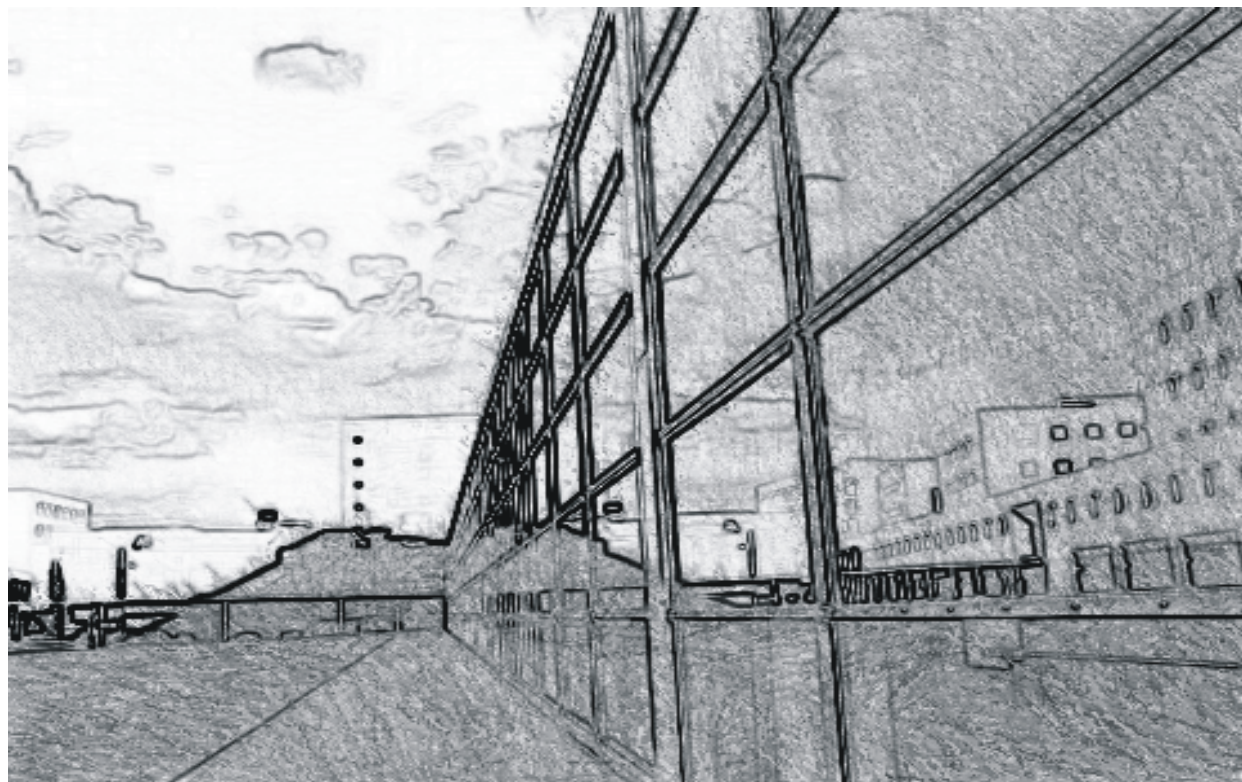


FEUP Faculdade de Engenharia
Universidade do Porto



Estudo do tratamento de águas residuais urbanas

Bruno André da Costa Coelho

MIEQ 2008

Mestrado Integrado em Engenharia Química

Estudo do tratamento de águas residuais urbanas

Tese de Mestrado

desenvolvida no âmbito da disciplina de

EQ0048 – Projecto de Desenvolvimento em Ambiente Empresarial

Bruno André da Costa Coelho



Departamento de Engenharia Química



Orientador na FEUP:

Dra. Olga Nunes

Orientador na empresa:

Eng. Isabel Saraiva

Eng. Maria Amélia Fonseca

31 de Julho de 2008

Agradecimentos

Esta Tese representa o completar de uma etapa de aprendizagem e aplicação de conhecimentos em Engenharia Química. Representa mais do que isso o cumprir de vários objectivos pessoais, que proporcionou experiências únicas e que recordarei com grande alegria. Mais do que um trabalho pessoal esta tese reflecte a ajuda e ensinamentos de um conjunto de colegas e amigos que sem eles seria impossível a conclusão de mais uma meta.

Agradeço sinceramente à Dra. Olga Nunes a oportunidade de poder realizar o estágio que conduziu a esta tese, todo o apoio, acerto, disponibilidade e amizade com que orientou todo o estágio.

Agradeço toda a ajuda e simpatia dos colegas e amigos da EFACEC Ambiente, em particular a orientação e correcção da Eng. Isabel Saraiva, da Eng. Amélia Fonseca e do Eng. Ivo Leite que em todos os momentos que necessitei estiveram presentes.

Em particular no trabalho de análise no laboratório da EFACEC em Leça da Palmeira agradeço a disponibilidade, apoio e dedicação concedido pela Mara Monteiro. Por toda a ajuda e simpatia agradeço a todas as colegas e amigas do LEPAE que sempre acompanharam e ajudaram durante o trabalho que efectuei no laboratório.

Agradeço finalmente todo o apoio e força dos familiares e amigos que sempre estiveram presentes nos melhores e piores momentos. Para todos MUITO OBRIGADO.

A EFACEC ^[e]



Com mais de 100 anos de história, o Grupo EFACEC teve a sua origem na "Moderna", empresa nascida em 1905. Constituída em 1948, a EFACEC, maior Grupo Eléctrico Nacional de capitais portugueses, tem cerca de 3000 colaboradores e factura aproximadamente 500 milhões de euros, estando presente em mais de meia centena de países e exportando cerca de metade da sua produção. O portfólio de actividades da EFACEC, reorganizado em:

Energia: Transformadores; Aparelhagem de Tensão; Servicing de Energia.

Engenharia e Serviços: Engenharia; Automação; Manutenção; Ambiente; Renováveis.

Transportes e Logística: Transportes; Logística.



Figura 0.1: Instalações da EFACEC.

A EFACEC Ambiente S.A. foi constituída à 35 anos e é uma das empresas líderes neste sector de mercado nacional e aspira a uma posição de crescente afirmação a nível internacional com projectos na Argélia e Roménia, entre outros. As principais competências na área de ambiente dividem-se em:

Águas residuais: ETAR para tratamento de efluentes domésticos e efluentes industriais; ETAR compacta; Instalações de desodorização; Automação e supervisão dos processos de tratamento; Exploração, operação, manutenção dos sistemas;

Águas de consumo: ETA para consumo urbano e para processos industriais; Automação e supervisão dos processos de tratamento; Exploração, operação e manutenção dos sistemas;

Este estágio de projecto foi desenvolvido em ambiente empresarial inserido na EFACEC Ambiente, no domínio do estudo do tratamento de águas residuais urbanas com um acompanhamento específico às ETARs do município de Montemor-o-Velho.



Figura 0.2: ETAR de Montemor-o-Velho, Ereira e Carapinheira (da esquerda para a direita)

Resumo

Existem vários esquemas de Estações de Tratamento de Águas Residuais. A escolha do processo a implementar depende da localização, da carga a tratar e das propriedades exigidas para o efluente final tratado uma vez que existem processos que se revelam economicamente e ambientalmente mais rentáveis do que outros.

Esta tese pretende estudar diferentes esquemas de tratamento de águas residuais em termos de controlo analítico, de eficiência de remoção da população bacteriana total e resistente a um antibiótico (ciprofloxacina), hidrodinâmica de escoamento, análise económica e alertar para possíveis melhorias dos processos já implementados. O sistema em estudo, sob a exploração da EFACEC Ambiente, é composto por uma ETAR urbana de Montemor-o-Velho, um sistema de lagoa anaeróbia – lagoa aeróbia de Ereira e um sistema de lagoa arejada mecanicamente – lagoa facultativa de decantação de Carapinheira.

Assim sendo, foram analisadas amostras de afluente e efluente das três ETARs e verificou-se que em termos de controlo analítico e de análise das populações microbianas os esquemas de lagunagem apresentam resultados mais positivos, com processos com maior percentagem de remoção, em particular na ETAR de Carapinheira, com reduções efectivas de 4.50×10^6 UFC/ml para os heterotróficos totais, de 1.76×10^5 UFC/ml para os heterotróficos resistentes à ciprofloxacina, de 6.37×10^5 UFC/ml para os coliformes fecais, de 2.75×10^4 UFC/ml para os coliformes fecais resistentes à ciprofloxacina e de 2.87×10^4 UFC/ml para os enterococos. Verifica-se também que os processos vão constantemente concentrando os microrganismos resistentes à ciprofloxacina no efluente tratado e que por dia são dispersados no ambiente biliões de bactérias resistentes à ciprofloxacina em cada ETAR. Estes factores, multiplicados pelas 1187 ETARs em Portugal, têm grande impacto a nível ambiental, de saúde humana e pode ter consequências impensáveis a curto/médio prazo.

A hidrodinâmica do escoamento nas lagoas é um factor decisivo para a eficiência do processo. O escoamento na ETAR de Ereira foi melhorado com a introdução de um septo a $\frac{1}{4}$ do comprimento da lagoa aeróbia, reduzindo a caudal médio o volume morto da lagoa de 0.34% para 0.13%.

A nível económico a ETAR com maior rentabilização de custos actualizados a 20 anos com critérios de valorização é a ETAR de Carapinheira (397 k€), que aparenta ter o esquema de processo com maior eficiência de remoção de heterotróficos totais por EURO de tratamento (16.9×10^{12} UFC/€). A ETAR de Montemor é a ETAR de maior investimento e com menor eficiência. A ETAR de Ereira do ponto de vista económico é uma ETAR de baixos custos actualizados a 10 anos (45,8 k€), com uma intermédia redução de parâmetros físico químicos por EURO gasto mas uma baixa redução a nível microbiológico.

Palavras-chave: ETAR, Lagunagem, Eficiência de Remoção bacteriana, Resistência a Antibióticos, CFD, Análise Económica

Abstract

There are several schemes for Wastewater Treatment Plants. Depending on the locations and the wastewater properties required for the treated effluent there are processes that are economically and environmentally more profitable to implement.

This thesis aims at comparing various schemes of wastewater treatment plants in terms of analytical control, efficiency of bacteria removal and resistance to ciprofloxacin, hydrodynamic flow, economic analysis and possible improvements of the actual processes. The system under study is managed by EFACEC Environment and is composed by an urban Montemor-o-Velho plant, a system of anaerobic pond - aerobic pond at Ereira, and a system of mechanically ventilated pond - sedimentation pond at Carapinha.

In terms of analytical control and examination of the microbial populations, lagoon processes have optimistic results, with the highest percentage of removal, particularly in Carapinha, with cuts of 4.50×10^6 CFU/ml for the total heterotrophic bacteria, 1.76×10^5 CFU/ml for the heterotrophic resistant to ciprofloxacin, 6.37×10^5 CFU/ml for faecal coliforms, 2.75×10^4 CFU/ml for faecal coliform resistant to ciprofloxacin and 2.87×10^4 CFU/ml for enterococcus. The treatment processes concentrate the microorganisms resistant to ciprofloxacin in the treated effluent and per day several billions of bacteria resistant to ciprofloxacin are dispersed in the environment by each plant. These factors, multiplied by 1187 Wastewater Treatment Plants in Portugal, have great impact on environmental and human health and may have severe consequences in medium/ short term.

The hydrodynamic of the lagoons is a major factor in the process efficiency. The design of Ereira plant was improved with the introduction of a septum at $\frac{1}{4}$ of the length of the aerobic pond, reducing the stagnant volume of the pond from 0.34% to 0.13%.

In an economic perspective, the plant that appears to have greater process efficiency with total heterotrophic removal per EURO of 16.9×10^{12} UFC/€ is Carapinha with an actual cost with recovery criteria of 397 k€ at 20 years. The Montemor plant presents poorly used funding with analytical control and bacteria reductions far below the remaining systems. The Ereira plant from the economic point of view is a plant with the lowest actual cost in 10 years (45.8 k€), with an intermediate-level reduction of physical-chemical parameters by EURO spent but a lower microbiological reduction.

Keywords: Wastewater treatment plants, Wastewater stabilization pond, bacteria removal efficiency, antibiotic resistance, CFD, Economic Analysis.

Índice

1	Introdução	4
1.1	Enquadramento histórico do tratamento de águas residuais	4
1.2	Métodos de tratamento de águas residuais	4
1.3	Contributos do trabalho	4
1.4	Organização da tese	6
2	Diagnóstico do estado actual das ETARs	7
2.1	Serviço de saneamento de águas residuais urbanas	7
2.2	Lagunagem	9
2.3	Evolução dos resultados anuais das ETARs	11
2.4	Resultados do controlo analítico das ETARs no último trimestre	11
3	Análise microbiológica	14
3.1	Análise da população bacteriana	14
4	Hidrodinâmica do escoamento	18
4.1	Sistema de equalização de caudais	18
4.2	Simulação do escoamento nas lagoas	21
4.3	Configurações alternativas – Real + septo	26
5	Análise económica	30
6	Conclusões	41
7	Avaliação do trabalho realizado	43
7.1	Objectivos realizados	43
7.2	Outros trabalhos realizados	43
7.3	Limitações e trabalho futuro	44
7.4	Apreciação final	44

Anexo 1	Métodos – Análises físico-químicas ^[1]	48
1.1	Método de determinação de pH	48
1.2	Método de determinação de condutividade	48
1.3	Método de quantificação dos sólidos sedimentáveis (SS)	48
1.4	Carência química de oxigénio (CQO) – Método do dicromato de potássio	48
1.5	Carência bioquímica de oxigénio (CBO) – Método do oxitop	49
1.6	Determinação de sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV)	51
1.7	Resultados do controlo analítico anual de Ereira	52
Anexo 2	Métodos – Análises microbiológicas	59
2.1	Preparação dos meios	59
2.2	Preparação das soluções	60
2.3	Preparação dos meios confirmativos	60
2.4	Métodos de esterilização	60
2.5	Método de filtração – Membrana filtrante	61
2.6	Método de incubação e confirmativos	63
2.7	Organismos presentes nas lagoas	66
Anexo 3	Métodos – Simulação de escoamento ^[9]	68
Anexo 4	Resultados – Hidrodinâmica	86
4.1	Sistema de equalização de caudais	86
4.2	Configuração real a diferentes caudais (time step = $\tau/100$)	96
4.3	Configurações alternativas – Real + septo (time step = $\tau/100$)	101
4.4	Considerando o sistema como um reactor a volume máximo, com paredes reais (time step = $\tau/50$) – Solução lagoas cobertas à noite	104
4.5	Considerando o sistema como um reactor a volume máximo, com paredes reais e septo (time step = $\tau/50$) – Solução lagoas cobertas à noite	110
Anexo 5	Base bibliográfica de análise económica	116

Notação e Glossário

Letras gregas

ρ	Densidade	kg/m ³
μ	Viscosidade	kg/(m.s)
τ	Tempo de passagem	s
θ	Tempo normalizado	
Δt	Time step	s

Índices

Da	Número de Damköhler
Re	Numero de Reynolds

Lista de Siglas

ETAR	Estação de tratamento de águas residuais	
EE	Estação elevatória	
CFD	Computational fluid dynamics	
RPA	Reactor perfeitamente agitado	
RP	Reactor pistão	
CQO	Carência química de oxigénio	mg O ₂ /l
CBO	Carência bioquímica de oxigénio	mg O ₂ /l
OD	Oxigénio dissolvido	mg O ₂ /l
SST	Sólidos suspensos totais	mg/l
SSV	Sólidos suspensos voláteis	mg/l
VLE	Valor limite de emissão	
UFC	Unidades formadoras de colónias	UFC/ml
CA	Custos actualizados	€

1 Introdução

1.1 Enquadramento histórico do tratamento de águas residuais

Os primeiros indícios de recolha de águas residuais remontam ao início do século XIX mas um tratamento sistemático destas águas só se verificou no final desse século e inícios do século XX, impulsionada pelo desenvolvimento da teoria do germe por Koch e Pasteur nos meados do século XIX e que marcou uma nova era sanitária ^[12].

