projectos de reutilização .

Contudo, quando direccionada a questão apenas para aspectos relacionados com a implementação de um plano de monitorização, as medidas que mais interessaram aos

inquiridos foram: a possibilidade de acesso ao “controlo analítico” (27%), relatórios de qualidade “publicados na net, jornais, editais” (23%), e existência de uma “comissão de acompanhamento” (21%).

4.4.5. Conclusões

Durante a realização destes inquéritos, foram consultados um total de 110 inquiridos de ambos os sexos, com diferentes níveis de escolaridade e com idades superiores a 14 anos. Os inquéritos foram realizados em três locais distintos na cidade de Beja (dentro e fora do parque urbano).

Este inquérito possibilitou conhecer melhor os hábitos e práticas dos inquiridos no parque urbano. Assim, as actividades mais usuais no parque são essencialmente de lazer (68%) e desportivas (23%) e, relativamente à frequência de utilização do parque, os resultados mostram que existe uma preferência pela sexta-feira, sábado e domingo (66%). Quanto às horas mais rotineiras, a grande maioria (60%) prefere a tarde e 27% dos inquiridos a noite, para utilização do parque. Estes resultados permitem aferir acerca do melhor período para a realização da rega do parque, ou seja, durante os dias úteis e de madrugada, entre as 2h e as 6h.

Este inquérito permitiu ainda concluir que a aceitação social do projecto é praticamente total, pois apenas 2% dos inquiridos se manifestaram contra (os motivos alegados foram falta de confiança no sistema e problemas relacionados com a saúde pública), embora ainda permaneça uma percentagem considerável de indivíduos sem opinião (21%) merecendo este projecto um esforço adicional ao nível da sensibilização ambiental.

De referir que, noutros países, nomeadamente nos EUA, onde projectos de reutilização há muito que estão implantados, inquéritos semelhantes recolheram cerca de 4% de opiniões negativas sendo as principais razões, a falta de confiança na entidade que explora o sistema, a segurança e os custos (USEPA, 2004).

Por outro lado, importa concluir que para manter este grau de confiança elevado é importante dar resposta às principais preocupações manifestadas, nomeadamente garantir um perfeito acompanhamento técnico do sistema e desta forma garantir critérios de qualidade para salvaguardar a saúde pública.

Outro aspecto relevante apontado, é a necessidade de transparência que deverá estar associada ao projecto, através da implantação de um programa de monitorização eficaz, com a disponibilização da informação do controlo analítico, publicação de relatórios de qualidade na imprensa, bem como a definição e nomeação de uma comissão de acompanhamento independente.

De realçar, que este projecto é pioneiro à escala nacional e, desde já, há indicação de não haver necessidade de conquistar a opinião pública para o mesmo. No entanto, por ser pioneiro e por ter tanta confiança depositada, será importante garantir todos os requisitos de qualidade e legais exigidos (o próprio licenciamento do projecto terá que merecer a confiança e dar garantias de conformidade às respectivas entidades licenciadoras, ARS e CCDR), de forma a não ser contestado, sendo mesmo objecto de referência.

5. CONCLUSÕES FINAIS E PERSPECTIVA DE TRABALHOS FUTUROS

Face aos objectivos definidos, foi possível estabelecer um conjunto de critérios de qualidade que o efluente da ETAR do Sado deverá alcançar para a reutilização urbana com e sem restrições, estabelecer um programa de controlo e monitorização de todo o processo, verificar o desempenho do sistema de afinação, analisar o potencial do mesmo, bem como, por último, avaliar a receptividade social do projecto de reutilização pretendido.

Através da realização de uma pesquisa bibliográfica, que teve por base a análise de artigos científicos da área, bem como normas internacionais, nacionais e legislação em vigor, foram estabelecidos no Capítulo 2 os critérios de qualidade que o efluente final da ETAR do Sado deverá apresentar de forma a ser adequado à rega sem restrições, ou no mínimo, à rega com restrições. Os parâmetros a monitorizar são 18 e incluem recomendações/exigências de normas e legislação portuguesa, bem como da USEPA e legislação italiana, entre outros.

A realização de ensaios piloto permitiu uma análise preliminar técnico/económica do processo de tratamento seleccionado: pré-filtração, coagulação, filtração e desinfecção com cloro. Foram seleccionados três parâmetros de controlo, nomeadamente turvação, coliformes fecais e cloro residual. Relativamente à qualidade final do efluente, embora sem resultados conclusivos, os ensaios piloto deram boas perspectivas relativamente ao sistema de tratamento ensaiado. Nos quatro ensaios realizados obteve-se um efluente final com qualidade adequada para a reutilização urbana com e sem restrições (com excepção de um valor de cloro residual que ultrapassou o limite por erro de operação). Ficou, ainda, demonstrado a elevada potencialidade económica do projecto de reutilização em causa, onde a EMAS de Beja poderá amortizar o investimento do sistema de tratamento em apenas 2,6 meses e obter em 5 anos (período de amortização do equipamento) um total de receitas da ordem dos dois milhões de euros (sete vezes superior aos custos de tratamento).

O arranque do processo de tratamento terciário na ETAR do Sado envolveu a realização de treze ensaios para controlo de turvação e sete para controlo microbiológico (nomeadamente coliformes fecais), bem como a simulação em laboratório das condições de mistura da ETAR, tendo sido efectuados quinze ensaios jar test com vista à optimização da etapa de floculação. Os ensaios realizados *insitu*, permitiram validar alguns dos resultados alcançados nos ensaios piloto, dando boas perspectivas face aos objectivos de turvação e parâmetros microbiológicos, nomeadamente coliformes fecais.

Os ensaios jar test permitiram concluir que, quer o sulfato de alumínio, quer o cloreto de ferro são uma opção válida para a etapa de coagulação na ETAR do Sado, sendo possível atingir os critérios de qualidade exigidos para a turvação, antes da etapa de desinfecção (turvação < 2 NTU). No entanto, o cloreto de ferro apresentou vantagens que, no seu conjunto, poderão ser significativas, ou seja: é 1,4 vezes mais eficiente, forma flocos de maior dimensão e bem definidos (facilitando a etapa de filtração de jusante) e reduz o pH da água para valores mais próximos do óptimo da desinfecção com cloro. Os resultados obtidos confirmaram que a introdução de uma etapa de mistura rápida promove acréscimos de eficiência na remoção de turvação para o sulfato de alumínio (33,1%) e, especialmente para o cloreto de ferro (70,2%). A utilização do triflok (outro coagulante testado), a aplicação de cal e a prévia correcção do pH inicial, não se revelaram como opções válidas de tratamento.