Nos últimos 40 anos o número de estações de tratamento ao serviço das comunidades quase que triplicou. A implementação de normas por decreto-lei conduziu a alterações substanciais no controlo da poluição nas águas residuais de forma a salvaguardar a saúde pública e produzir um efluente tratado com características compatíveis para a sua utilização para fins industriais, na rega e para uso recreativo.

1.2 Métodos de tratamento de águas residuais

Os métodos de tratamento em que a aplicação de forças físicas é predominante são denominados de operações unitárias. Os métodos de tratamento em que a remoção de contaminantes é feita por processos químicos e biológicos são conhecidos como processos unitários.

Actualmente operações e processos unitários estão agrupados de forma a proporcionar um tratamento primário, secundário e terciário do afluente. No tratamento primário, processos físicos como a gradagem e sedimentação são usados para remoção de sólidos e resíduos. No tratamento secundário usam-se processos químicos e biológicos para a remoção da matéria orgânica. No tratamento terciário combinações adicionais de processos e operações unitárias são usados para a remoção de outros constituintes como azoto e fósforo ^[12].

1.3 Contributos do trabalho

O projecto centrou-se no diagnóstico e estudo das ETAR de Montemor-o-Velho, Ereira e Carapinheira e suas caracterizações e comparações em termos de qualidade do processo e efluente final, da hidrodinâmica do seu escoamento e em termos de população microbiana, como caracterizado no diagrama da figura 1.3.1. Foi realizado um acompanhamento do controlo analítico das lagoas através de análises físico químicas e cruzamento de dados entre ETARs.

Uma análise inicial sobre o funcionamento destas ETARs suscitou que seria uma mais valia a realização de um estudo mais aprofundado em termos de hidrodinâmica de escoamento da ETAR de Ereira (com a simulação em Fluent 3D). Apesar de não existirem exigências legais em termos de quantidades de microrganismos, no sentido de se comparar a qualidade do tratamento e do efluente final analisou-se as populações microbianas presentes nas diferentes ETARs em termos de enterococos, coliformes fecais e heterotróficos totais. Estes últimos foram incubados em dois meios distintos (com e sem ciprofloxacina) no sentido quantificar os microrganismos que apresentam resistência a esse antibiótico. Realizou-se ainda um estudo económico das diferentes ETARs no sentido de encontrar qual a solução de tratamento economicamente mais viável e validar ou não a compra de novos equipamentos.

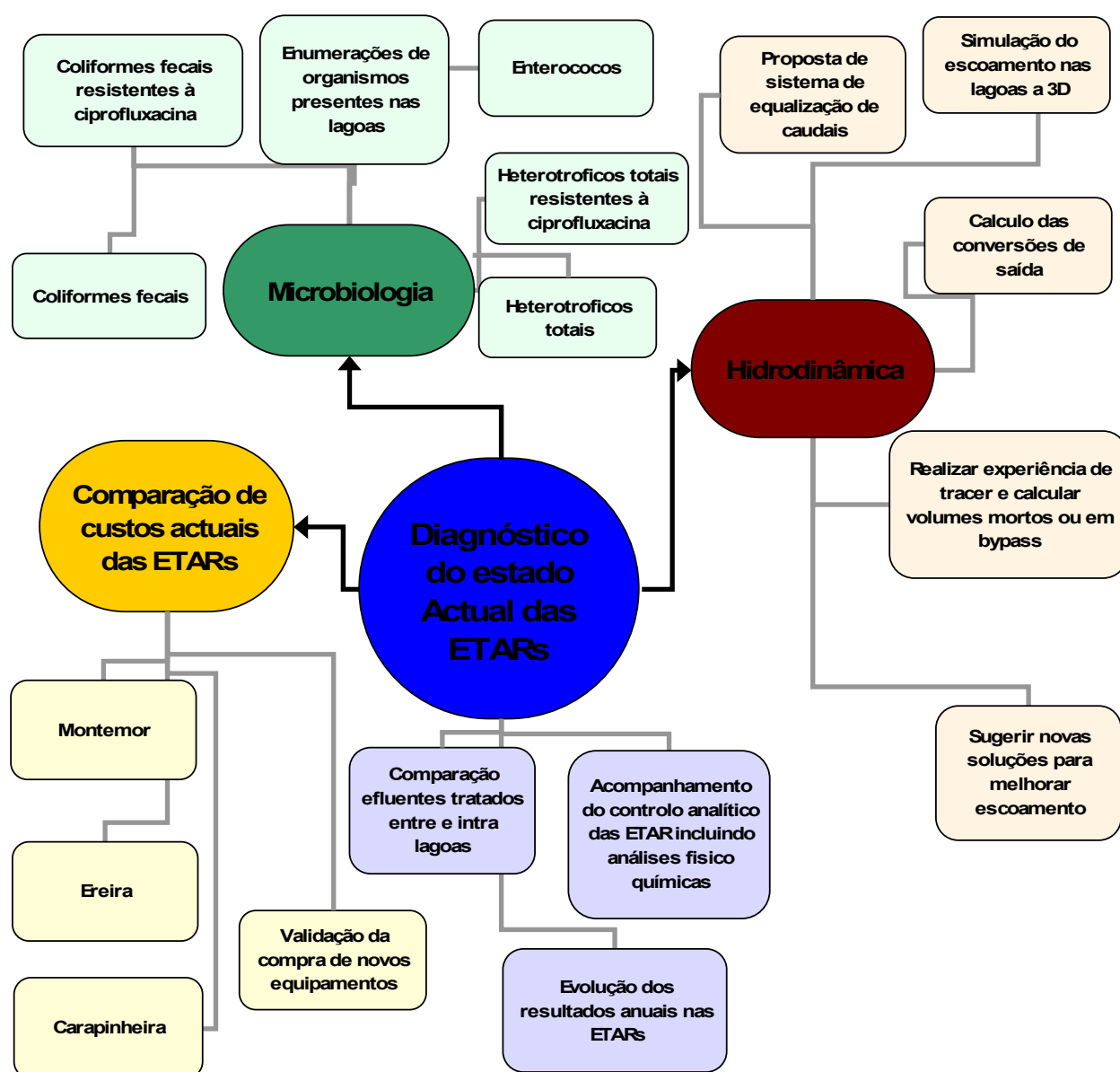


Figura 1.3.1: Diagrama das principais áreas previstas de intervenção.

1.4 Organização da tese

A presente tese divide-se em quatro secções:

- Diagnóstico do estado actual das ETARs:

Em que se sintetiza os conceitos base do tratamento de águas residuais urbanas e se realiza uma análise do estado actual dos processos de serviço de saneamento de águas residuais urbanas em Portugal, com especial ênfase em processos de lagunagem. São apresentados e comparados os controlos analíticos entre e intra as diferentes ETARs, ostentados pelas técnicas base de análise usadas para realizar o controlo analítico.

- Análise Microbiológica:

Em que se analisa as populações microbianas dos afluentes e efluentes de cada ETAR em termos de heterotróficos totais, coliformes fecais resistentes ou não à ciprofloxacina e os enterococos, através da incubações em meios específicos. São comparadas as eficiências de remoção das diferentes lagoas e a influência de cada tratamento no desenvolvimento de organismos resistentes ao antibiótico.

- Estudo da Hidrodinâmica:

Para o caso de estudo da ETAR de Ereira é apresentada uma simulação 3D em Fluent para observação do perfil hidrodinâmico de escoamento. São calculadas as conversões previstas para a lagoa e consideram-se algumas alterações no *layout* da lagoa e a influência que teriam no perfil hidrodinâmico de escoamento.

- Comparação de custos actuais:

Cada uma das ETARs apresenta investimentos iniciais, custos contínuos e qualidade de tratamentos das águas residuais diferentes que são todos sumariados para um período de vida de 10 e 20 anos e é-lhes atribuído um valor monetário com base bibliográfica. Com base nos resultados obtidos é comparada a influência da compra de equipamentos complementares para a ETAR de Ereira como arejadores mecânicos.

Nota: Embora em Português se deva usar a vírgula como separador decimal, neste texto ir-se-á usar o ponto por questões de coerência com os menus do Fluent

2 Diagnóstico do estado actual das ETARs

2.1 Serviço de saneamento de águas residuais urbanas

Portugal já possui redes de drenagem de águas residuais para uma grande parte da população. Todavia, verifica-se um desenvolvimento assimétrico desta actividade. Por um lado, ainda não está assegurado o tratamento para todas as águas residuais recolhidas. Por outro, a criação dos sistemas multi-municipais veio impulsionar a construção de interceptores e estações de tratamento de águas residuais sem que esteja assegurada a rede de recolha. Esta situação tem como implicação a realização de descargas directas dos colectores nos meios hídricos, e de forma difusa, através das fossas sépticas, e que resulta na degradação da qualidade das massas de água superficiais e subterrâneas.

No entanto o investimento efectuado pelas entidades gestora da rede de colecta de águas residuais teve, em várias situações, o efeito contrário ao desejado, uma vez que não estavam ainda concluídas as infra-estruturas que assegurassem o tratamento. Nessas situações assistiu-se à descarga de águas residuais sem o tratamento adequado, agravando a poluição dos meios receptores.

Graças ao financiamento comunitário através do Fundo de Coesão entre os anos de referência 1990 e 2002, e tendo em atenção os valores obtidos, constata-se que o aumento da população servida com rede de drenagem de águas residuais foi de cerca de 10%. Enquanto que no período entre 1994 e 2002 houve um crescimento de 15% da população servida com tratamento. De acordo com a informação disponível no Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais (INSAAR), o nível de atendimento em drenagem de águas residuais e tratamento de águas residuais era, em 2005, respectivamente de 73% e 66% (Figura 2.1.1).

Existem no entanto problemas ainda não resolvidos pelo quadro comunitário de apoio entre 2000-2006 e o Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais (PEAASAR – 2007-2013) ^[16] terá de levar a cabo a conclusão da articulação dos sistemas de drenagem e recolha com os sistemas de intersecção e tratamento, a separação da componente de caudais pluviais em sistemas unitários, a erradicação de ligações cruzadas nos sistemas separativos e o aumento da população servida para 90% entre outros.

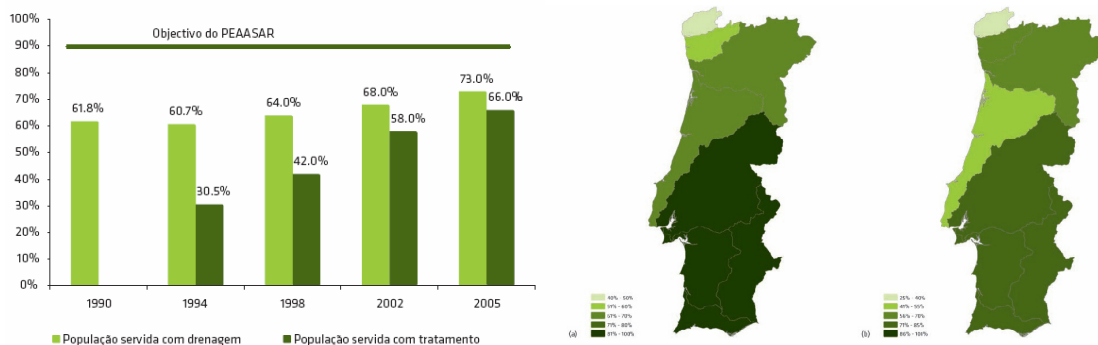


Figura 2.1.1: Evolução da população servida com drenagem e tratamento de águas residuais. [11] [18]

O desenvolvimento da rede de drenagem e dos sistemas de tratamento tem sido realizado de forma não uniforme no País, sendo que os concelhos nas bacias hidrográficas dos rios Tejo, Sado, Mira, Guadiana, e Ribeiras do Algarve apresentam maior cobertura de ambos os serviços (Figura 2.1.1).

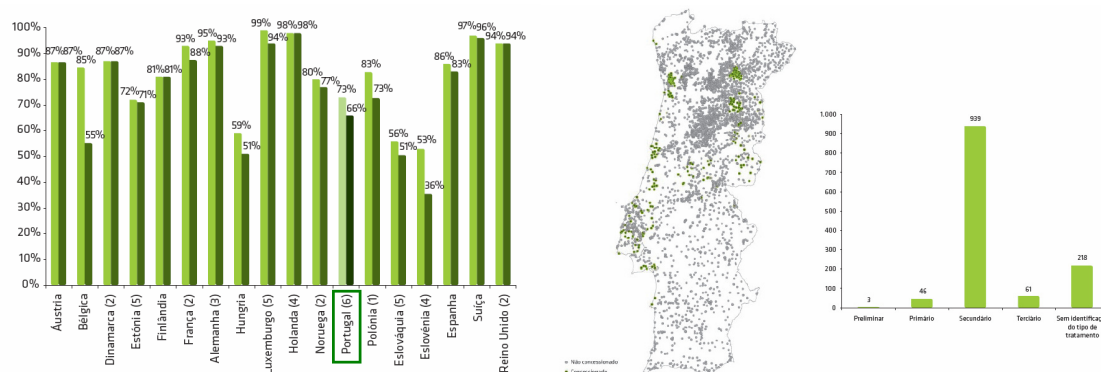


Figura 2.1.2: População servida com drenagem e tratamento de águas residuais para vários países europeus. Número e distribuição das estações de tratamento de águas residuais por posição geográfica e tipo de tratamento. Dados de 2004, com excepção de (1) dados de 1999; (2) dados de 2000; (3) dados de 2001; (4) dados de 2002; (5) dados de 2003; (6) dados de 2005. [7] [11] [18]

Comparando Portugal com outros países europeus vemos que o País está atrasado nesta matéria apenas superando a Eslovénia, Eslováquia, Hungria e Bélgica. (Figura 2.1.2)

Existem em Portugal Continental um número total de 1187 estações de tratamento com uma maior concentração geográfica na zona interior norte. Em relação ao tipo de tratamento a maioria das estações apresentam tratamento secundário (cerca de 79%) enquanto apenas 4% e 5% apresentam respectivamente tratamento primário e terciário (Figura 2.1.2).

Existe contudo muito trabalho a ser realizado na área de recolha e tratamento de águas residuais. Exemplo claro desta realidade é o facto da Comissão Europeia pela nota de imprensa IP/07/393 de 22/03/2007 [13] intentar uma acção contra Portugal no Tribunal de Justiça das Comunidades Europeias por aplicação inadequada de uma directiva comunitária relativa ao tratamento das águas residuais urbanas, no que respeita à recolha e tratamento

secundário (biológico) obrigatórios, antes da descarga no mar ou em água doce, das águas residuais das aglomerações com mais de 15 000 equivalentes de população. As medidas em causa deveriam ter sido tomadas até ao final de 2000.

Todavia, em 29 zonas urbanas abrangidas pela directiva, ainda não estão operacionais os sistemas colectores e/ou de tratamento necessários. Em Lisboa, por exemplo, a ETAR de Alcântara não está a funcionar. Em Matosinhos, só está operacional o tratamento primário (básico). Na Costa de Aveiro, 60 % da carga poluente aí gerada não é recolhida e 65 % não é tratada. Na Póvoa de Varzim e em Vila do Conde, 60 % da carga poluente não é recolhida e desconhece-se qual é o nível de tratamento.

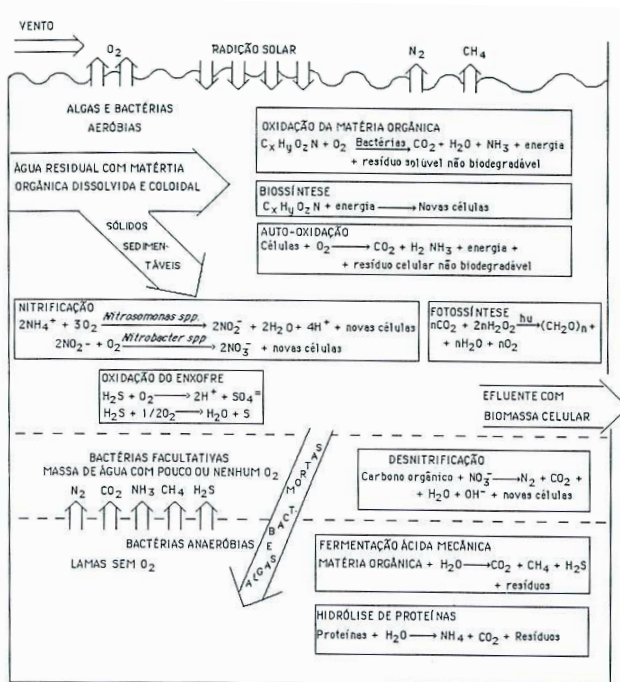
Verifica-se que é fulcral actuar rapidamente nesta área e fornecer condições sanitárias ao nível Europeu à população nacional, sobre a pena de sofrer penalizações da Comissão Europeia e de continuar a degradar cada vez mais as zonas de descarga.