Outro objectivo do trabalho constituiu a implementação de um programa de controlo e monitorização, que para além do estabelecimento de parâmetros de qualidade, já referidos anteriormente, envolveu a definição da frequência de amostragem. Com base em pesquisa bibliográfica e tendo em consideração a experiência e resultados positivos da reutilização urbana nos EUA, adoptaram-se algumas recomendações e exigências da USEPA.

O programa de controlo e monitorização permitiu concluir que, a qualidade do efluente final da ETAR do Sado não se adequa à reutilização urbana sem restrições, uma vez que 38,5% dos parâmetros não cumpriram os limites pré-estabelecidos, inclusivamente parâmetros importantes, como os coliformes fecais. No entanto, apesar destes resultados, o efluente final da ETAR do Sado apresentou uma qualidade global aceitável não comprometendo, aparentemente, a sua adequação face à reutilização urbana com restrições. Efectivamente, dos 13 parâmetros para os quais se obteve informação, considerou-se que 12 cumpriram os limites de qualidade para a reutilização urbana com restrições, sendo que o restante (CBO₅) não comprometeu definitivamente a sua aplicação. De facto, apenas 83% das amostras de CBO₅ cumpriram os limites para a reutilização urbana com restrições. No entanto, há que realçar que este resultado não é, por si só, impeditivo da utilização da água residual para esse fim já que nos restantes 17% das amostras se obtiveram valores muito próximos dos limites estabelecidos. Sendo assim, a correcção deste aspecto, poderá passar pela optimização do funcionamento da ETAR: colocar em funcionamento o sistema de pré-filtração (desde sempre desactivado); a inserção de uma etapa adicional de mistura rápida na etapa de coagulação; a utilização de cloreto de ferro na etapa de coagulação ou, no limite, o

estabelecimento de restrições que impliquem a proibição da rega no período mais crítico (Dezembro a Fevereiro).

Relativamente à utilização de cloro, apesar da existência de algumas críticas quanto à sua utilização como desinfectante na remoção de microrganismos, como *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium sp.*, os resultados obtidos apontam para o potencial de remoção destes microrganismos associado ao tratamento combinado coagulação + filtração + desinfecção com cloro, mesmo para dosagens de cloro 40% inferior ao limite máximo estabelecido nos critérios de qualidade. Apesar das dimensões destes protozoários, os processos de coagulação/filtração são, também, relevantes para a sua eliminação.

Apesar da qualidade do efluente permitir a reutilização urbana com restrições, permanecem dúvidas sobre a fiabilidade do sistema que estão relacionadas com a actual operação do tratamento de afinação. Uma melhoria da fiabilidade do sistema passa indubitavelmente pela operação contínua do tratamento, facilitando a sua optimização; definição de responsáveis e procedimentos; automatização do equipamento, nomeadamente turvação e cloro, como recomendado pela USEPA (monitorização em contínuo) e organização e armazenamento de dados.

Foi, ainda, efectuada a análise da receptividade social ao projecto de reutilização, objectivo final deste trabalho. A realização de inquéritos directos (um total de 110) contribuiu para um melhor conhecimento dos hábitos e práticas dos utilizadores do parque urbano permitindo aferir acerca do melhor período para a realização da rega do parque, tendo-se concluído que será nos dias úteis e de madrugada (entre as 2h e as 6h). Este inquérito permitiu, ainda, concluir que a aceitação social do projecto é praticamente total, pois apenas 2% dos inquiridos se manifestaram contra, embora ainda permaneça uma percentagem considerável de indivíduos sem opinião (21%) merecendo este projecto um esforço adicional ao nível da sensibilização ambiental.

Para que este grau de confiança se mantenha elevado é importante, no futuro, dar resposta às principais preocupações manifestadas, nomeadamente garantir um perfeito acompanhamento técnico do sistema, bem como garantir critérios de qualidade e salvaguardar a saúde pública. Outro aspecto relevante apontado, é a necessidade de transparência que deverá estar associada a este projecto, através da implantação de um programa de monitorização eficaz, com a disponibilização da informação do controlo analítico, através da publicação de

relatórios de qualidade na imprensa, bem como a definição e nomeação de uma comissão de acompanhamento independente.

Por fim, importa realçar que este projecto é pioneiro à escala nacional e, desde já, há indicação de não haver necessidade de conquistar a opinião pública para o mesmo. No entanto, por ser pioneiro e por ter tanta confiança depositada, será importante garantir todos os requisitos de qualidade e legais exigidos (o próprio licenciamento do projecto terá que merecer a confiança e dar garantias de conformidade às respectivas entidades licenciadoras, ARS e CCDR), de forma a não ser contestado, sendo mesmo objecto de referência.

Alguns dos assuntos abordados nesta dissertação deveriam ser estudados em trabalho futuro. Assim, apresentam-se algumas sugestões para posterior desenvolvimento, designadamente:

- Análise dos parâmetros em falta: nomeadamente ovos de parasitas entéricos, parâmetro não determinado nem avaliado no programa de monitorização ambiental;
- Controlo do Armazenamento Temporário: dado que após a última etapa de tratamento (desinfecção) e previamente à sua reutilização, o efluente é ainda encaminhado para o parque urbano onde é sujeito a um armazenamento temporário. Abordar esse armazenamento torna-se relevante, pois interessa obter informação adicional relativamente a outros parâmetros que, no seu conjunto e/ou pela sua exposição, poderão afectar a qualidade da água destinada à reutilização e/ou conferir maior grau de risco à saúde pública (fitoplâncton particularmente cianobactérias, clorofila a e feopigmentos);
- Plano de Monitorização Ambiental: paralelamente ao registo do controlo analítico é crucial estabelecer um Plano de Monitorização Ambiental da qualidade da água a utilizar, do solo sujeito à rega, dos aquíferos potencialmente afectados por esse uso, bem como da própria atmosfera (NP 4434);
- Plano de Fertilização: através do controlo da quantidade de nutrientes e de metais pesados aplicadas ao solo, baseando-se no balanço desses elementos na parcela em análise tendo em conta a quantidade de fertilizantes a aplicar e o tipo de culturas existentes.