2.2 Lagunagem

A lagunagem apresenta-se como um método de tratamento de efluentes com tecnologias de baixo custo energético. Já na idade média, apesar de uma forma empírica, se dava o tratamento de águas residuais por lagoas de estabilização nos fossos dos castelos espalhados por toda a Europa. Além das funções defensivas destes fossos, eles recebiam todos os excrementos provenientes dos quartos e latrinas e derivado à sua alta produtividade biológica eram por muitas vezes usados para a criação de peixes.

A primeira lagoa construída com o objectivo expresso da depuração biológica foi construída em 1901, na cidade de Santo António, no estado do Texas. Utilizou-se para tal um lago artificial com 275 hectares de superfície e uma profundidade média de 1.4 metros. Esta bacia, conhecida com o nome de Lago Mitchell, encontra-se ainda hoje em funcionamento.

A lagunagem enquanto tecnologia de tratamento de águas residuais baseia-se no desenvolvimento em simbiose de algas e bactérias que têm a capacidade de estabilizar a matéria orgânica. As algas, recorrendo à energia solar como fonte de energia, produzem oxigénio, que vai permitir às bactérias efectuar, em condições aeróbias, a degradação da matéria orgânica e inorgânica existente no meio, conduzindo a uma reciclagem dos materiais e da energia nesse ecossistema (figura 2.2.1).



Parâmetro	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa	Lagoa de Maturação	Lagoa Aeróbia (convencional)	Lagoa Aeróbia (Alta Carga)	Lagoa Arejada mecanicamente
Regime do caudal no reator	—	Cam. superficial em mistura	Mistura intermitente	Mistura intermitente	Mistura intermitente	Mistura completa
Dimensão (ha) (Se possível sistemas múltiplos)	0,2 - 1	1 - 4	1 - 4	< 4	0,25 - 1,0	1,4
Operação (dependendo do clima)	Série	Série ou paralelo	Série ou paralelo	Série ou paralelo	Série	Série ou paralelo
Tempo de retenção em dias (função do clima; eventualmente maior)	2 - 5	7 - 20	5 - 20	10 - 40	4 - 6	3 - 10
Profundidade (m)	2,5 - 5,0	1 - 2,5	1 - 1,5	1 - 1,5	0,3 - 0,45	2 - 6
pH	6,8 - 7,2	6,8 - 8,5	6,5 - 10,5	6,5 - 10,5	6,5 - 10,5	6,5 - 8,0
Gama de temperatura °C	6 - 50	0 - 50	0 - 30	0 - 30	5 - 30	0 - 30
Temp. ótima (°C)	30	20	20	20	20	20
Carga orgânica CBO ₅ Kg/ha/dia (ou mais)	200 - 500	50 - 200	~15	40 - 120	80 - 150	
Remoção de CBO ₅ (%)	50 - 85	80 - 95	60 - 80	80 - 95	80 - 95	80 - 95
Principais produtos da bioconversão metabólica	CO ₂ , CH ₄ cel. bacterianas	Algas, CO ₂ , CH ₄ , bact.	Algas, CO ₂ , cel. bactérias nitratos	Algas, CO ₂ cel. bactérias	Algas, CO ₂ cel. bacterianas (albazod)	CO ₂ cel. bacterianas
Conc. algal (mg/L)	0 - 5	5 - 20	5 - 10	40 - 100	100 - 260	
Sól. suspensos no efluente, mg/L	80 - 160	40 - 60	10 - 30	80 - 140	150 - 300	80 - 250

Figura 2.2.1: Mecanismos de degradação e estabilização de matéria orgânica e valores tipo aplicáveis aos diferentes tipos de lagoas de estabilização. ^{[14] [19]}

São necessárias então, para um bom funcionamento das lagoas, que se criem condições favoráveis à biodegradação microbiana e à fotossíntese (figura 2.2.1) consoante o tipo de lagoa. As lagoas são normalmente classificadas pelo tipo de actividade biológica que predominantemente suportam, anaeróbia ou aeróbia e a importância das algas no processo.

Consoante estes parâmetros as lagoas podem se classificar como: Lagoa anaeróbia; Lagoa aeróbia; Lagoa facultativa (actividade microbiana aeróbia e anaeróbia); Lagoa algal aeróbia de alta carga; Lagoa de maturação; Lagoa de purificação. ^[10]

O tipo de lagoa e o esquema de lagoas a considerar depende de parâmetros correspondentes à qualidade das águas residuais a tratar bem como os parâmetros meteorológicos locais e os dados geológicos e de permeabilidade do solo. Deverá ser resguardada a qualidade do efluente final cumprindo os parâmetros exigidos pela licença de descarga do caderno de encargos que assume por base os parâmetros exigidos no decreto-lei n.º 152/97 de 19 de Junho ou no decreto-lei n.º 236/98 de 1 de Agosto.

Face a um determinado afluente esperado e uma população a ser servida pelo sistema de tratamento, podemos estimar o caudal e concentrações médias de matéria orgânica e sólidos a ser tratados pela ETAR e face a essas características poderemos escolher o sistema de tratamento, de acordo com a tabela 2.2.1:

Tabela 2.2.1: Estratégia de escolha de sistema de tratamento adoptado face a alguns tipos de águas residuais ^[14].

Elevado teor em sólidos (capitação reduzida de água e descargas concentradas)	(1) An + F (2) An + F + M				
Efluentes provenientes de sistemas com elevado consumo de água (provenientes apenas de águas residuais domésticas)	(1) An + F + M (2) F (3) F + M				
Efluentes mistos, provenientes de sistema com caudal elevado (efluentes domésticos e industriais)	(1) An + F + M (2) F (3) F + M (4) AM + F + M				
Simbologia usada:					
An - lagoa anaeróbia F - lagoa facultativa M - lagoa de maturação AM - lagoa facultativa arejada mecanicamente					
		Hab equivalentes	Q méd (m³/dia)	Pre-tratamento	Esquema de tratamento
Carapinheira		4198	252	Sim	Lagoa arejada mecanicamente + lagoa facultativa de decantação
Ereira		654	204	Sim	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
Montemor		1264	893	Sim	Tanque de desarenamento /desengorduramento + Tanque de arejamento e um tanque de decantação com recuperação e recirculação de lamas

As ETARs por lagunagem seguem normalmente os princípios base enumerados acima, como é o caso da ETAR de Ereira que recebe um afluente de uma população de pequenas dimensões (654 hab equivalentes) e consumo de água reduzido; a ETAR de Carapinheira/Meãs recebe um efluente doméstico com um elevado caudal (4198 hab equivalentes); A ETAR urbana de Montemor-o-Velho (1264 hab equivalentes) não utiliza sistemas de lagunagem mas apresenta um sistema de tratamento secundário descrito na tabela 2.2.1.

2.3 Evolução dos resultados anuais das ETARs

A exploração da ETAR de Ereira data de Maio de 2005, da ETAR de Carapinheira desde Janeiro de 2008 e a exploração da ETAR de Montemor data de Dezembro de 2002. Para efeito de evolução anual de resultados foram considerados os anos de 2006 e 2007 da ETAR de Ereira (Anexo A1.7). No corrente ano de 2008 realizou-se um acompanhamento aos resultados de controlo analítico das três instalações durante o primeiro semestre. Foi focada a análise na ETAR de Ereira devido a ser a ETAR há mais tempo dirigida pela EFACEC Ambiente, com comparações pontuais com os resultados das restantes ETARs. (em detalhe no anexo A1.7).

2.4 Resultados do controlo analítico das ETARs no último trimestre

Foi realizado um controlo analítico semanal constante das três ETARs, de acordo com os parâmetros do caderno de encargos. Adicionalmente procedeu-se à recolha pontual para análise microbiológica no sentido de realizar uma ligação e comparação entre os parâmetros microbiológicos e as características físico-químicas das águas residuais.

São factores indicativos importantes, para a realização de análise seguras e assertivas, a observação das propriedades sensoriais conferidas pelas amostras. A cor e o cheiro definem regularmente o conjunto de procedimentos a seguir e por si só podem facilmente conduzir a

previsões sobre as gamas de cada um dos parâmetros a analisar. O aspecto tipo das amostras recolhidas bem como o aspecto de uma amostra contaminada estão ilustrados na figura 2.4.1.:



Figura 2.4.1: Aspecto tipo das amostras de afluente e efluente recolhidas (esquerda) e de uma amostra efluente, afluente contaminado (direita).

Além das recolhas semanais de amostras para análise no laboratório (métodos em anexo A1) da EFACEC – Ambiente em Leça da Palmeira, ETAR de Matosinhos, são também feitas recolhas mensais para análise em laboratório externo, bem como a medição diária local de parâmetros essenciais para o funcionamento rentável e eficaz das ETARs, como o pH, temperatura, potencial oxidação-redução, oxigénio dissolvido, caudais, consumos e tempos de ciclo dos arejadores e equipamentos eléctricos, água de serviço, horas de bombagem e consumos eléctricos das estações elevatórias. Estes parâmetros permitem a rápida detecção de alguma anomalia ou erro de operação e proporcionam uma actuação imediata por comparação com os resultados laboratoriais mais completos mas também mais morosos.

Os resultados do controlo analítico correspondente à data de recolha para análises microbiológicas estão descritos nas seguintes tabelas:

Tabela 2.4.1: Controlo analítico do afluente e efluente das ETARs em estudo. Legenda: ND – Não determinado.

		pH			Condutividade (µS/cm)		CQO (mg O ₂ /L)			CBO (mg O ₂ /L)			SST (mg/L)		
		Afluente	Efluente	VL	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	VL	Afluente	Efluente	VL	Afluente	Efluente	VL
Carapinha	28-Abr	7,46	7,09	6 a 9	1143	733	311	50	125	105	14	25	223	29	150
	14-Mai	7,96	7,08	6 a 9	1084	779	457	39	125	170	6	25	328	26	150
	17-Jun	7,34	6,92	6 a 9	1313	809	413	46	125	110	11	25	139	20	150
	01-Jul	8,16	7,11	6 a 9	1766	721	1242	45	125	720	7	25	334	38	150
Ereira	28-Abr	ND	ND	6 a 9	ND	ND	ND	ND	red > 75%	ND	ND	red > 70%	ND	ND	red > 90%
	14-Mai	7,74	7,59	6 a 9	859	942	242	60	red > 75%	85	10	red > 70%	102	70	red > 90%
	24-Jun	7,81	8,21	6 a 9	1584	1029	752	83	red > 75%	280	23	red > 70%	302	30	red > 90%
	01-Jul	7,87	8,56	6 a 9	1863	872	891	182	red > 75%	440	45	red > 70%	311	49	red > 90%
	Amostra Pontual 17-Jun	6,92	ND	6 a 9	2140	ND	6870	ND	red > 75%	ND	ND	red > 70%	7905	ND	red > 90%
Montemor	28-Abr	ND	ND	6 a 9	ND	ND	ND	ND	125	ND	ND	25	ND	ND	35
	14-Mai	ND	ND	6 a 9	ND	ND	ND	ND	125	ND	ND	25	ND	ND	35
	17-Jun	7,23	7,06	6 a 9	1158	1149	643	62	125	250	23	25	227	36	35
	01-Jul	7,87	6,94	6 a 9	958	1070	628	85	125	330	19	25	126	30	35

A avaliação efectuada ao longo do trimestre permite inferir que a carga afluyente não é por norma muito elevada em termos de CQO e CBO e SST, facto relacionado com os hábitos diários das populações contribuintes do concelho de Montemor-o-Velho. Verificam-se contudo descargas pontuais de resíduos não declarados de coloração quase preta (Figura 2.4.1 - direita), indicadora de esgoto séptico, que conduzem a picos no afluyente em termos de CQO e CBO e SST (amostra pontual tabela 2.4.1) e tem consequentemente repercussões no funcionamento das ETARs, em particular nas ETARs por lagunagem e que poderá conduzir em caso extremo à degradação de toda a comunidade de organismos das lagoas e consequente inaptidão do processo biológico. A repercussão no efluente final do processo não é contudo, por norma imediata. O tempo de residência médio de uma fracção de volume no sistema de lagoas é de 5 dias. Os valores dos parâmetros de controlo analítico do efluente vão evoluindo de uma forma progressiva até se atingirem os picos no efluente após alguns dias. Por norma as descargas são provenientes de indústrias locais ou de quintas de criação de cavalos, suínos e bovinos nas imediações. Existem contudo outros casos em que o afluyente apresenta um aspecto visual normal (Figura 2.4.1 – Carapinheira entrada) mas é detectado um odor intenso após recolha e que se revela depois em parâmetros de carências químicas e biológicas de oxigénio especialmente elevados (Tabela 2.4.1).

Por norma os parâmetros do controlo analítico não apresentaram incumprimentos face à legislação e à licença de descarga, com a excepção do efluente de Ereira que deveria apresentar uma redução de 90% face ao valor do afluyente em termos de SST. Esta percentagem de redução é contudo difícil de atingir porque a corrente afluyente é relativamente pouco carregada de SST e nesta ETAR não existe equipamento específico para a remoção dos SST.

Em termos de ajuste de condições, estes processos são pouco dinâmicos, porque não possuem equipamento para dosagem de coagulante, nem de controlo de minerais. O parâmetro que poderá sofrer ajuste é o tempo de funcionamento dos arejadores (nas ETARs de Carapinheira e Montemor) e a recirculação de lamas (ETAR de Montemor). O ajuste destes equipamentos é feito de uma forma regular e de acordo com os resultados obtidos. Os resultados da última análise em termos de sólidos suspensos totais, CQO e CBO estão significativamente abaixo dos limites da legislação, não sendo de momento aconselhável o ajuste destes parâmetros. Contudo, na presença de maiores cargas orgânicas deverá ser aumentado o tempo de funcionamento dos arejadores de forma a aumentar o fornecimento de oxigénio para que se possa atingir uma melhor estabilização biológica; isto é, proporcionar melhores condições para os microrganismos participarem nas reacções de oxidação da matéria orgânica e de síntese ou assimilação, conduzindo à eliminação da carga poluente e à geração de novos microrganismos.

3 Análise microbiológica

3.1 Análise da população bacteriana

O método seguido para as análises da população bacteriana foi o método da membrana filtrante (método descrito em Anexo A2). Quantificou-se a população heterotrófica total presente nas amostras bem como os coliformes fecais e os enterococos. Para os heterotróficos totais e os coliformes fecais foram ainda realizadas incubações em meios com ciprofloxacina, antibiótico anti-bacteriano pertencente ao grupo das quinolonas que são anti-microbianos estruturalmente relacionados com o ácido nalidíxico. A sua actividade bactericida resulta da inibição da girase do ADN, enzima essencial à replicação e transcrição do ADN bacteriano.

A utilização generalizada das quinolonas levou ao aparecimento de uma percentagem significativa de estirpes resistentes.^[9] O estudo da população bacteriana das ETARs pretende desvendar a evolução dos diferentes processos de tratamento das ETARs em termos de microrganismos sensíveis e resistentes à ciprofloxacina e as suas eficiências de remoção em termos de organismos totais e resistentes à ciprofloxacina.

O ensaio da qualidade das águas residuais e da enumeração das populações microbianas, tem como base que cada microrganismo independentemente do grupo taxonómico a que pertence, quando inoculada num meio de cultura sólido e incubada a uma temperatura ideal para o seu crescimento, multiplica-se dando origem a uma colónia visível e permite assim enumerar as unidades formadoras de colónias – UFC, presentes na amostra por unidade de volume. No entanto, nem todos os microrganismos originam colónias enumeráveis; os diferentes meios (Anexo A2) são selectivos a vários tipos de organismos, bem como as condições de incubação (Anexo A2) favorecendo assim o crescimento de alguns microrganismos em relação a outros.