6. BIBLIOGRAFIA

- Adam R. D. (2001). Biology of *Giardia lamblia*. *Clinical Microbiology Review*, **14**, 447-475.
- Adin A., Soffer Y. (1999). *Physico-Chemical Pretreatment of Effluents for Membrane Fouling Prevention*. Book of Abstracts of the British-Israeli Water Management and Treatment Workshop, London, 12-14 April 1999.
- Angelakis A., Thairs T., Lazarova V. (2001) (In collaboration with Asano, T.) – *Water Reuse in the EU Countries: Necessity of Establishing EU Guidelines*. EUREAU Joint Water Reuse Working Group. Brussels, Belgium, March 2001.
- Angelakis A.N., Durham B., Marecos do Monte M.H., Salgot M., Wintgens T., Thoeye C. (2005). Wastewater Recycling and Reuse in EUREAU Countries: With Emphasis on Criteria Used. *EU1/2-07-WR-40(1)*, EUREAU EU 1/2 Recycling & Reuse Working Group, January.
- Asano T. (Editor) (1998) - *Wastewater Reclamation and Reuse-Water Quality Management Library*. Technomic Inc, Lancaster, EUA.
- Aziz H. A., Alias S., Assari F., Adlan O. N. (2007). The use of alum, ferric chloride and ferrous sulphate as coagulants in removing suspended solids, colour and COD from semi-aerobic landfill leachate at controlled pH. *Waste Management & Research*, **25**(6), 556-565.
- Bixio D., Koning J. D., Savic D., Wintgens T., Melin T., Thoeye C. (2005). Wastewater Reuse in Europe *In Integrated Concepts in Water Recycling*. -S.J. Khan, A.I. Schäfer, M.H. Muston (Eds), ISBN 1 74128 082 6.
- Caccio S. M., Giacomo M., Aulicino, F.A., Pozio E. (2003). Giardia Cysts in Wastewater Treatment Plants in Italy. *Applied and Environmental Microbiology*, **69** (6), 3393-3398.
- Caetano E., Campinas M., Nunes M. (1999) – *Reutilização de Águas Residuais Municipais Tratadas - Tecnologias, Efeitos Associados e Indicadores para Monitorização. Caso de estudo: Concelho de Albufeira*. Relatório de Projecto Técnico do curso de Engenharia do Ambiente. Universidade do Algarve, Faro.

- Clesceri L., Greenberg A., Eaton A., Frason M. (eds) (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th ed., United Book Press, Inc., Washington D.C.
- Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de Junho, Relativo ao Tratamento de Águas Residuais Urbanas.
- Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, Critérios de Qualidade da Água.
- Delgado S., Diaz F., Garcia D., Otero N. (2003). Behaviour of Inorganic Coagulants in Secondary Effluents from a Conventional Wastewater Treatment Plant. *Filtration & Separation*, **40** (7), 42-46.
- Dharmappa H., Verink J., Fujiwara O., Vigneswaran S. (1993). Optimal design of a flocculator. *Water Research*, **27** (3), 513-519.
- Diamadopoulos E., Vlachos C. (1996). Coagulation-filtration of a secondary effluent by means of pre-hydrolyzed coagulants. *Water Science and Technology*, **33** (10-11), 193-201.
- Donnert D., Salecker M. (1999). Elimination of phosphorus from municipal and industrial waste water. *Water Science and Technology*, **40** (4-5), 195-202.
- Dupont H. L., Chappell C. L., Sterling C.R., Okhuysen P.C., Rose J. B., Jakubowski, w. (1995). The infectivity of *Cryptosporidium parvum* in Healthy Volunteers. *New England Journal of Medicine*, **332**,885-859.
- Eckenfelder W. Jr. (1989). *Industrial Water Pollution Control*. 2nd edition. McGraw-Hill International Editions, Lisbon.
- Edzwald J. K. (1993). Algae, Bubbles, Coagulants and Dissolved Air Flotation. *Water Science Technology*, **27** (10), 67-81.
- Elefritz R.A. J. (2000). Comparison of Alternate Methods of Disinfection for Reclaim Effluents. *Florida Water Resources Journal*, July, 19-29.

- EMAS de Beja (2006). Registos das Amostras de Qualidade da Água Residual, Etapa: Pós-Macrófitas, ETAR do Sado. Empresa Municipal de Água e Saneamento de Beja, Beja.
- Fava P., Oliveira V., Silveira A., (2007). *Cryptosporidium e Giardia na Água – Saúde Pública*. Relatório da disciplina “Tratamento de Efluentes”. Universidade do Algarve. Faro.
- Green G. E. (1996). *Análisis de los Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas en la Ciudad de Lima*. Tesis (Ing. Agrícola). Universidad Nacional Agraria la Molina, Lima. Tesis.
- Guida M., Mattei M., Rocca C., Melluso G., Meriç S. (2007). Optimization of alum-coagulation/flocculation for COD and TSS removal from five municipal wastewater. *Desalination*, 211 (207), 113-127.
- Harlaar A., Blumenthal U. J., Strauss M., Kay D., Bartram J. (2001). Guidelines: the Current Position. *In Water Quality: Guidelines, Standards and Health*. Ed Fewtrell L. and Bartran J. IWA Publishing, London.
- HUBEL (2003). Hubel Indústria da Água, comunicação pessoal, Pechão - Olhão.
- IPQ (2005). Norma Portuguesa 4434, 2005 – Reutilização de Águas Residuais Urbanas Tratadas na Rega.
- Kickuth R. (1997). Processo de Tratamento Rizosférico Segundo o Professor Kickuth. Actas do 4.º Congresso da Água, Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, Lisboa.
- Letterman R. D, Amirtharajah A., O’ Melia C. (1999). Coagulation and flocculation. *In Water Quality & Treatment*. Fifth edition, AWWA, Raymond D. Letterman (Ed). McGraw-Hill, Inc. Lisbon. 6.1 – 6.66 pp.
- Martins, A., Freire J., Sousa J., Ribeiro A. (2006) – Potencialidades de Reutilização de Águas Residuais Para Rega de Campos de Golfe na Região do Algarve. ENASB, APESB, Lisboa.

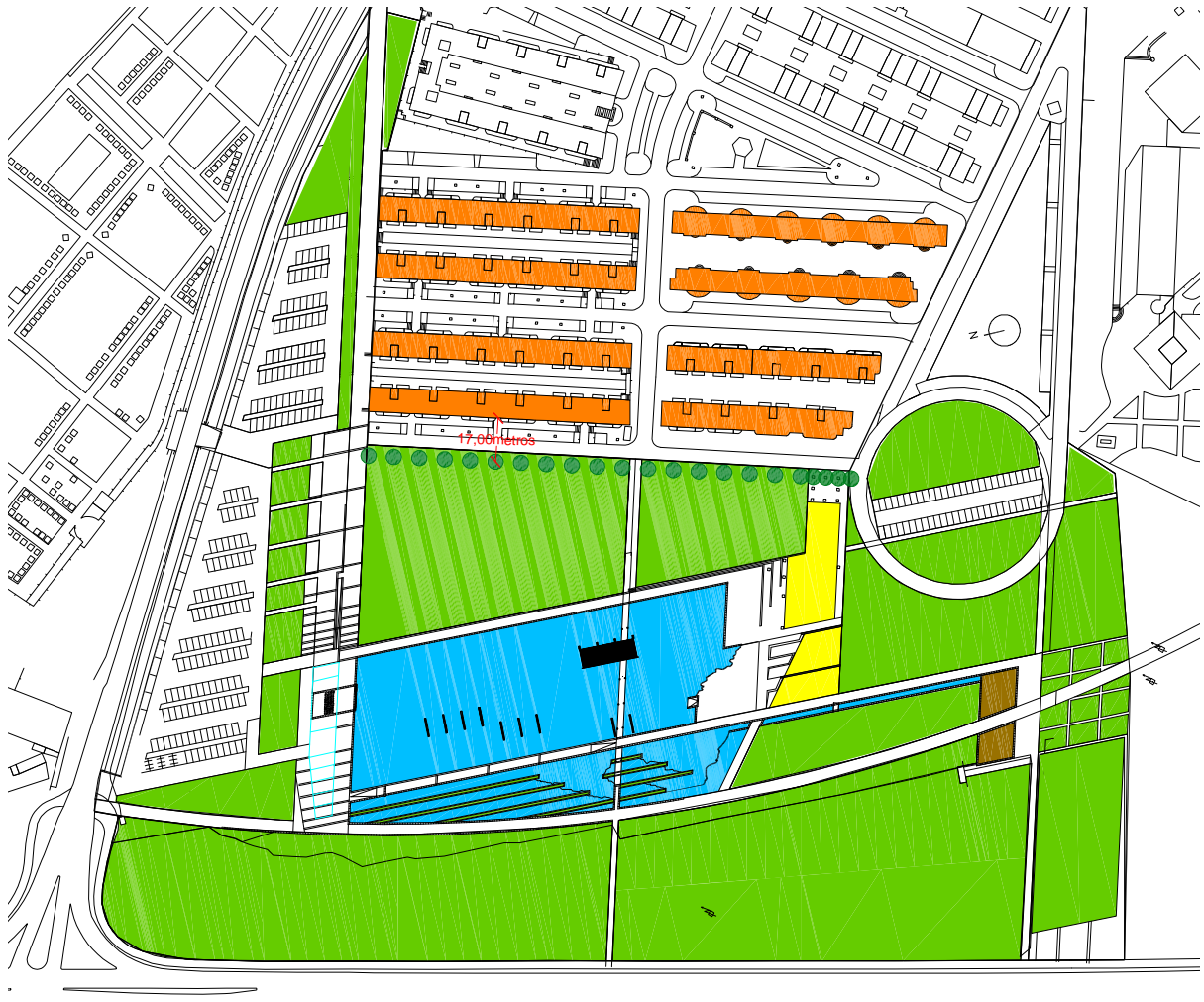
- Marecos do Monte M.H. (2007). Water Reuse in Europe. E-Water, Official Publication of the European Water Association (EWA).
- Meriç S., Guida M., Mattei L., Anselmo A., Melluso G. (2002). Evaluation of coagulation flocculation process for S. Giovanni a Teduccio municipal wastewater treatment plant. *Fresenius Environmental Bulletin*, **11**, 906–909.
- Metcalf & Eddy (1991). *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, Reuse*. Third Edition. McGraw – Hill International Editions, Lisbon.
- Meyer E. A. and Jarroll E. J. (1980). Giardiasis. *American Journal of Epidemiology*, **111**, 1-12.
- Nellor M. H., Baird R. B., Smyth J. R. (1985). Health Effects of Indirect Potable Reuse. *Journal AWWA*, **77** (7): 88-96.
- Nurizzo C., Antonelli M., Profaizer M., Romele L. (2005). By-Products in Surface and Reclaimed Water Disinfected With Various Agents. *Desalination*, **176**, 241-253.
- Paixão M. (1999). *Águas e Esgotos em Urbanizações e Instalações Prediais*. 2ª Edição, Edições Orion, Amadora.
- Parra P.J., Arbós V. (1995) – Reutilizacion de Águas Residuales de la Ciudad de Almeria en los Regadios del Bajo Andarax, Consejaria de Agricultura y Pesca – Delegacion Provincial de Almeria.
- Rosado F. (2006). Docente de Sociologia, Universidade do Algarve, Comunicação Pessoal. Faro.
- Rose J. B., Dickson L. J., Farrah S. R., Carnahan R. P. (1996). Removal of Pathogenic and Indicator Microorganisms by a Full-Scale Water Reclamation Facility. *Water Research*, **30** (11), 2785-2797.
- Rossini M., Garrido J.G., Galluzzo M. (1999). Optimization of the Coagulation-Flocculation Treatment: Influence of Rapid Mix Parameters. *Water Research*, **33** (8), 1817-1826.