A tabela 3.1.1 apresenta as eficiências de remoção microbiana para os diferentes processos de tratamento, bem como a evolução das percentagens de bactérias resistentes à ciprofloxacina e a sua relação com os parâmetros físico-químicos.

Os resultados obtidos nos meses analisados apontam para um afluente com níveis de heterotróficos totais na ordem de grandeza 10^6 UFC/ml para as três ETARs. No que se refere aos coliformes fecais e aos enterococos o afluente apresenta respectivamente enumerações na ordem dos 10^5 e 10^4 UFC/ml nas três ETARs.

Tabela 3.1.1: Evolução da população microbiana, eficiências de remoção do processo e das percentagens de microrganismos resistentes presente no afluente e efluente das ETARs analisadas expressa em unidades formadoras de colónias – UFC por mililitro x 1x10³.

	CBO/COO		pH		SST (mg/L)		Heterotróficos Totais -48h Afluente x 1 x10 ³		Heterotróficos Totais -48h Efluente x 1 x10 ³		% Processo		% resistentes	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Totais	Resistentes	Totais	Resistentes	Heterotróficos Totais -48h	Resistentes	Heterotróficos Totais -48h	Resistentes
Carapinhheira	28-Abr	0,34	0,28	7,46	7,09	223	29	6050	168	10,3	0,303	99,8%	99,7%	2,77%
	14-Mai	0,37	0,15	7,96	7,08	328	26	2250	75,5	11,3	0,710	99,5%	99,1%	3,36%
	17-Jun	0,27	0,24	7,34	6,92	139	20	8000	350	7,25	0,235	99,9%	99,9%	4,38%
	01-Jul	0,58	0,16	8,16	7,11	334	38	1750	112	15,4	0,530	99,1%	99,5%	6,37%
Ereira	28-Abr	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	14-Mai	0,35	0,17	7,74	7,59	102	70	1530	82,0	112,5	8,30	92,6%	89,9%	5,36%
	24-Jun	0,37	0,28	7,81	8,21	302	30	2000	37,5	46,5	5,85	97,7%	84,4%	1,88%
	01-Jul	0,49	0,56	7,87	8,56	311	49	1120	45,5	535	3,55	95,2%	92,2%	0,406%
Montemor	28-Abr	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	14-Mai	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	17-Jun	0,39	0,37	7,23	7,06	227	36	3600	110	825	40,0	77,1%	63,6%	3,06%
	01-Jul	0,53	0,22	7,87	6,94	126	30	2800	59,5	495	13,5	82,3%	77,4%	2,13%
Carapinhheira	28-Abr	1315	84,0	4,35	0,285	99,7%	99,7%	6,39%	6,55%	14,8	0,00100	100,0%	100,0%	100,0%
	14-Mai	180	1,20	1,05	0,0410	99,4%	96,6%	0,67%	3,90%	15,2	0,126	99,2%	99,2%	99,2%
	17-Jun	830	12,5	0,525	0,0325	99,9%	99,7%	1,50%	6,19%	58,0	0,106	99,8%	99,8%	99,8%
	01-Jul	230	12,9	0,485	0,0250	99,8%	99,8%	5,59%	5,15%	27,5	0,117	99,6%	99,6%	99,6%
Ereira	28-Abr	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	14-Mai	115	3,15	0,350	0,0150	99,7%	99,5%	2,74%	4,29%	16,8	0,0100	99,9%	99,9%	99,9%
	24-Jun	155	1,60	0,0200	0,000950	100,0%	99,9%	1,03%	4,75%	10,3	0,00490	100,0%	100,0%	100,0%
	01-Jul	370	24,5	0,475	0,030	99,9%	99,9%	6,62%	6,32%	24,5	0,00745	100,0%	100,0%	100,0%
Montemor	28-Abr	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	14-Mai	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	17-Jun	200	8,65	78,5	1,48	60,8%	82,9%	4,33%	1,89%	28,5	7,45	73,9%	73,9%	73,9%
	01-Jul	920	25,5	62,0	1,15	93,3%	95,5%	2,77%	1,85%	20,5	2,85	86,1%	86,1%	86,1%

No efluente tratado das ETARs, o processo de tratamento da lagoa de Carapinheira com arejamento forçado apresenta um menor número de heterotróficos totais (10^4 UFC/ml) e por sua vez, a ETAR compacta de Montemor apresenta um efluente mais carregado (Tabela 3.1.1). No que respeita à quantidade de coliformes fecais e enterococos no efluente, o esquema de lagoas anaeróbia – aeróbia de Ereira consegue obter um efluente menos concentrado, respectivamente 10^2 e 10^0 UFC/ml (Tabela 3.1.1), por contraste com o efluente de Montemor que mais uma vez apresenta um efluente mais carregado 10^4 e 10^3 UFC/ml (Tabela 3.1.1).

Quando incubados em meios com ciprofloxacina (método em Anexo A2) os efluentes das três ETARs continuam a apresentar reduções significativas de pelo menos uma ordem de grandeza nas enumerações das populações microbianas. Verifica-se contudo uma tendência dos processos de lagunagem apresentarem uma maior redução das populações microbianas e em particular menores enumerações nas populações com resistência à ciprofloxacina.

Em termos gerais podemos verificar que as eficiências de remoção do processo, para heterotróficos totais, são mais elevadas nos processos de lagunagem do que na ETAR compacta de Montemor. Um sistema de tratamento com arejamento forçado seguido de uma lagoa de decantação (Carapinheira) aparenta melhores resultados do que um sistema de lagoa anaeróbia – lagoa aeróbia (Ereira), apesar dos menores caudais de funcionamento da última (Tabela 2.2.1). A ETAR de Montemor (Tabela 3.1.1) apresenta menores eficiências de remoção de processo referente a todos os microrganismos analisados, em especial dos heterotróficos totais resistentes à ciprofloxacina e dos enterococos (~80%), que ficam muito aquém dos valores da ETAR de Carapinheira (Tabela 3.1.1) que apresentam valores de remoção de microrganismos na ordem dos 99%.

Apesar da elevada eficiência de remoção dos organismos, verifica-se um aumento regular na proporção de heterotróficos totais resistentes à ciprofloxacina no efluente tratado em todas as ETARs (com excepção de Carapinheira em 17 de Junho e 1 de Julho) e sendo mais significativa na ETAR de Ereira e Montemor (Tabela 3.1.1).

Em termos de redução efectiva da população microbiana o esquema de lagunagem da ETAR de Carapinheira apresenta as maiores reduções (tabela 3.1.2): 4.50×10^6 UFC/ml para os heterotróficos totais, de 1.76×10^5 UFC/ml para os heterotróficos resistentes, de 6.37×10^5 UFC/ml para os coliformes fecais, de 2.75×10^4 UFC/ml para os coliformes fecais resistentes e de 2.88×10^4 UFC/ml para os enterococos. A ETAR de Ereira apesar de possuir maiores eficiências, (tabela 3.1.1) em termos efectivos é superada pela ETAR de Montemor que apresenta reduções efectivas superiores muito por causa de tratar por norma afluentes mais carregados.

Tabela 3.1.2: Remoções médias de cada ETAR.

	Heterotróficos Totais -48h UFC/ml x 1x10 ³	Heterotróficos Totais -48h UFC/ml x 1x10 ³	Coliformes Fecais UFC/ml x 1x10 ³	Coliformes Fecais UFC/ml x 1x10 ³	Enterococos UFC/ml x 1x10 ³
	Totais	Resistentes	Totais	Resistentes	
Carapinha	4501	176	637	27,5	28,8
Ereira	1319	49,1	213	9,73	17,2
Montemor	2540	58,0	490	15,8	19,4

	CQO (mg O ₂ /L)	CBO (mg O ₂ /L)	SST (mg/L)
Carapinha	561	267	228
Ereira	520	242	189
Montemor	562	269	144

Em termos de funcionamento de cada uma das ETARs, a que apresenta um melhor desempenho a nível de remoções médias (Tabela 3.1.2) é a ETAR de Carapinha, com as melhores remoções a nível microbiológico, melhor remoção de SST e muito próxima da melhor solução de remoção dos parâmetros físico-químicos de CBO e CQO. A ETAR com pior desempenho de remoções médias é a ETAR de Ereira com os valores inferiores em todos os parâmetros (Tabela 3.1.2), com excepção dos SST em que a ETAR de Montemor é a pior solução.

Uma questão de grande interesse comum e que se destaca na análise microbiológica destes sistemas de tratamento é a dispersão de bactérias resistentes à ciprofloxacina no ambiente. Esta análise é um aspecto inovador e não legislado, de uma relevância cada vez maior com o aumento do número de infecções originadas por organismos resistentes, que deixam de poder ser tratadas com os antibióticos para os quais possuem mecanismos de resistência.

Tabela 3.1.3: Bactérias libertadas por dia em cada ETAR.

	Heterotróficos Totais UFC/dia x 1x10 ⁹	Heterotróficos Totais UFC/dia x 1x10 ⁹	Coliformes Fecais UFC/dia x 1x10 ⁹	Coliformes Fecais UFC/dia x 1x10 ⁹	Enterococos UFC/dia x 1x10 ⁹
	Totais	Resistentes	Totais	Resistentes	Totais
Carapinha	9853	397	1431	85,6	77,9
Ereira	56506	1441	68,8	3,74	1,82
Montemor	166454	6740	17717	332	1299

A ETAR de Carapinha apresenta-se como a solução que emite um menor número diário de bactérias para o ambiente (9.85×10^{12} UFC/dia em heterotróficos totais) e por contrário a ETAR de Montemor é a ETAR que dispersa maior número de bactérias no ambiente (1.66×10^{14} UFC/dia em heterotróficos totais), em particular bactérias resistentes à ciprofloxacina (6.74×10^{12} UFC/dia em heterotróficos totais). Mas, como é apresentado na tabela 3.1.3, são dispersados diariamente no ambiente por cada ETAR, biliões de bactérias heterotróficas totais resistentes à ciprofloxacina. Estes factores, multiplicados pelas 1187 ETARs em Portugal, têm grande impacto a nível ambiental e de saúde humana e pode ter consequências desastrosas a curto/médio prazo.

4 Hidrodinâmica do escoamento

A eficiência do processo de tratamento das águas residuais é influenciada inegavelmente pelas propriedades físicas dos reactores de tratamento. Sistemas sem qualquer controlo não conseguem estabilizar os picos de caudal, fixar os tempos de residência, regular as populações microbianas presentes nos sistemas e consequentemente perdem o controlo da qualidade do tratamento. Sistemas que apresentem grandes volumes mortos, em difusão lenta de massa, reduzem o tempo de residência real e consequentemente a qualidade do tratamento.

4.1 Sistema de equalização de caudais

Para o caso de estudo da ETAR de Ereira (escolha baseada nos resultados do controlo analítico e por observação local do escoamento na lagoa) o afluente chega à ETAR bombeado por duas Estações Elevatórias (EE) – EE centro (nº1) e EE lavadouro (nº2). O caudalímetro de Ereira encontra-se avariado e foi impossível obter um registo dos caudais recentes na ETAR. Os valores disponíveis de 2005 e meados de 2006 apontam para uma variação de caudais entre 17 e 909 m³/dia e um valor médio de 204 m³/dia. Foi desenvolvido um modelo para o registo de caudais (Figura 4.1.2) para os restantes meses tendo como base a potência das bombas das estações elevatórias e o registo de horas de bombagem. O sistema de lagoas de Ereira (Figura 4.1.1) é composto por uma pequena obra de entrada constituída por uma gradagem simples que conduz o afluente a uma lagoa anaeróbia (dimensões: 14.5x22.5x3 m) seguida de uma lagoa aeróbia (dimensões: 26x40x2 m) e que desagua para um riacho até ao rio Mondego.

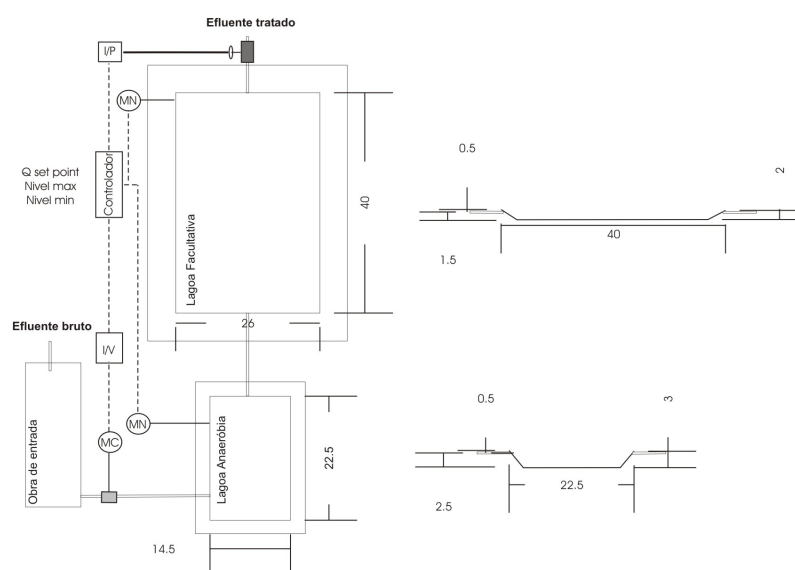


Figura 4.1.1: Sistema de lagoas de Ereira e equalização de caudais.

A EE lavadouro é uma estação elevatória de maiores dimensões, sensivelmente do dobro da EE centro. Não foi possível identificar o sistema de bombas das estações elevatórias uma vez que as placas estavam irreconhecíveis, mas dadas as condições locais, os caudais de projecto da ETAR e consumos eléctricos, foi realizada uma simulação no sítio da Internet da Grundfos ^[7], que recomendou um sistema de bombas EF30.50.15.EX.2.50B e DP10.65.26.EX.2.50B, para a EE do centro e lavadouro respectivamente.

Para os anos de 2006 e 2007 foram consideradas as horas de bombagem (Anexo A4.1), os consumos diários (Anexo A4.1) e os consumos diários específicos (Anexo A4.1). De acordo com as bombas escolhidas, foram calculados os consumos específicos ajustados das estações elevatórias (Anexo A4.1), com o apoio das percentagens de carga (Anexo A4.1). Posteriormente, partindo dos consumos específicos médios diários ajustados (Anexo A4.1) e com o auxílio das curvas características das bombas (Anexo A4.1) foram calculados os valores de caudais bombeados pelas estações elevatórias que correspondem, aproximadamente, aos valores de caudal afluente à ETAR de Ereira.

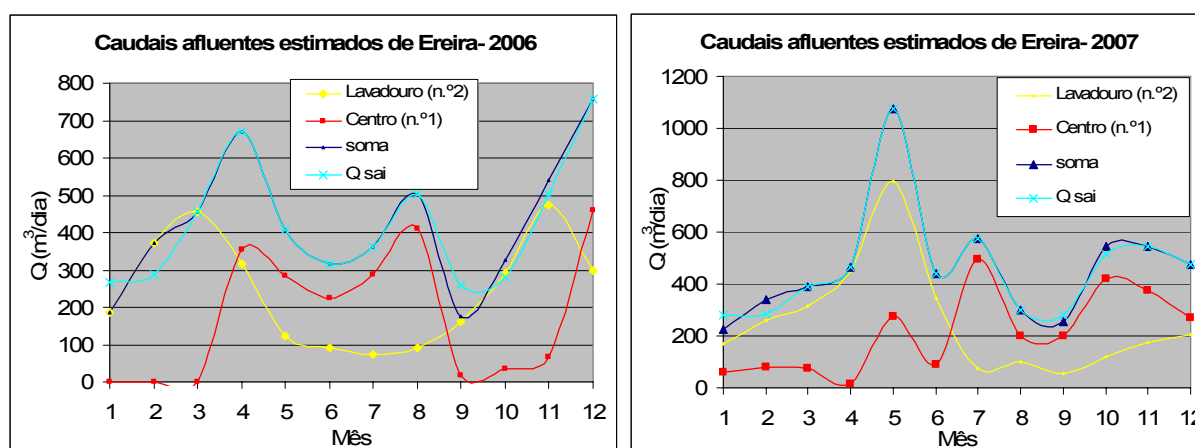


Figura 4.1.2: Média mensal dos caudais diários bombeados pelas estações elevatórias a montante da ETAR de Ereira em 2006 e 2007 e respectivos caudais de saída com o sistema de equalização.