- Sarparastzadeh H., Saeedi M., Naeimpoor F. and Aminzadeh, B. (2007). Pretreatment of Municipal Wastewater by Enhanced Chemical Coagulation. *International Journal of Environmental Research*, **1** (1), 104-113.
- Singer P. C., Harrington G. W. (1993). Coagulation of DBP Precursors: Theoretical and Practical Considerations. *Conference Proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference*, Miami, FL.
- Slifko T. R., Smith H. V., Rose J. B. (2000). Emerging Parasite Zoonoses Associated with Water and Food. *Internacional Journal of Parasitology*, **30**, 1379-1393.
- Shuval H., Lampert Y., Fatal B. (1996). Development of a Risk Assessment Approach For Evaluating Wastewater Reuse Standards For Agriculture. *Water Science and Technology*, **35**, 15-20.
- Song Z., Williams C. J. and Edyvean, R. G. J. (2003). Treatment of Tannery Wastewater by Chemical Coagulation. *Desalination*, **164**, 249-259.
- Tamburrini A., Pozio E. (1999). Long-Term Survival of *Cryptosporidium parvum* Oocysts in Seawater and in Experimentally Infected Mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *International Journal of Parasitology*, **29**, 711-715.
- Tassoula E., Diamadopoulos E., Vlachos (2007). Tertiary Physico-Chemical Treatment of Secondary Effluent From the Chania Municipal Wastewater Treatment Plant. *Global NEST Journal*, **9** (2), 166-173.
- Toze S. (1997). Microbial Pathogens in Wastewater. *CSIRO Land and Water Technical report 1/97*.
- Toze S. (2006). Reuse of Effluent Water-Benefits and Risks. *Agricultural Water Management*, **80**, 147-159.
- USEPA (1988). Design Manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment. United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, 625/1-88/022 (EPA).

- USEPA (1992). Manual: Guidelines for Water Reuse. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, 625/R-92/004 (EPA).
- USEPA (1999). Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual. United States Environmental Protection Agency, Office of Water (4607), 815-R-99-014 (EPA).
- USEPA (1999, a). Wastewater Technology Fact Sheet-Chlorine Disinfection. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, 832-F-99-062 (EPA).
- USEPA (1999, b). Wastewater Technology Fact Sheet-Ultraviolet Disinfection. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, 832-F-99-064 (EPA).
- USEPA (1999, c). Wastewater Technology Fact Sheet-Ozone Disinfection. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, 832-F-99-063 (EPA).
- USEPA (1999, d). Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual. United States Environmental Protection Agency, Office of Water (4607), 815-R-99-04 (EPA).
- USEPA (2004). Guidelines for water reuse. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, 625/R-04/108 (EPA).
- Wert E. C., Rosario-Ortiz F. L., Drury D. D., Snyder S.A. (2007). Formation of Oxidation by Products From Ozonation of Wastewater. *Water Research*, **41**, 1481-1490.

ANEXOS

PARQUE URBANO DE BEJA



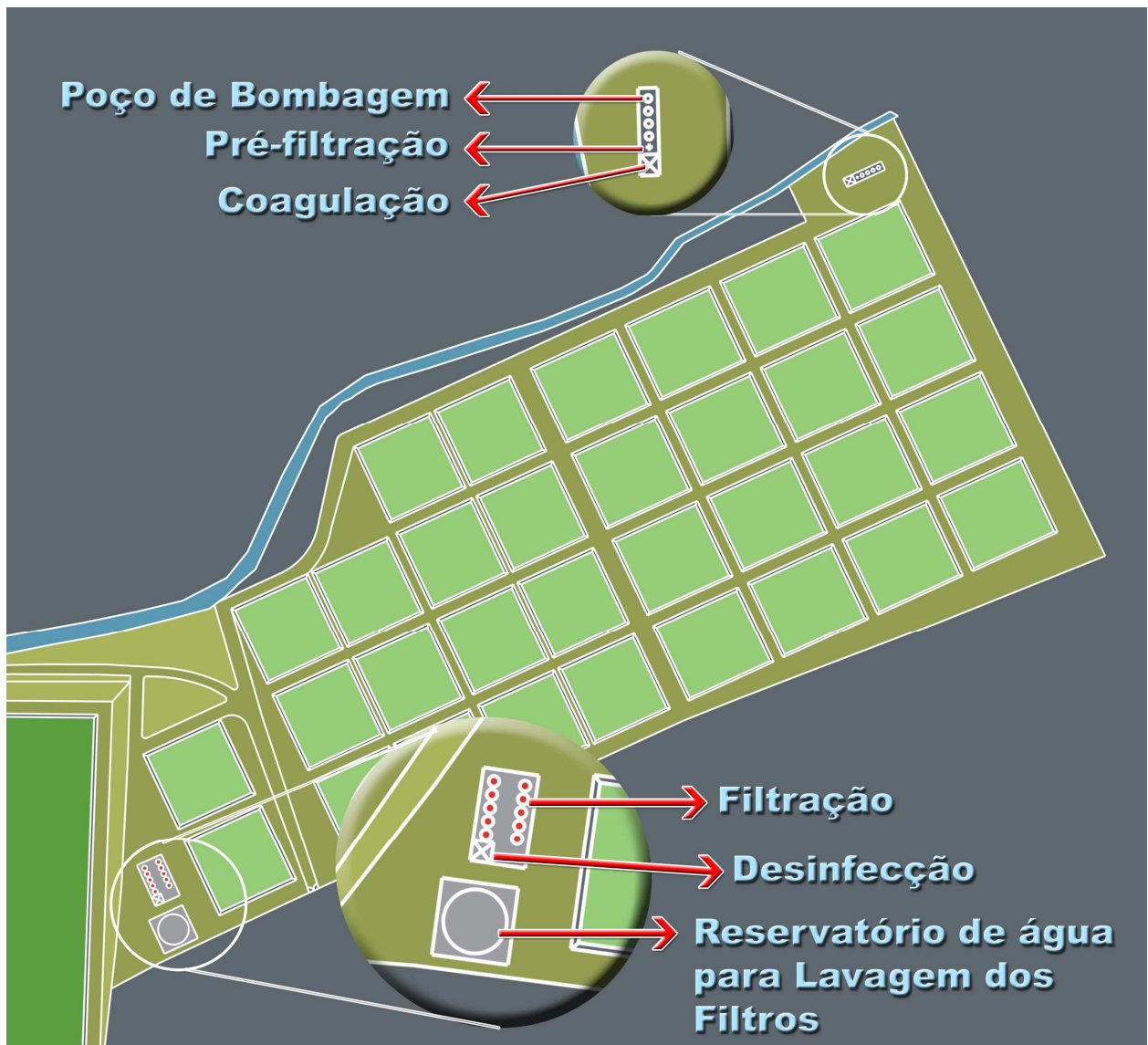
LEGENDA:

- ZONA HABITACIONAL
- ZONA VERDE
- CORTINA ARBÓREA
- PARQUE INFANTIL
- ESPELHO DE ÁGUA
- TANQUES DE ARMAZENAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS TRATADAS PARA REUTILIZAÇÃO

ETAR DO SADO: Sistema de tratamento inicial (preexistente).