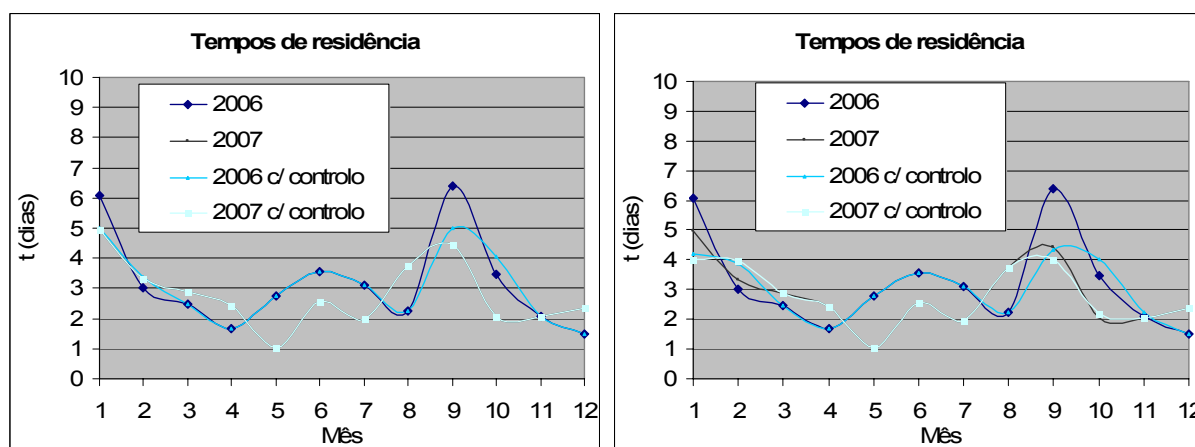


Figura 4.1.3: Média mensal dos tempos de residência na ETAR de Ereira em 2006 e 2007 e respectivos tempos de saída com o sistema de equalização (esquerda – “set point” de 5 dias; direita – “set point” de 4 dias).

Os caudais obtidos pelo modelo (Figura 4.1.2), por ausência de medidor de caudal não puderam ser testados, no entanto podem servir como indicadores para o teste do sistema de equalização de caudais. Este sistema tenta fixar um tempo de residência que é apontado como um dos condicionantes para um tratamento eficiente do afluente. Ao fixar este tempo de residência estabelecemos na teoria um caudal base a ser atingido ($Q_{set\ point} = 225\text{ m}^3/\text{dia}$). Por condições estruturais o volume máximo da lagoa é de 1127 m^3 . Dado que as tubagens de ligação distam de 0.5 m da superfície, o volume mínimo corresponderá ao volume da lagoas até essa altura ($V_{min} = 797\text{ m}^3$).

O sistema de equalização de caudais propõem-se a acumular apenas o volume mínimo de água residual durante os registos de menor caudal no medidor de caudal (MC) (Figura 4.1.1) levando os altos tempos de residência a serem reduzidos, como demonstrado na figura 4.1.3 em que se estima uma redução do tempo de residência em Setembro de 2006 de 6.38 dias para 5.00 dias. Por outro lado em períodos de elevados caudais afluentes o controlador regula a válvula para regular o caudal de saída de para que exista em primeira instância uma acumulação de água residual e não seja despejada antes de atingir o tempo de residência de 5 dias e absorvendo assim o impacto da perturbação. É o caso do mês de Fevereiro de 2006 em que se verificaria de acordo com a figura 4.1.2 um caudal de $371\text{ m}^3/\text{dia}$ que foi equalizado e aproximado do “set point” ($Q_{set\ point} = 225\text{ m}^3/\text{dia}$) para $332\text{ m}^3/\text{dia}$ (Anexo A4.1).

Um ajuste do tempo de residência de “set point” para 4 dias poderá ser estudado se influencia os resultados do controlo analítico do efluente. O sistema de equalização de caudais assume agora um papel mais importante e regula com maior eficiência o tempo de residência da ETAR como demonstrado na figura 4.1.3.

Existe ainda um mecanismo de emergência de sistema para que o sistema de lagoas não transborde e portanto não ultrapasse o volume máximo das lagoas. Este sistema composto por dois medidores de nível (MN) (Figura 4.1.1) integra também um sistema em cascata para controlo do nível nas lagoas e que conhecendo o caudal permite ajustar à posteriori a válvula de saída. Além desta funcionalidade implementa limites de nível máximo e mínimo (Figura 4.1.1) garantindo uma melhor segurança.

A versatilidade de mudança de tempo de residência e a optimização do sistema de tratamento consoante a carga recebida poderá ajudar o sistema a controlar um pouco mais as incontrolláveis cargas afluentes permitindo uma melhor absorção dos picos de caudal, um melhor controlo sobre as descargas de afluente incontroladas e um melhor tratamento em geral mas esta versão de controlo por antecipação deve ser contudo usada com precaução e deve ter uma supervisão constante ^[20].

4.2 Simulação do escoamento nas lagoas

Um factor decisivo no estado actual dos sistemas e que pode influenciar um enorme conjunto de factores no processo, é o volume morto ou em bypass nas lagoas. Este é um parâmetro decisivo e que pode ser optimizado para um melhor funcionamento do sistema de tratamento.

Os tempos médios de residência nestas lagoas são extremamente elevados, pelo que as experiências de tracer são impraticáveis. Possíveis estratégias para se contornar este problema são: obter a DTR em instalações à escala piloto e fazer um scale-up dos resultados obtidos ou derivar a DTR por resolução das equações de Navier-Stokes e difusão-convecção no sistema considerado. Os programas comerciais de CFD por exemplo Fluent, CFX, Fidap, Phoenix, STAR-CD, FLOW3D resolvem numericamente estas equações.

Para a simulação do escoamento foi então criada uma malha correspondente à topologia em 3D das lagoas em Gambit, considerando que a superfície livre é composta por uma parede sem atrito. Foram calculados os perfis de velocidades dentro das lagoas e os vectores de velocidade. Posteriormente foi realizada uma experiência de tracer introduzindo um degrau de tracer (fluido com propriedades idênticas à água) para se analisar os volumes mortos ou em bypass e de seguida calculadas as conversões à saída do sistema.

Todas as simulações foram realizadas em Fluent 6.3.26, de acordo com o anexo A3 e a três caudais distintos de acordo com os valores conhecidos e de forma a abranger toda a gama de caudais, 17 e 909 m³/dia e um valor médio nos meses disponíveis de 204 m³/dia (tabela 4.2.1). O caudal mínimo corresponde a um escoamento em regime laminar, enquanto que o caudal médio e o caudal máximo correspondem a um regime turbulento (definido pelo modelo de dois parâmetro $k-\epsilon$).

Tabela 4.2.1: Caudais e tempos de passagem iniciais.

Caudal	m ³ /dia	τ (dias)	τ (segundos)
Máximo	909	1.24	107127
Mínimo	17	67.7	5850972
Médio	204	5.52	477000

Malha:

A malha usada nesta simulação foi construída em Gambit 2.3.16, baseada nas propriedades de layout da ETAR de Ereira, figura 4.1.1, construída com as paredes sobre a forma regular e a superfície aberta com parede sem tensão de corte e como tal resistência ao escoamento, como se verifica nas imagens seguintes:

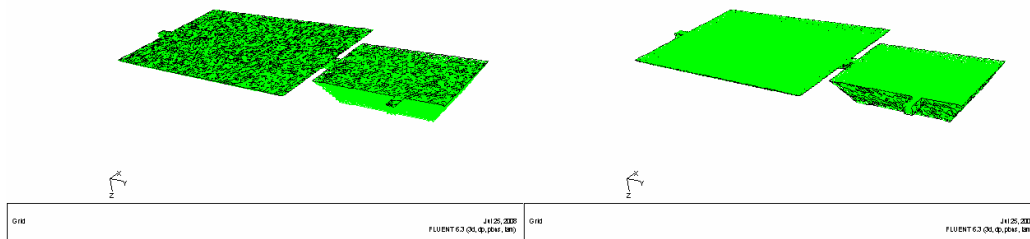


Figura 4.2.1: Representação da malha de simulação.

Passo 1 – Simulação de escoamento em estado estacionário

São apresentadas nas figuras seguintes algumas imagens de contornos e vectores após a simulação de escoamento em estado estacionário a caudal médio. Os gráficos de contorno de velocidade aludem a uma distribuição de velocidades, enquanto que os gráficos representativos dos vectores de velocidade permitem prever as trajectórias percorridas pelo fluido. Os ensaios a diferentes caudais estão presentes em anexo A 4.1.

- Caudal médio = 204 m³/dia

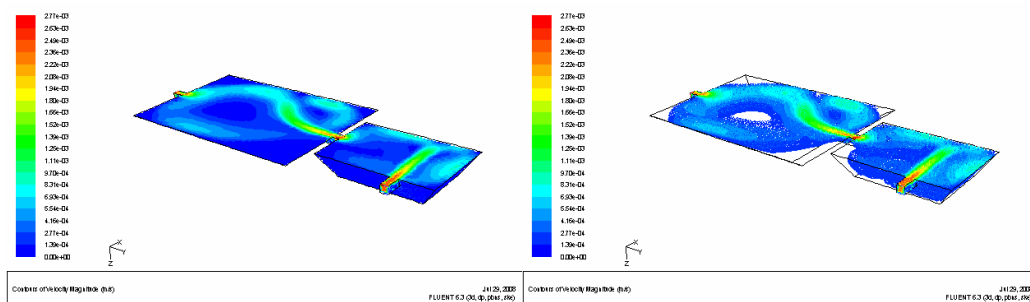


Figura 4.2.2: Gráficos de contornos de velocidade a caudal médio.

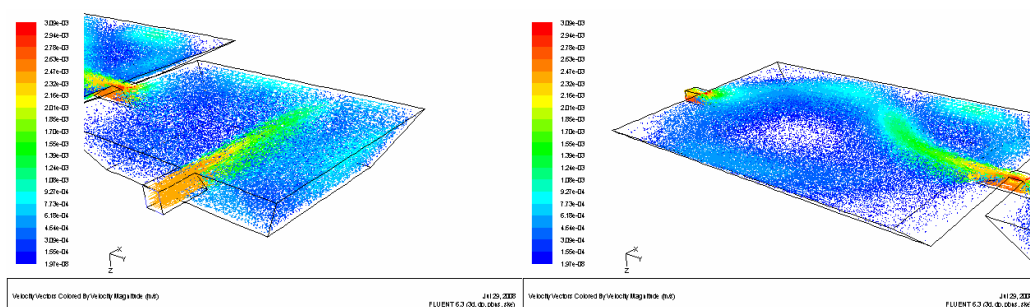


Figura 4.2.3: Gráficos de vectores de velocidade a caudal médio.

Podemos concluir através da visualização dos gráficos de contorno de velocidade que existem zonas de recirculação nas quais a velocidade é muito baixa. Estas zonas são designadas por volume morto do reactor e estão representadas com cores azuis escuras. (Figura 4.2.2). Observamos também que as zonas de maior velocidade são as zonas da fronteira de entrada e de saída, com cores avermelhadas. Nos gráficos representativos dos vectores de velocidade podemos visualizar o trajecto percorrido pela corrente desde a fronteira

de entrada até à fronteira de saída, podendo-se também distinguir as zonas de maior velocidade e trajectória mais rígida das zonas de velocidades mais baixas (Figura 4.2.3).

Verifica-se que a lagoa 1 apresenta para caudal médio uma melhor distribuição de velocidades por toda a sua área (Anexo 4.1). A lagoa 2 apresenta também uma melhor distribuição de velocidades para número de Reynolds intermédio, ou seja, verifica-se a presença de um maior volume com velocidades compreendidas até uma ordem de grandeza inferior à velocidade de entrada. É notório em ambas as lagoas o efeito de entrada e saída, com a presença de maiores velocidades e a formação de um ligeiro efeito de jacto, que tem tendência a se deslocar ligeiramente no sentido positivo de x .

Após a realização do passo1, inicializamos o sistema com água para que o perfil de velocidades esteja completamente definido aquando a introdução do degrau de tracer – passo 2 (Anexo A3).

Passo 3 – Simulação de um ensaio de tracer

Introduzimos uma perturbação em degrau unitário na concentração de entrada e analisamos a concentração na fronteira de saída ao longo do tempo. Criou-se um componente novo designado por tracer com propriedades idênticas às da água ($\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$ $\mu = 0.001 \text{ kg/(m.s)}$) para se verificar uma frente de fracções de massa no sentido de se calcular as conversões do reactor real. O Fluent tem agora de resolver numericamente não só as eq. de Navier Stokes mas também as equações de transporte de espécies químicas em estado não estacionário (Anexo A3). O sistema começa contendo apenas água á qual é adicionado em $t=0$ um degrau unitário de tracer observando-se a evolução temporal da concentração de saída.

- **Caudal médio = 204 m³/dia**

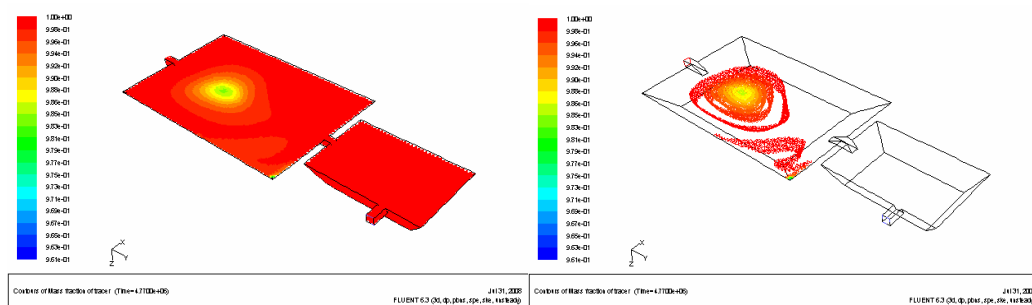


Figura 4.2.4: Gráficos de contornos da fracção de tracer na lagoa a caudal médio.

Analisando os gráficos de contornos de fracções de tracer conferimos que para as zonas que apresentavam velocidades uma ordem de grandeza abaixo da velocidade de entrada a fracção mássica de tracer é menor enquanto que nas zonas de entrada, saída e a

zona de perfil de escoamento hidrodinâmico desenvolvido a fracção de tracer é muito próxima ou mesmo unitária.

Esta é uma realidade, mesmo que um pouco atenuada pelo facto de estes volumes sem tracer vão diminuindo ao longo do tempo, esta zonas permanecem como zonas estagnadas no reaktor e como tal, zonas de transferência de massa lenta. Com o aumento do Reynolds as correntes vão ter trajectórias mais rígidas e como tal seria de esperar um aumento do número destas zonas. A figura seguinte demonstra para um caudal médio a evolução da frente de

concentrações com actualizações a cada $\theta = \frac{t}{\tau} = 1$:

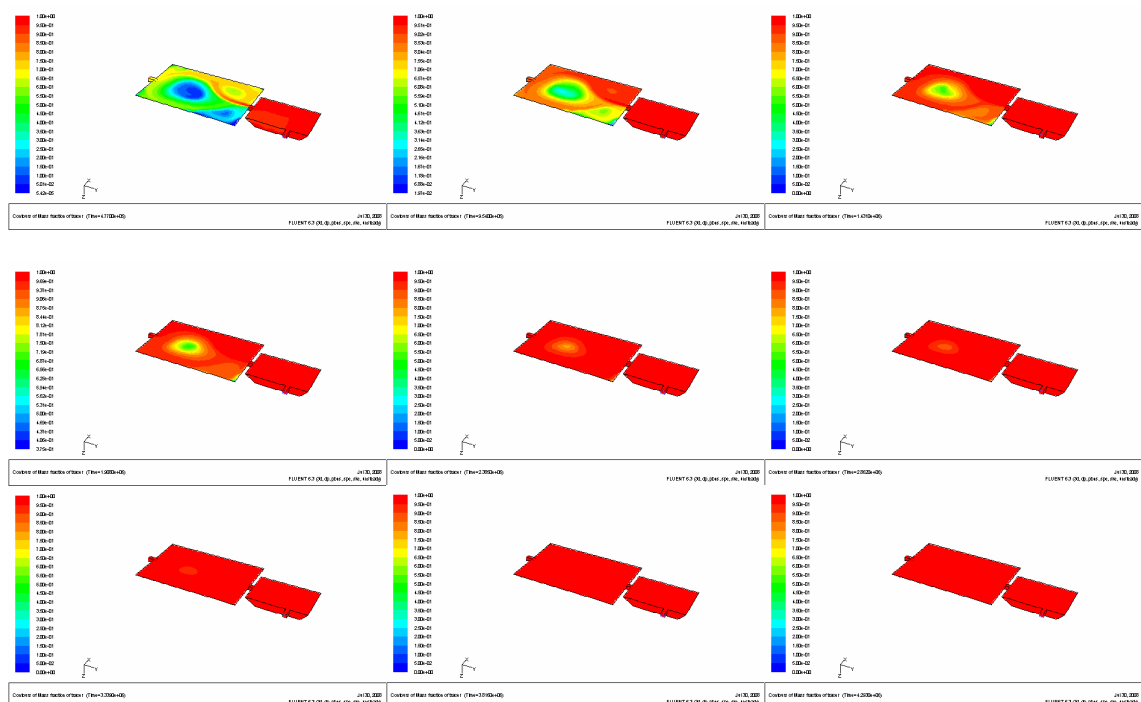


Figura 4.2.5: Evolução da frente de concentrações ao longo do tempo.

Por análise da figura 4.2.6 verificamos que existe um ligeiro atraso inicial, progressivamente maior com a diminuição do caudal de ensaio e que se verifica pouca dispersão axial e um “off-set” final reduzido.

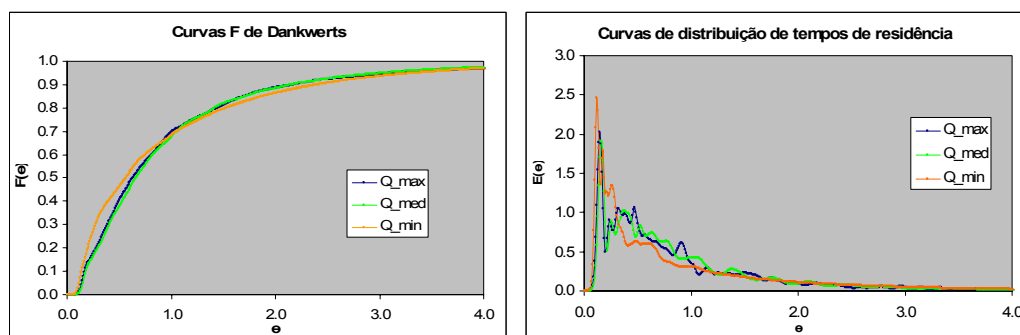


Figura 4.2.6: Curvas F de Dankwerts e Curvas de distribuição de tempos de residência para os caudais de estudo.

A figura 4.2.6 mostra que o ensaio a caudal máximo aparenta apresentar maior dispersão (menor $E(\theta)$) e apresenta uma curvatura característica de um RPA – reactor perfeitamente agitado; o ensaio a caudal mínimo apresenta um pico de maior intensidade mas de seguida um decrescente mais prolongado na curva $E(\theta)$ e com os declives na curva F – Danckwerts a serem superiores aos demais ensaios na fase inicial, decrescendo mais denunciadamente com o aproximar do patamar do degrau comparativamente com os restantes ensaios (Figura 4.2.6). O tempo médio de residência deste caudal mínimo fica deslocado do pico de $E(\theta)$ que é indicativo de zonas mortas e duma possível modelização do reactor real como um RPA ou como uma combinação de RPA com RP em série.

Na figura 4.2.7 relacionamos as conversões em estado estacionário para uma reacção de primeira ordem em dois reactores ideais (RPA; RP) e para o reactor real a diferentes caudais, em função do número de Damköhler ($Da = k_A \cdot \tau$). A conversão à saída, para o reactor real foi calculada a partir do modelo da Segregação Total que, para reacção de primeira ordem

é idêntico ao modelo de mistura máxima [9]:

$$X_{RR} = \int_0^{\infty} E(t) \times (1 - e^{-Da \cdot \theta}) dt \quad (4.2.1)$$

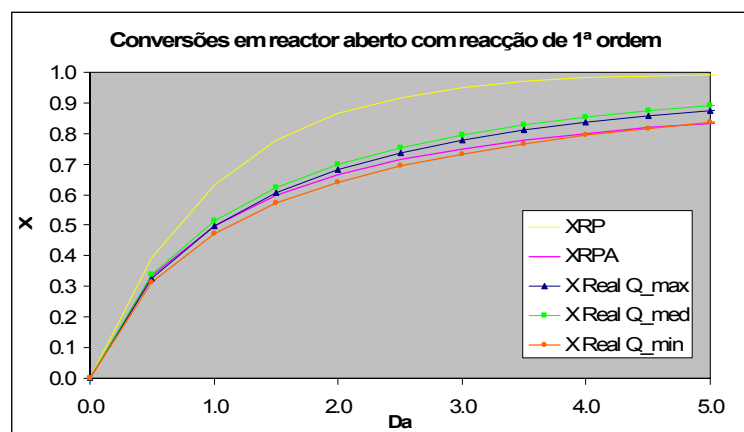


Figura 4.2.7: Conversões em reactor aberto com reacção de 1ª ordem para os caudais de estudo.

Podemos observar que a conversão dos ensaios se encontra por norma entre os valores de conversão dos reactores ideais – RP e RPA. Apesar das conversões para diferentes Reynolds não serem muito desviadas, verifica-se que para menores Reynolds a conversão é menor, derivado do volume ocupado por volumes mortos ser maior. Todas as conversões são melhor aproximadas por um RPA mas com o aumento do número de Damköhler as conversões vão se ligeiramente aproximando de um RP. Contraditando a tendência demonstrada na dispersão, no caso da conversão são os números de Reynolds mais baixos que apresentam maior proximidade com um modelo de conversões de RPA.

Tabela 4.2.2: Tabela resumos de tempos de residência e volumes mortos (Anexo A4.1)

	Tempo de passagem (hr)	Tempo médio de residência (hr)	Volume morto (%)	Volume morto (m ³)
Q _{max}	29.76	29.51	0.83%	9.4
Q _{med} $\Delta t = \tau/100$	132.5	132.0	0.34%	3.8
Q _{med} $\Delta t = \tau/200$	132.5	132.3	0.12%	1.3
Q _{min}	1625	1591	2.12%	23.9

Ao contrário do que seria de esperar, por análise da tabela 4.2.2, verifica-se um maior volume morto para o caudal mínimo do que para Reynolds elevados.

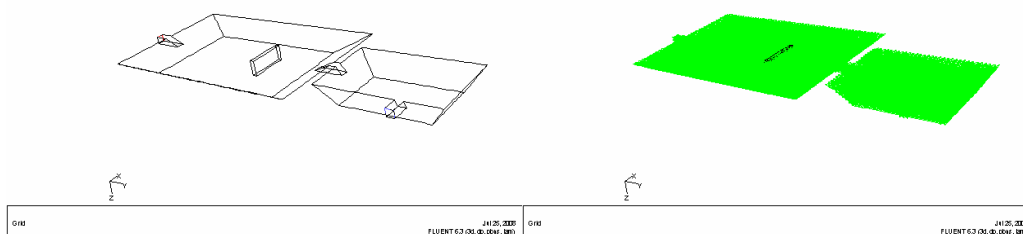
De acordo com a teoria de distribuição dos tempos de residência, para uma operação do sistema a caudal mínimo verificamos um volume morto de 2.12%, que corresponde a 23.9 m³ de água residual estagnada no sistema. Para um caudal máximo pelo contrário, verifica-se um volume morto de 0.83%. O sistema para o caudal médio de operação, apresenta uma percentagem de volume morto de 0.34%.

4.3 Configurações alternativas – Real + septo

Com o objectivo de melhorar o escoamento nas lagoas introduzimos um septo centrado com o ponto de alimentação da segunda lagoa e com as dimensões de 5x0.5x2 metros, situado a uma distância de 10 metros da corrente de alimentação, a ¼ do comprimento da lagoa. O esquema de simulação é idêntico ao realizado nos ensaios anteriores e seguindo o (anexo A3) e ajustando os parâmetros às novas condições (em detalhe em Anexo A4.2).

Malha:

A malha usada nesta simulação é idêntica à utilizada na simulação sem septo, variando apenas a introdução do septo com as dimensões de 5x0.5x2 metros, situado a uma distância de 10 metros da corrente de alimentação

**Figura 4.3.1:** Representação da malha e septo em pormenor.

Passo 1 – Simulação de escoamento em estado estacionário

- Caudal médio = 204 m³/dia

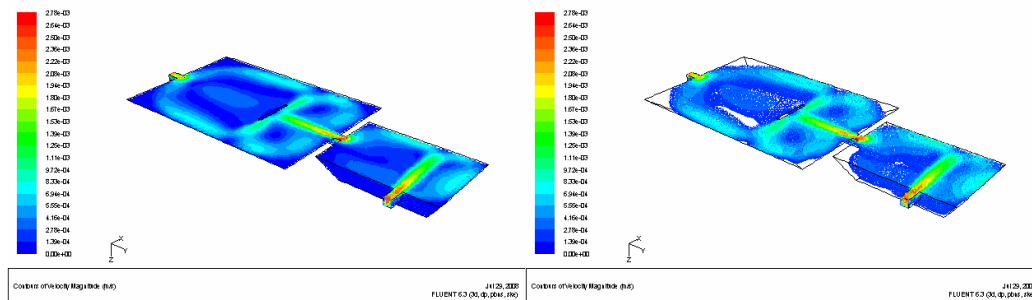


Figura 4.3.2: Gráficos de contornos de velocidade a caudal médio.

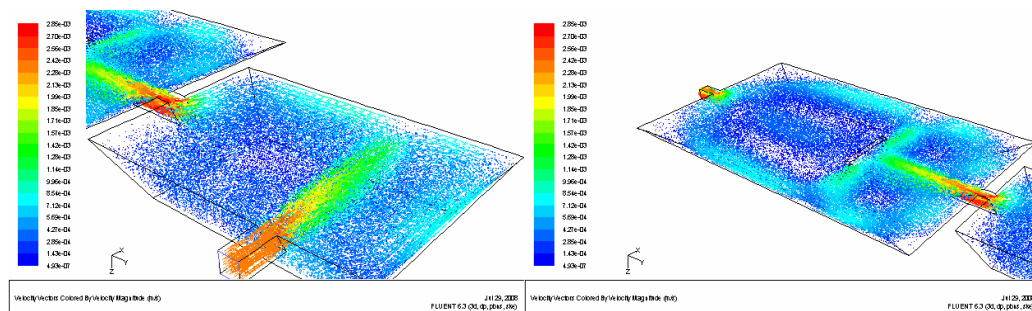


Figura 4.3.3: Gráficos de vectores de velocidade a caudal médio.

É notório, tal como no ensaio sem septo, que as lagoas apresentam efeitos de entrada e saída, com a presença de maiores velocidades. Com a introdução do septo, o efeito de jacto é atenuado e conduz a velocidades na entrada da 2ª lagoa melhor distribuídas mas também à formação de duas zonas de menores velocidades após o septo (Figura 4.3.2). É notória a formação de uma zona de recirculação crescente com o aumento do caudal, formada pelo impacto das correntes no septo. (Figuras 4.3.2 a 4.3.3 e Anexo A4.1)

Após a realização do passo1, inicializamos o sistema com água para que o perfil de velocidades esteja completamente definido aquando a introdução do degrau de tracer – passo 2 (Anexo A3).

Passo 3 – Simulação de um ensaio de tracer

O sistema começa contendo apenas água á qual é adicionado em t=0 um degrau unitário de tracer observando-se a evolução temporal da concentração de saída.

- Caudal médio = 204 m³/dia

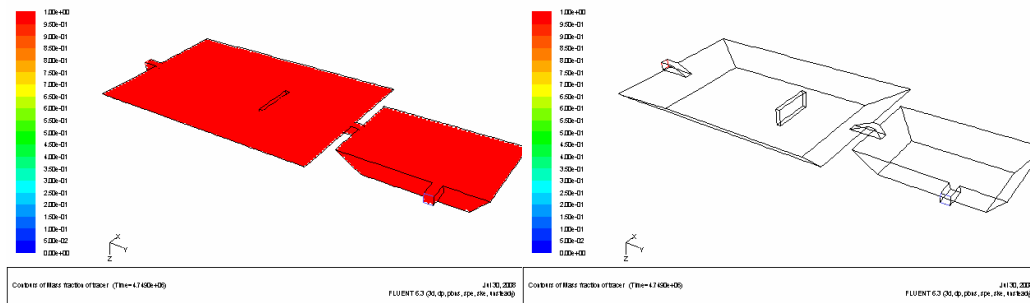


Figura 4.3.4: Gráficos de contornos da fracção de tracer na lagoa a caudal médio.

Por comparação com os ensaios sem septo (Figura 4.2.4 e Anexo A4.1), podemos verificar que a presença do septo (Figura 4.3.4 e Anexo 4.1) a nível do ensaio de tracer favoreceu ligeiramente a distribuição de tracer por todas as zonas do sistema de lagoas, mas como o valor de volume sem tracer é bastante reduzido ao final dos dez tempos de passagem não é notória uma melhoria ou não dos volumes mortos. Por uma análise da distribuição dos tempos de residência dentro das lagoas tentamos quantificar os efeitos em termos de escoamento da introdução do septo no sistema.

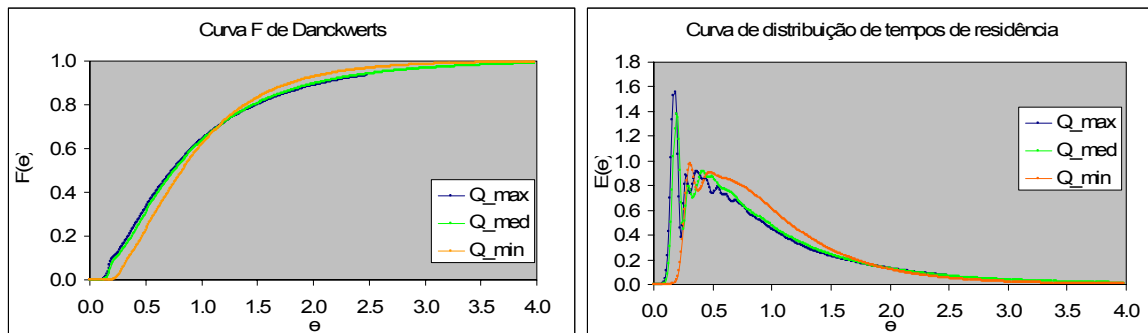


Figura 4.3.5: Curvas F de Dankwerts e Curvas de distribuição de tempos de residência para os caudais de estudo.

A figura 4.3.5 apresenta as curvas F de Dankwerts em que podemos verificar que após a introdução do degrau de tracer, este é notado primeiro na corrente de saída para caudais maiores, ao inverso dos resultados dos ensaios sem septo. No entanto, como no ensaio sem septo, a sua concentração na saída atinge o valor unitário com um menor número de tempos de passagem equivalentes para o ensaio de caudal mínimo. As curvas de distribuição de tempos de residência (Figura 4.2.5) apresentam picos de menores intensidades e um comportamento muito mais estável e homogéneo para os diferentes caudais do que no verificado no ensaio sem septo. De verificar que com a diminuição do caudal a dispersão das curvas $E(\theta)$ vai aumentando, aproximando-se aparentemente do comportamento de RPA.