ETAR DO SADO: Sistema de tratamento terciário/afinação.



Apartado 1050
2901-952 SETÚBAL

Tel. 265 710 270
Fax 265 710 278

FEP-Q037.20

SULFATO DE ALUMÍNIO LIQUIDO - ÁCIDO

1. Especificações de Venda

Método	Determinações	Valor	Unidades	Tolerância
LCQ-232	Al ₂ O ₃	7,2 - 7,5	% m/m	-

2. Características Típicas

Massa Volumica (20 °C)	1,30	Kg/m ³	-
Insolúveis em Água	0:06	% m/m	Máximo
Acidez Livre (como H ₂ SO ₄)	2:9	% m/m	± 0.4
Ferro (Fe)	25	mg/Kg	Máximo
Cádmio (Cd)	0.3	mg/Kg	Máximo
Crómio (Cr)	3	mg/Kg	Máximo
Mercurio (Hg)	0.1	mg/Kg	Máximo
Níquel (Ni)	4	mg/Kg	Máximo
Chumbo (Pb)	4	mg/Kg	Máximo
Antimónio (Sb)	0.1	mg/Kg	Máximo
Selénio (Se)	0.1	mg/Kg	Máximo
Arsénio (As)	0.1	mg/Kg	Máximo

3. Apresentação

- A granel, por camião cisterna
- Em contentor de metro cúbico

4. Aplicações

- Tratamento de Águas e Efluentes

O valor indicado para o Ferro aplica-se tanto ao Ferro (II) como ao Ferro (III). O Ferro poderá estar presente como componente do produto e geralmente é eliminado durante o processo de tratamento.

Esta Ficha de Especificações está de acordo com os limites referidos na NP EN 878 / 2000 - "Produtos químicos utilizados no tratamento da água destinada a consumo humano - Sulfato de Alumínio."

Elaborado por:	Aprovado por:	Data	Revisão
Catarina Reis	Ana Jorge	06/10/2004	05

Ficha Técnica

Revisão 2 08.05.2005

Anula e substitui versão de 01.01.2004

CLORETO FÉRRICO A 40%

ESPECIFICAÇÕES FISICO – QUIMICAS

Líquido castanho, fortemente ácido

Densidade 25°C (g/ml)	1,44 ±0,02
Viscosidade a 25°C (mPa.s)	15 ±5
Ponto de ebulição (°C)	102,5

ESPECIFICAÇÕES QUIMICAS:

• Fe Cl ₃	40 ±1,5%
• Cl	27 ±1 %
• Ferro Total (Fe)	13,7 ±0,6%
• Ferro Ferroso (Fe ++)	0,1 ±0,1%
• pH (Sol. Conc.)	aprox. 0
• Cloro Livre	≤1
• Acidez (HCL)	1,2 ±1,0

HIPOCLORITO DE SÓDIO 10 – 16%**PROPRIEDADES FÍSICAS**

Líquido amarelo com odor acre (cloro)
Densidade 20°C (g/ml) 1,22 +/-0,01
Ponto de congelação (°C) aprox. - 6

PROPRIEDADES QUÍMICAS:

- Cloro Activo > 14,3 %
- Clorato de Sódio (Na₂ClO₃) < 0,8%
- Carbonatos de Sódio (Na₂CO₃) < 16%
- Hidróxido de Sódio (NaOH) 2,5 a 5 %
- Ferro(Fe) < 0,001%
- Antimónio (Sb) < 0,05 p.p.m.
- Arsénio (As) < 0,07 p.p.m.
- Cádmio (Cd) < 0,05 p.p.m.
- Crómio (Cr) < 0,05 p.p.m.
- Chumbo (Pb) < 0,17 p.p.m.
- Mercúrio (Hg) < 0,01 p.p.m.
- Níquel (Ni) < 0,05 p.p.m.

CONDIÇÕES DE AGITAÇÃO NA ETAR/ CÁLCULOS JAR TEST

1. CÁLCULO DA PERDA DE CARGA (i):

- Escoamentos em tubagem de plástico;
- Caudal (Q) = 60 m³/h = 0,0167 m³/s;
- Diâmetro (D) = 250 mm = 0,25 m.

$$i = \left[\frac{Q}{(54,3 \times D^{2,65})} \right]^{1/0,56}$$

$$\Rightarrow i = [0,0167 / (54,3 \times 0,25^{2,65})]^{1/0,56} = \mathbf{0,000378 \text{ m/m}}$$

Perda de carga dissipada (h) no percurso (300 m):

$$h = i \times 300$$

$$\Rightarrow h = 0,000378 \text{ m/m} \times 300 \text{ m} = \mathbf{0,11339 \text{ m}}$$

2. CÁLCULO DA POTÊNCIA (P):

- P – Potência (w);
- Peso específico da água (γ) = 9798 N/m³ (15°C);

$$P = \gamma \times Q \times h$$

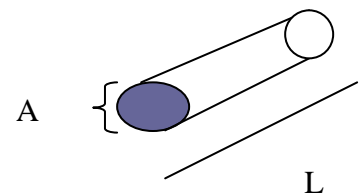
$$\Rightarrow P = 9798 \times 0,0167 \times 0,11339 = \mathbf{18,55 \text{ w}}$$

3. CÁLCULO DO GRADIENTE DE VELOCIDADE (G) NA ETAR:

- Volume (V) = A x L = $\pi r^2 \times L = \pi \times 0,125^2 \times 300 = \mathbf{14,73 \text{ m}^3}$
- Viscosidade da água (μ) = $\mathbf{1,139 \times 10^{-3} \text{ Kg/ms}}$ ou Ns/m²

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu \times V}}$$

$$G = 33$$



4. CÁLCULO DO TEMPO DE MISTURA DA ETAR (t):

$$t = \frac{V}{Q}$$

$$\Rightarrow t = 14,73/0,0167 = 882 \text{ s} = \mathbf{14,7 \text{ min}}$$

5. CÁLCULO DA POTÊNCIA DO AGITADOR (t):

- Volume do copo Jar Test (V) = 0,5 l = 0,0005 m³

$$P = \mu \times V \times G^2$$

$$\Rightarrow P = 1,139 \times 10^{-3} \times 0,0005 \times 33^2 = \mathbf{0,00062 \text{ w}}$$