Ao nível das conversões em reactor aberto, com reacção de 1ª ordem, a tendência é contrária. O sistema a operar a um caudal mínimo tem um comportamento próximo de um RP, contrariamente ao que se verificava no ensaio sem septo. As lagoas a operar a caudais médios ou máximos tem um comportamento similar a um RPA para baixos números de Damköhler e vão-se aproximando de um comportamento de RP para Damköhler elevados (Figura 4.3.6).

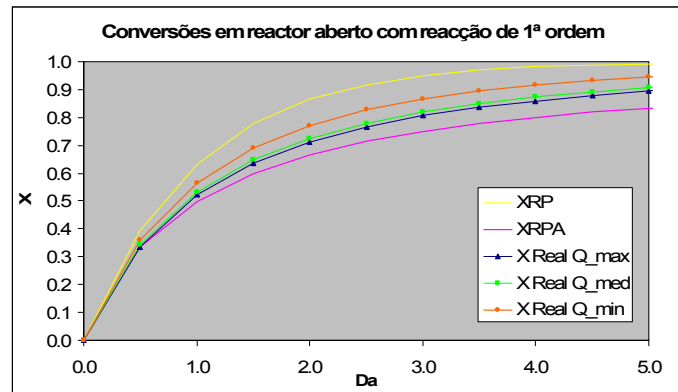


Figura 4.3.6: Conversões em reactor aberto com reacção de 1ª ordem para os caudais de estudo.

A evolução dos tempos de residência para o caudal médio está presente na seguinte tabela:

Tabela 4.3.2: Tabela resumos de tempos de residência e volumes mortos

	Tempo de passagem (hr)	Tempo médio de residência (hr)	Volume morto (%)	Volume morto (m³)
Q_med c/septo $\Delta t = \tau/100$	131.9	132.7	-0.13%	-1.4

Com a introdução do septo (Tabela 4.3.2), existe uma melhoria das percentagens de volume morto. A caudal médio a redução é de 3.8m^3 para -1.4m^3 . A melhoria é portanto regular para todos os caudais, parecendo que o baixo custo de implementação do septo para apresentar melhorias justificáveis.

Nos ensaios em anexo (A4.3 e A4.4), com “time step (Δt)” para cinquenta avos do tempo de passagem, o sistema apresenta a existência de um bypass às lagoas, no entanto, pela interpretação real do sistema, não aparenta ser possível existir bypass ao sistema, dado o layout destas. Repetiu-se o ensaio a caudal médio reduzindo o “time step (Δt)” para duzentos avos do tempo de passagem. De facto confirmou-se que o tempo de residência diminuiu e ficou mais próximo de zero (0.12%). Este facto evidencia que o erro associado ao passo de tempo é significativo face aos valores de volume morto para $\theta=10$ e deve ser considerado um passo de tempo inferior em futuros ensaios. Em experiências de tracer com grande precisão, se prolongarmos o tempo adimensional (θ), o volume morto tende para zero, o que revela que é de uma análise mais interessante o evoluir das frentes dos contornos de velocidade (Figura 4.2.2), de concentração do tracer (Figura 4.2.5) e a comparação destas com os resultados das soluções alternativas.

5 Análise económica

Esta análise económica é baseada em valores reais, ou na ausência, em modelos bibliográficos de cada um dos aspectos considerados e tem como objectivo uma decomposição dos diferentes tipos de tratamento considerando algumas perspectivas:

- Custos de aquisição do terreno;
- Custos de construção e equipamentos;
- Custos de exploração;
- Custos de Limpeza e deposição de Resíduos;
- Energia consumida;
- Valorização do Efluente Tratado e Remoção de matéria orgânica;
- Receitas municipais com as tarifas de águas residuais;

Estes são os principais pontos que podem ser considerados num balanço económico a uma Estação de Tratamento de Águas Residuais – ETAR. Foram consideradas as despesas reais que cada uma das ETARs apresenta e actualizados os custos para um período de vida de 10 e 20 anos, considerando uma evolução dos custos segundo a taxa EURIBOR a seis meses (Anexo A5). Em paralelo com este estudo foram consideradas algumas receitas derivadas do tratamento de águas residuais – tarifas municipais e foram atribuídos valores à remoção de matéria orgânica e efluente final tratado de cada ETAR. Enquanto que a primeira abordagem permite uma análise real dos custos de cada tipo de tratamento, a segunda visão possibilita comparar qualitativamente os diferentes sistemas de tratamento e verificar qual será com base neste modelo o melhor sistema de tratamento.

- Custos de aquisição do terreno:

Os Custos de ocupação de terreno (C_{Ter} - €) (equação 5.1) reflectem-se apenas no ano 0 da análise económica e variam com a Área útil da ETAR ($A_{util\ ETAR}$ - m^2) e com o Coeficiente de cotação do terreno utilizado ($f_{ocupação\ terreno}$ - €/m²) que, com base no valor médio de terrenos com as mesmas características, depende da localização e do preço local médio dos terrenos e poderá ter um maior ou menor valor ^[h].

$$C_{Ter} = f_{ocupação\ terreno} \times A_{util\ ETAR} \quad (5.1)$$

A área útil de cada ETAR foi medida com base no tanque de arejamento ou lagoas de cada instalação. Os valores estão apresentados na tabela 5.1.

Tabela 5.1: Custos de aquisição do terreno.

<u>Aquisição de terreno</u>			$f_{\text{ocupação terreno}} (\text{€/m}^2)$	
	$\bar{A}_{\text{útil ETAR}} (\text{m}^2)$		Montemor	81 €/m ²
	Montemor	625 m ²	Ereira	41 €/m ²
	Ereira	2049 m ²	Carapinheira	62 €/m ²
			$C_{\text{Ter}} (\text{€})$	
	Carapinheira	4610 m ²	Montemor	50625 €
			Ereira	84024 €
			Carapinheira	285789 €

Com uma maior área superficial, a ETAR de Carapinheira apesar de apresentar um coeficiente de custo de propriedade intermédio apresenta um custo total de ocupação de terreno muito superior ao das restantes ETARs.

- Custos de construção e equipamentos ^[8].

Os custos de construção (normalmente referenciado como capital fixo - **CF** - custos iniciais de construção, equipamentos - €) das diferentes ETARs (tabela 5.2) variam significativamente entre a solução mais económica da ETAR de Ereira com um valor de 238291 €, da ETAR de Montemor com um valor estimado de 959427 € e da ETAR de Carapinheira (1131185 €). Este factor, quantificado em conjunto com a aquisição do terreno no Ano 0, é uma fatia que se revela na maioria das ocasiões decisiva na escolha da solução a aplicar.

Tabela 5.2: Custos de construção e equipamentos.

<u>Construção</u>	$CF (\text{€})$	
	Montemor	959427 €
	Ereira	238291 €
	Carapinheira	1131185 €

- Custos de operação e manutenção ^[8].

Os custos de operação e manutenção (C_{OM} - €/ano) variam com a simplicidade do processo e o caudal afluente à ETAR. Desta forma a ETAR de Carapinheira apresenta valores mais elevados de custos de exploração (47533 €/ano), seguidos da ETAR de Montemor (17172 €/ano) que apesar de ter um esquema de tratamento mais completo tem um caudal afluente menor e da ETAR de Ereira com um caudal menor e um processo mais simples (tabela 5.3).

Tabela 5.3: Custos de operação e manutenção.

<u>Operação e Manutenção</u>	Custos OM €/ano	
	Montemor	17172 €/ano
	Ereira	13136 €/ano
	Carapinheira	47533 €/ano
	Factor de Custos de exploração €/m³	
	Montemor	0.3587 €/m ³
	Ereira	0.3593 €/m ³
	Carapinheira	0.3558 €/m ³

- Custos de limpeza e deposição de Resíduos:

Os Custos de limpeza e deposição de resíduos (C_{Res} - €/ano) são o produto entre custo de Deposição dos resíduos em aterro ($C_{Deposição\ em\ Aterro}$ - €/kg de resíduo) e a quantidade de resíduos produzidos pela ETAR ($Qtd_{resíduos}$ - kg de resíduos/ano) e somando as próprias despesas inerentes ao processo de limpeza e transporte dos resíduos ($C_{Limpeza}$ - €/ano) ^[d] como demonstrado na equação 5.2.

$$C_{Res} = C_{Despejo\ em\ Aterro} \times Qtd_{Resíduos} + C_{Limpeza} \quad (5.2)$$

$$Qtd_{Resíduos} = (SST_{entrada} - SST_{saída}) \quad (5.3)$$

$$C_{Limpeza} \propto (Qtd_{Resíduos}; V_{Camião}; hr_{operação}; d_{aterro}) \quad (5.4)$$

O cálculo da quantidade de resíduos considera que a quantidade de sólidos sedimentados (SST) nas lagoas tem como principal contribuição a diferença entre os sólidos no afluente e os sólidos no efluente (equação 5.3). A estimativa dos custos de limpeza é otimizada para uma recolha otimizada consoante a quantidade de lamas de cada ETAR de 5 em 5 anos de lamas para as lagoas e anual para a ETAR urbana, de forma a um menor número possível de deslocações e usando o camião com um volume adequado ($V_{camião}$). Para uma maior simplicidade do cálculo e facilidade de comparação foram à posteriori divididos em parcelas anuais. Outros factores considerados são as horas de operação necessárias para a remoção dos resíduos ($hr_{operação}$) e a distância da instalação ao local de aterro (d_{aterro}) (equação 5.4).

Os resultados foram calculados para o ano de 2007 e estão apresentados na tabela 5.4:

Tabela 5.4: Custos de Limpeza e despejo de Resíduos.

Resíduos	Qtd resíduos (kg/ano)		C Deposição em aterro (€/kg)	
	Montemor	33550 kg/ano	Montemor	0.05285 €/kg
	Ereira	14208 kg/ano	Ereira	0.05285 €/kg
	Carapinheira	108516 kg/ano	Carapinheira	0.05285 €/kg
	C limpeza (€/ano)		C Res (€/ano)	
	Montemor	2605 €/ano	Montemor	4378 €/ano
	Ereira	1624 €/ano	Ereira	2374 €/ano
	Carapinheira	7755 €/ano	Carapinheira	13490 €/ano

A ETAR de Carapinheira dado o seu elevado caudal produz a maior quantidade de resíduos e como tal apresenta maiores custos de limpeza e despejo de resíduos. Por outro lado, a ETAR de Ereira apresenta os valores mais reduzidos de custos de limpeza e despejo de resíduos, com uma despesa estimada de 2374 €/ano (Tabela 5.4).

- Energia consumida;

Os custos energéticos das ETARs (C_{Ener} - €/ano) foram calculados considerando os valores reais de consumos dos equipamentos de cada uma das ETARs ($Consumo_{equipamentos}$ - kWh/dia) e o Preço da electricidade ($C_{Energia}$ - €/kWh) segundo a equação 5.5.

$$C_{Ener} = Consumo_{equipamentos} \times C_{Energia} \quad (5.5)$$

Os valores obtidos estão resumidos na tabela 5.5. Em termos de consumo dos equipamentos, a ETAR de Ereira apresenta valores significativamente inferiores devido a um esquema de tratamento mais simples. As ETARs de Montemor e Carapinheira apresentam valores aproximadamente dez vezes superiores devidos a tratamentos com arejamento mecânico.

Tabela 5.5: Energia consumida por ano.

Energia Consumida	C_{Energia} 0.2 €/ kWh	
	Consumos_{equipamentos} kWh/ano	
	Montemor	157497 kWh/ano
	Ereira	10020 kWh/ano
	Carapinheira	128687 kWh/ano
	C_{ener} €/ano	
	Montemor	31499 €/ano
	Ereira	2004 €/ano
	Carapinheira	25737 €/ano

Para este cálculo foram também considerados os consumos das estações elevatórias a montante para uma melhor comparação dos sistemas.

- Valorização do Efluente Tratado e Remoção da Matéria Orgânica:

A Valorização do efluente tratado (R_{Efl} - €/ano) é um procedimento que não utilizado no caso de estudo. Para análise das potencialidades do efluente tratado foi considerado um Coeficiente de valor do efluente tratado (p.e: para reutilização agrícola ($f_{valorização\ efluente}$ - €/m³) de acordo com a tarifa de protocolo com as autarquias, Anexo A5), que de acordo com o caudal de efluente tratado ($Q_{tratado}$ - m³/ano) e a percentagem de efluente aproveitado, permite calcular a água corrente que é poupada e como tal a valorização do efluente tratado, segundo a equação (5.6).

$$R_{Efl} = Q_{tratado} \times \%Aproveitamento\ efluente \times f_{valorização\ efluente} \quad (5.6)$$

As potenciais receitas da poupança da água corrente podem ser atractivas para o incentivo à utilização directa do efluente desinfectado em casos específicos e devidamente controlados, ou então numa mistura com água de forma a ter um menor impacto. Os resultados da valorização do efluente tratado estão apresentados na tabela 5.6:

Tabela 5.6: Valorização do efluente tratado.

<u>Val. Efluente tratado</u>	$f_{valorização\ efluente}$		€/m ³	
	Montemor	Ereira	Carapinheira	
	0.743	0.743	0.743	€/ m ³
	% Aproveitamento efluente		50%	
	R_{Efl} €/ano			
	Montemor	34198	€/ano	
	Ereira	33122	€/ano	
	Carapinheira	121050	€/ano	

A ETAR da Carapinheira apresenta resultados mais auspiciosos do que as restantes ETARs, no entanto com o intuito de obter um efluente tratado com propriedades interessantes para ser valorizado deve ser quantificada a eficiência de remoção da matéria orgânica, que é como tal dotada de um valor monetário complementar – $R_{Matéria\ Orgânica}$ (€/ano).

Com base num caso de estudo ^[3] em que são removidos 331128 kg/ano de matéria orgânica, o que permite um encaixe financeiro de 47565 €/ano, respectivamente 0.14 €/kg de matéria orgânica removida. A utilização dos valores deste caso de estudo transpostos para as ETARs representa um retorno económico máximo de 8513 €/ano na ETAR de Carapinheira enquanto que a ETAR de Montemor poderia atingir um retorno de 3420 €/ano e a ETAR de Ereira 1453 €/ano (Tabela 5.7).

Tabela 5.7: Remoção Matéria Orgânica.

Remoção Matéria Orgânica	Matéria orgânica removida (kg/ano)	
	Montemor	23805 kg/ano
	Ereira	10116 kg/ano
	Carapinheira	59266 kg/ano
	$R_{\text{Matéria Orgânica}}$ (€/ano)	
	Montemor	3420 €/ano
	Ereira	1453 €/ano
	Carapinheira	8513 €/ano

- Receitas municipais com as tarifas de águas residuais:

A análise das Receitas municipais com as tarifas de águas residuais (R_{tarifas} - €/ano) pretende determinar qual as receitas provenientes do tratamento das águas residuais de cada população servida pelas diferentes ETARs.

$$R_{\text{tarifas}} = \text{Tarifa}_{\text{habitante}} \times \text{População}_{\text{servida}} + \text{Tarifa}_{\text{consumo}} \times \text{População}_{\text{servida}} \times \text{Consumos} \times (1 - \% \text{Infiltração}) \quad (5.7)$$

Um agregado familiar de três elementos de acordo com as Águas de Coimbra ^[a] tem uma tarifa média de 7.2 €/ (hab.ano). De acordo com o INSAAR 2005 ^[11] o número de habitantes equivalentes servidos pela ETAR da Carapinheira ascende a 4198 Habitantes. Pelo registo de caudais os consumos médios equivalentes por cada habitante são de 78 m³, este valor é afectado contudo de uma percentagem de infiltração de águas pluviais calculada com base nos dados reais por comparação dos caudais em dias de chuva e em dias secos – % **Infiltração**. As receitas provenientes das tarifas municipais, de acordo com a equação 5.7 ascendem a 101487 €/ano (Tabela 5.8) na ETAR de Carapinheira, e são significativamente menores na ETAR de Ereira e Montemor, respectivamente 18069 e 32464 €/ano.

Tabela 5.8: Receitas municipais com as tarifas de águas residuais.