6. CÁLCULO DA VELOCIDADE DAS PÁS (vp):

- Velocidade das pás (vp), m/s;
- Coeficiente de atrito, para lâminas lisas, (C_D) = 1,8;
- Densidade da água (ρ) = 1000 Kg/m³;
- Área das Pás em m² (A_p) = 15 cm² = 15 x 10⁻⁴ m².

$$vp = \sqrt[3]{\frac{P \times 2}{C_D \times \rho \times A_p}}$$

$$\Rightarrow vp = \sqrt[3]{\frac{0,00062 \times 2}{1,8 \times 1000 \times 15 \times 10^{-4}}} = \mathbf{0,077 \text{ m/s}}$$

7. CÁLCULO DA VELOCIDADE REAL (vr):

- Velocidade real (vr), m/s.

$$vr = \frac{vp}{0,75}$$

$$\Rightarrow vr = \mathbf{0,103 \text{ m/s}}$$

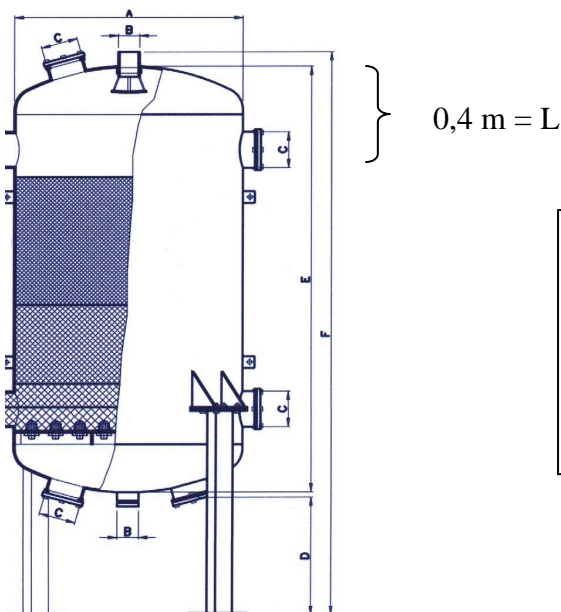
8. CÁLCULO DA VELOCIDADE DE ROTAÇÃO ω (rpm):

- Velocidade de rotação ω (rpm);
- Diâmetro do agitador Jar Test (θ) = 0,075m

$$\omega = \frac{vr}{\pi \times \theta}$$

=> $\omega = 0,44$ rps = **26 rpm** durante **14,7 min**

9. TEMPO DE SEDIMENTAÇÃO:



- Diâmetro do filtro (θ) = 1,4m;
- $Q = 0,0167$ m³/s;
- $A = \pi r^2 = 1,54$ m²;
- $V = A \times L = 0,62$ m³

Como são 10 filtros => $V = 6,2$ m³.

O tempo de sedimentação: $t = \frac{V}{Q} = 369$ s = **6,1 min**

PARQUE URBANO DE BEJA

(INQUÉRITO DIRECTO)

1. Idade:

- a. < 15 anos
- b. 15-17
- c. 17-25
- d. 26-40
- e. 41-55
- f. > 55

2. Sexo:

- a. masculino
- b. feminino

3. Escolaridade:

- a. 2.º ciclo
- b. 3.º ciclo
- c. Ensino secundário
- d. Ensino superior
- e. Outra
- Qual? _____

1ª PARTE

(CONHECIMENTO DAS PRÁTICAS DOS FREQUENTADORES DO PARQUE)

4. Costuma frequentar este Parque?

- a. Todos os dias
- b. 3 x p/semana
- c. 1 x p/ semana
- d. Raramente

5. Que tipo de actividades costuma praticar?

- a. Passear
- b. Desporto
- c. Passear os cães
- d. Brincar com os filhos
- e. Outras
- Qual? _____

6. Normalmente a que dias e horas costuma frequentar o Parque?

- a. Domingo
- b. Segunda
- c. Terça
- d. Quarta
- e. Quinta
- f. Sexta
- g. Sábado

- a. Manhã
- b. Tarde
- c. Noite
- a. Outra
- Qual? _____

2ª PARTE

(CONHECIMENTO DAS DIVERSAS OPÇÕES DE USO DE ÁGUA E POSIÇÃO FACE À REUTILIZAÇÃO)

7. No Verão são necessários 800 m³ de água para a rega diária do parque. Na sua opinião qual deveria ser a origem da água para a rega do Parque?

- a. Água da Companhia
- b. Água de Furo
- c. Água residual tratada
- d. Outra
- Qual? _____

8. Actualmente já se utiliza água residual tratada para diversos fins (regas, lavagens, abastecimento, etc). Tem conhecimento de algum projecto deste tipo?

- a. Não
- b. Sim

Qual/Onde: _____ ;

9. É a favor/concorda com a utilização de água residual tratada (proveniente da ETAR do Sado) na rega deste Parque?

- a. Sim
- b. Não sabe
- c. Não

Porquê: _____

3ª PARTE

(CONHECIMENTO DO TIPO DE EXIGÊNCIAS PARA UM PROJECTO DE REUTILIZAÇÃO)

10. Em seu entender quais são os dois aspectos (o mais importante e o menos relevante) a ter num projecto deste tipo?

- a. Participação Pública
- b. Saúde Pública
- c. Garantia de monitorização
- d. Informação Disponível
- e. Outros (quais): _____

11. Refira duas medidas (a mais importante e a menos relevante) no controlo e monitorização de um projecto deste tipo?

- a. Comissão de acompanhamento
- b. Consulta do controlo analítico
- c. Relatórios de acesso ao público (editais, net, jornais)
- d. Sinalética adequada no parque
- e. Visita à ETAR em dias a definir
- f. Discussão pública
- g. Outros (quais): _____

OBRIGADO PELA SUA COLABORAÇÃO!!!

ANEXO VII

Rega do Parque Urbano (dimensionado para 45 m³/h)

Características técnicas/dimensionamento do equipamento instalado:

1. NOTA EXPLICATIVA:

- A central elevatória é constituída por 2 grupos de electrobombas submersíveis adequados para utilização com águas residuais e efluentes;
 - Está dimensionada para um caudal de 45 m³/h, à pressão de 52 m.c.a., para água destinada ao Parque Urbano. O arranque e paragem da bomba é comandado pelo nível do reservatório a existir no Parque Urbano (sendo para o efeito necessário instalar cabo eléctrico de sinal);
 - As bombas trabalham em alternância estando a instalação dimensionada para o funcionamento de 1 bomba ficando uma bomba de reserva;
 - As bombas seleccionadas são da marca GRUNDFOS, modelo SEWEDR PUMP, Série S, tipo S1212S, e permitem a passagem livre de sólidos até 80 mm;
 - As bombas serão instaladas em poço de bombagem, elevadas com pedestal e sobre degrau;
 - Dispõe de um mecanismo de segurança de sondas de nível para paragem de funcionamento sempre que se verifique a falta de água no poço de bombagem;
 - Inclui também válvulas, acessórios, colectores, bóia de interrupção de nível, quadro eléctrico de comando e automatização do funcionamento das bombas.

- Objectivo da Filtração (Filtros de Areia/antracite Altos):
 - Evitar o entupimento dos gotejadores, das boquilhas dos aspersores ou dos pop-up;
 - Evitar a acumulação de sedimentos no interior das condutas responsáveis pela redução da secção livre de passagem, bem como pelo aumento das perdas de carga e custos energéticos;
 - Evitar a acumulação de sedimentos no depósito terminal;
 - Evitar a agregação das partículas em suspensão e reduzir o desenvolvimento de colónias microbiológicas;
 - Aumentar a eficiência da desinfecção;
 - Dado que levam várias camadas filtrantes (ANTRACITE + AREIA FINA + AREIA GROSSA) consegue-se eficiências de filtração na ordem dos 90% ou 10 NTU de turvação;

- Algumas considerações sobre os Filtros Malha:
 - O filtro automático AMIAD Mod. SAF dispõe de um mecanismo de limpeza automática, que realiza a remoção das partículas retidas na malha do filtro durante o processo de filtração;
 - A operação de filtração realiza-se através da passagem da água a filtrar da parte interna para a parte externa do elemento de filtração. Quando o processo se inicia e o elemento de malha está limpo a perda de carga é mínima. Com o decorrer do processo o elemento de malha começa a ficar colmatado devido à retenção das partículas de calibre superior a 100 microns. Esta colmatção da malha origina um aumento da perda de carga que quando atinge um valor previamente estabelecido desencadeia o processo de limpeza.
 - Durante o processo de limpeza (40s) continua a realizar-se o processo de filtração.

- Floculação (sulfato de alumínio):
 - No sentido de aumentar a eficiência da filtração, será proposto a montante uma pequena etapa de floculação com sulfato de alumínio.
- Desinfecção por Cloro.:
 - Hipoclorito de sódio;

2. CARACTERÍSTICAS PRINCIPAIS:

- **Unidade de Floculação:**
 - Bomba doseadora GM 218;
 - Depósito de 1500 L;
- **Unidade de Pré-Filtração:**
 - Filtro SAF – 3000 DN 100;
 - Malha de 100 µm;
- Quadro Eléctrico com Autómato Programável;
- Válvulas de Seccionamento e retenção;
- **Unidade de Filtração:**
 - 3 Filtros F Lama de Leito Alto c/ Crepinas;
 - Modelo F 14C;
 - Areia e Antracite;
- Autómato de comando de lavagem de filtros;
- **Lavagem dos filtros de Areia:**
 - Grupo Electrobomba NB 40;
 - Acessórios + quadro eléctrico
 - Automatismo de enchimento do reservatório c/ válvula hidráulica de controlo de nível;
- Reservatório GENAP de 53,6 m³, diâmetro = 5,46 m e altura = 2,36 m;
 - Cobertura anti-algas;
 - Descarga de Fundo;
- **Unidade de Desinfecção.:**
 - Bomba Doseadora GM 218;
 - Contador WT DN 100 + EV (com emissor de impulsos e bomba injectora proporcional ao caudal de descarga);
- Depósito PEAD1500 I;
- Acessórios;

3. DIMENSIONAMENTO DA UNIDADE DE BOMBAGEM:

Cálculo da Altura Manométrica das Bombas:

- ❑ ΔP Filtração Multimédia Leito Alto = 7 m.c.a;
- ❑ ΔP FILTRO MALHA = 5 m.c.a;
- ❑ ΔP Conduatas (PEAD 225mm, PN 6, DI –200mm, 3000 metros, veloc 1,2m/s = 20 m.c.a;
- ❑ ΔP cota da bomba e o reservatório = 10 m.c.a;
- ❑ ΔP Acessórios = 6 m.c.a.;
- ❑ **ΔP Total = 48 m.c.a.**

Características das Bombas:

- ❑ Estação de Bombagem:
 - 2 Electrobombas Submersíveis GRUNDFOS S1212S;
 - Caudal de 48m³/h;
 - 51 m.c.a.;
 - Potência de 21 Kw/Un;
 - Motor trifásico 400V (41,2 A);
 - Saída Dn 80 mm;
 - Consumo eléctrico em 24 horas = 504 Kw
- ❑ Sonda de Nível;
- ❑ Válvulas de Retenção e Seccionamento;
- ❑ Quadro Eléctrico:
 - Q.E. CB 2x21KW+RN;

REQUISITOS: As bombas estão prevista a serem instaladas num poço de bombagem com diâmetro mínimo de 3 m.

4. DIMENSIONAMENTO DA UNIDADE DE FILTRAÇÃO:

- ❑ Volume máximo diário filtrado 1000 m³/dia;
- ❑ Velocidade de filtração – 10 m/h;
- ❑ Caudal horário : 1000 m³ / 22 Horas = 45 m³/h;
- ❑ Esquema de tratamento:
 1. Préfiltração;
 2. Floculação;
 3. Filtração c/ Filtros de Leito Alto Multicamada (antracite, areia fina, areia grossa);
 4. Desinfecção.
- ❑ Cálculo da Superfície de Filtração dos Filtros Multicamada:
S = 45 m³/h / 10 m/h = 4,5 m²
- ❑ Solução 3 filtros de areia em paralelo com 1,55 m² de sup filtração x 3 un = 4,65 m²

5. CONDOTA

- 3000 m de Tubo PEAD DN 140, PN 6;
- 2 Ventosas de tripla;
- 2 Ventosas de Purga DN 1”;
- Conjunto de Válvula de Descarga;
- Soldadura Tubo PEAD.

6. CABO PARA AUTOMATISMO

- Cabo de sinal do lago a existir no Parque Urbano para o quadro Eléctrico das Bombas.
- O cabo considerado tem 4000m;
- Cabo Eléctrico FVV 5 x 1,5.