Receitas tarifas	População servida (Hab)		% infiltração	
	Montemor	1264 Hab	Montemor	6%
	Ereira	654 Hab	Ereira	45%
	Carapinheira	4198 Hab	Carapinheira	19%
	Receitas municipais com as tarifas (€/ano)		Consumos (m³/(hab.ano))	
	Montemor	32464 €/ano	Montemor	73 m ³ /(hab.ano)
	Ereira	18069 €/ano	Ereira	136 m ³ /(hab.ano)
	Carapinheira	101487 €/ano	Carapinheira	78 m ³ /(hab.ano)
			Tarifa habitante (€/hab.ano)	
			Tarifa consumo (€/m³)	
				0.27 €/m ³

• Custos Actualizados:

A análise dos custos actualizados está apresentada na tabela 5.9.

Tabela 5.9: Custos actualizados.

Custos Actualizados	Taxa EURIBOR a 6 meses		4.9%		
			Ano 0 (k€)	Ano 1 (k€)	Ano 2 a n (k€)
	Apenas custos actualizados	Montemor	-1010	-53.0	-53.0
		Ereira	-322	-17.5	-17.5
		Carapinheira	-1417	-86.7	-86.7
	C/ Critérios de Valorização	Montemor	-1010	17.0	17.0
		Ereira	-322	35.1	35.1
		Carapinheira	-1417	144	144
			CA a 10 anos (k€)	CA a 20 anos (k€)	
	Apenas custos actualizados	Montemor	-1422	-1677	
		Ereira	-458	-542	
		Carapinheira	-2091	-251	
	C/ Critérios de Valorização	Montemor	-878	-796	
		Ereira	-49.7	119	
		Carapinheira	-297	397	

Na análise apenas dos custos actualizados foram considerados as despesas estimadas com a aquisição do terreno, construção e equipamentos, exploração, limpeza e despejo de resíduos e energia consumida, de acordo com a equação 5.8.

$$\begin{aligned}
 \text{Ano } 0 &= -(CF + C_{Ter}) \\
 \text{Ano } 1 \text{ a } n &= -(C_{OM} + C_{Res} + C_{Ener})
 \end{aligned}
 \tag{5.8}$$

Foram considerados dois períodos de tempo de vida útil da ETAR – n , respectivamente 10 e 20 anos, com prestações fixas anuais de custos que são depois actualizadas ao momento zero. A ETAR que apresenta melhor valor de custo inicial (Ano 0) é a ETAR de Ereira (-322 k€), com uma área intermédia e um custo de construção e equipamentos muito baixo, por outro lado, a ETAR de Montemor, apesar de um baixo custo de aquisição de terreno, apresenta valores elevados a nível de construção e equipamentos e situa-se em valores iniciais intermédios. A ETAR de Carapinheira apresenta os maiores custos iniciais, -1417 k€. A nível de gastos anuais a ETAR de Ereira continua a apresentar os menores custos, -17.5 k€/ano e contrariamente à ETAR de Carapinheira que apresenta gastos anuais mais elevados -86.7 k€/ano. (Tabela 5.9) A nível global de custos actualizados a 10 anos a melhor solução é a ETAR de Ereira que apresenta custos inferiores em 78% comparativamente com a solução de Carapinheira e 68% em relação à ETAR de Montemor. Numa análise a 20 anos os custos actualizados de Carapinheira distanciam-se de Montemor, destacando-se cada vez mais como a solução com maiores custos actualizados.

Na análise de custos actualizados com critérios de valorização foram considerados as despesas estimadas com a aquisição do terreno, construção e equipamentos, exploração, limpeza e despejo de resíduos e energia consumida, mas foram criados critérios de valorização do efluente tratado, remoção de matéria orgânica e as receitas municipais com as tarifas de águas residuais de acordo com a equação 5.9.

$$\begin{aligned} \text{Ano } 0 &= -(CF + C_{Ter}) \\ \text{Ano } 1 \text{ a } n &= R_{Efl} + R_{\text{Matéria Orgânica}} + \text{Receitas}_{\text{municipais com as tarifas}} - (C_{OM} + C_{Res} + C_{Ener}) \end{aligned} \quad (5.9)$$

Os valores de custo inicial das diferentes ETARs são iguais aos considerados na análise apenas dos custos actualizados. No tempo de vida útil da ETAR, segundo este modelo as ETARs apresentam resultados positivos com especial destaque para a ETAR de Carapinheira que se destaca em termos de valorização do efluente tratado, remoção de matéria orgânica e receitas municipais com as tarifas de águas residuais. Como tal apresenta um retorno anual positivo de 144 k€. Por outro lado, a ETAR de Montemor apesar de apresentar critérios de valorização intermédios mas tem o retorno anual positivo mais baixo, 17.0 k€.

Estes retornos anuais positivos reflectem-se em custos actualizados inferiores e numa perspectiva a 10 anos a ETAR de Ereira é a melhor solução com custos 83% inferiores à ETAR de Carapinheira e 94% inferiores aos da ETAR de Montemor (Tabela 5.9). A ETAR de Carapinheira apresenta-se contudo como a melhor solução para maiores tempos de vida da ETAR – 20 anos, com um surpreendente custo actualizado positivo de 397 k€, seguida de Ereira com resultados positivos de 119 k€. A ETAR de Montemor, devido a critérios de valorização mais baixos, apresenta ainda valores negativos de custos actualizados com critérios de valorização (-796 k€).

Numa análise global dos diferentes sistemas de tratamento, os processos de lagunagem evidenciam-se claramente perante a solução da ETAR urbana de Montemor. Dentro dos processos de lagunagem, o esquema de lagoas de Ereira apresenta custos actualizados sem valorização muito baixos e como tal pode ser uma solução interessante do ponto de vista económico e a considerar em localizações de pequenas dimensões pois apresenta uma melhor relação risco/retorno e com um valor de custo actualizado com critérios de valorização interessante a 10 anos e médio positivo a longo prazo – 20 anos.

Uma eventual melhoria do sistema de tratamento de Ereira para um sistema de tratamento mais próximo de Carapinheira aplicando um sistema de dois arejadores mecânicos, aumentando o caudal de funcionamento para o dobro, servindo um maior número de habitantes equivalentes e com um efluente menos carregado. Este aperfeiçoamento permitiria uma solução de equilíbrio a médio longo prazo com o aumento do retorno anual e que seria capaz de suportar os custos iniciais superiores apresentando custos actualizados com critérios de valorização a 20 anos (Tabela 5.10), superiores aos valores de custos actuais com critérios de valorização da ETAR de Ereira (Tabela 5.9).

Tabela 5.10: Custos actualizados evolução de sistema de Ereira.

			Ano 0 (k€)	Ano 1 (k€)	Ano 2 a n (k€)
Custos Actualizados	Apenas custos actualizados	Ereira	-561	-42.9	-42.9
	C/ Critérios de Valorização	Ereira	-561	62.4	62.4
			CA a 10 anos (k€)	CA a 20 anos (k€)	
	Apenas custos actualizados	Ereira	-893	-1100	
	C/ Critérios de Valorização	Ereira	-76.2	224	

Por comparação das tabelas 5.9 e 5.10, verifica-se um aumento do custo inicial desta solução em 239 k€, no que diz respeito à análise de custos sem critérios de valorização verifica-se um aumento significativo de 435 k€ perante os custos actualizados da solução real a 10 anos. Este factor pode ser decisivo no avanço ou não desta melhoria no sistema de tratamento que implica anualmente gastar mais 25.4 k€ do que a solução actual apesar que o retorno anual aplicando os critérios de valorização poder ser superior em 27.3 k€ à solução actual. Esta solução acaba por apresentar perto do dobro dos custos actualizados positivos a 20 anos em relação aos verificados na solução actual, apesar de numa perspectiva a 10 anos gastar mais -26.5 k€ em relação aos custos actualizados com critérios de valorização da solução actual. Pode ser no entanto considerada como um investimento potencialmente rentável numa perspectiva a longo prazo.

A tabela seguinte revela a comparação entre os resultados do controlo analítico, análise microbiológica e custos actualizados, evidenciando as quantidades removidas por EURO gasto em custos anuais de tratamento:

Tabela 5.11: Quantidades removidas por EURO gasto em custos anuais de tratamento.

	Heterotróficos Totais -48h (UFC _{removido} x 1x10 ⁹)/€	Heterotróficos Totais -48h (UFC _{removido} x 1x10 ⁹)/€	Coliformes Fecais (UFC _{removido} x 1x10 ⁹)/€	Coliformes Fecais (UFC _{removido} x 1x10 ⁹)/€	Enterococos (UFC _{removido} x 1x10 ⁹)/€
	Totais	Resistentes	Totais	Resistentes	
Carapinheira	16906	660	2393	103	108
Ereira	2741	102	443	20,2	35,7
Montemor	4408	101	850	27,3	33,6

	CQO (mg O ₂ /L) (kg O ₂ removido)/€	CBO (mg O ₂ /L) (kg O ₂ removido)/€	SST (mg/L) (kg removido)/€
Carapinheira	2106	1002	855
Ereira	1081	504	392
Montemor	975	467	249

Numa comparação de processos podemos verificar pela tabela 5.11 que o processo que consegue remover maiores quantidades de bactérias por cada EURO gasto é a ETAR de Carapinheira. Nos parâmetros físico químicos, a melhor solução para remoção de matéria orgânica é também a ETAR de Carapinheira. A ETAR de Montemor que apresenta as piores relações de remoção por EURO gasto em tratamento. A solução de Carapinheira é portanto preferível sobre todos os parâmetros considerados de remoção por EURO.

Por outro lado a ETAR de Ereira apresenta os custos actualizados anuais inferiores (tabela 5.9), mas as quantidades removidas são inferiores em todos os parâmetros microbiológicos, com excepção dos heterotróficos resistentes e dos enterococos. Em relação aos parâmetros físico químicos a ETAR de Ereira apresenta um compromisso intermédio, apresentando valores entre a ETAR de Carapinheira e Montemor (tabela 5.11).

Tabela 5.12: Enumeração de populações bacterianas dispersas para o ambiente por EURO gasto em custos anuais de tratamento.

	Heterotróficos Totais (UFC _{dispersado} x 1x10 ⁹)/ € _{gasto}	Heterotróficos Totais (UFC _{dispersado} x 1x10 ⁹)/ € _{gasto}	Coliformes Fecais (UFC _{dispersado} x 1x10 ⁹)/ € _{gasto}	Coliformes Fecais (UFC _{dispersado} x 1x10 ⁹)/ € _{gasto}	Enterococos (UFC _{dispersado} x 1x10 ⁹)/ € _{gasto}
	Totais	Resistentes	Totais	Resistentes	Totais
Carapinheira	41,5	1,67	6,02	0,360	0,328
Ereira	481	12,3	0,585	0,0318	0,0155
Montemor	1145	46,4	122	2,28	8,94

Nas enumerações das populações bacterianas dispersas para o ambiente por EURO gasto em custos anuais de tratamento, o sistema de tratamento mais eficiente em termos de enterococos e coliformes fecais totais e resistentes é o da ETAR de Ereira.

Em termos de heterotróficos totais a ETAR de Carapinheira apresenta valores uma ordem de grandeza inferiores aos da ETAR Ereira ($481 \times 10^9 \text{UFC}_{\text{dispersado}}/\text{€}$) e perto de duas ordens de grandeza inferiores aos da ETAR de Montemor ($1145 \times 10^9 \text{UFC}_{\text{dispersado}}/\text{€}$). Em termos de heterotróficos resistentes a ETAR de Carapinheira é também a solução mais vantajosa, revelando que o seu processo de tratamento é realmente mais eficiente do que os restantes, com particular destaque em comparação com a ETAR de Montemor que apresenta resultados significativamente piores na maioria dos parâmetros desta relação (Tabela 5.12).

Como comparação de todos os parâmetros, a ETAR de Carapinheira aparenta ter o esquema de processo com maior eficiência e valorização. Em contraste, tanto a nível económico como microbiológico, a ETAR de Montemor apresenta custos superiores e reduções bastantes inferiores aos restantes processos. A ETAR de Ereira do ponto de vista económico é uma ETAR de baixos custos iniciais e de manutenção, com uma redução de parâmetros físico químicos por EURO gasto intermédio.

A nível microbiológico, apesar de libertar para o ambiente poucos microrganismos por EURO gasto em tratamento, apresenta também uma inferior remoção efectiva de microrganismos por EURO gasto em tratamento.

6 Conclusões

Em termos gerais podemos verificar que as eficiências de remoção do processo são mais elevadas nos processos de lagunagem do que na ETAR compacta de Montemor. Um sistema de tratamento com arejamento forçado seguido de uma lagoa de decantação (Carapinheira) aparenta melhores resultados com reduções efectivas de 4.50×10^6 UFC/ml para os heterotróficos totais, de 1.76×10^5 UFC/ml para os heterotróficos resistentes à ciprofloxacina, de 6.37×10^5 UFC/ml para os coliformes fecais, de 2.75×10^4 UFC/ml para os coliformes fecais resistentes à ciprofloxacina e de 2.87×10^4 UFC/ml para os enterococos, do que um sistema de lagoa anaeróbia – lagoa aeróbia, apesar dos menores caudais de funcionamento da última. A ETAR de Montemor apresenta menores eficiências de remoção de processo referente a todos os parâmetros de controlo analítico e microrganismos analisados,

A ETAR de Carapinheira apresenta-se como a solução que emite um menor número diário de bactérias para o ambiente (9.85×10^{12} UFC/dia em heterotróficos totais) e por contrário a ETAR de Montemor é a ETAR que dispersa maior número de bactérias no ambiente (1.66×10^{14} UFC/dia em heterotróficos totais), em particular bactérias resistentes à ciprofloxacina (6.74×10^{12} UFC/dia em heterotróficos totais). São dispersados diariamente no ambiente por cada ETAR, biliões destas bactérias heterotróficas totais resistentes à ciprofloxacina. Estes factores, multiplicados pelas 1187 ETARs em Portugal, têm grande impacto a nível ambiental e de saúde humana e pode ter consequências impensáveis a curto/médio prazo.

Do ponto de vista hidrodinâmico, o escoamento na ETAR de Ereira foi melhorado com a introdução de um septo a $\frac{1}{4}$ do comprimento da lagoa anaeróbia, reduzindo a caudal médio o volume morto da lagoa de 0.34% para 0.13%. No entanto, dado o erro numérico associado ao passo temporal, e os baixos volumes mortos, a melhor solução para comparação de soluções passa por uma análise dos gráficos de contornos de velocidades e de evolução da frente de concentrações de tracer.

A nível global de custos actualizados a 10 anos a melhor solução é a ETAR de Ereira (-45.8 k€) que apresenta custos inferiores em 78% comparativamente com a solução de Carapinheira e 68% em relação à ETAR de Montemor. Numa análise a 20 anos os custos actuais de Carapinheira distanciam-se de Montemor, destacando-se cada vez mais como a solução com maiores custos actualizados (-2507 k€).

Numa perspectiva a 10 anos a ETAR de Ereira é a melhor solução com custos actuais com critérios de valorização 83% inferiores à ETAR de Carapinheira e 94% inferiores aos da ETAR de Montemor. A ETAR de Carapinheira apresenta-se contudo como a melhor solução para maiores tempos de vida da ETAR – 20 anos, com um surpreendente custo actualizado positivo de 397 k€, seguida de Ereira com resultados positivos de 119 k€ e a ETAR de Montemor que devido a critérios de valorização mais baixos apresenta ainda valores negativos de custos actualizados com critérios de valorização, -796 k€.

Em termos de heterotróficos totais dispersos para o ambiente por EURO gasto em tratamento, a ETAR de Carapinheira apresenta valores uma ordem de grandeza inferior aos da ETAR de Ereira ($481 \times 10^9 \text{UFC}_{\text{dispersado}}/\text{€}$) e perto de duas ordens de grandeza inferiores aos da ETAR de Montemor ($1145 \times 10^9 \text{UFC}_{\text{dispersado}}/\text{€}$).

A nível económico a ETAR com maior rentabilização de custos actualizados a 20 anos com critérios de valorização é a ETAR de Carapinheira (397 k€), que aparenta ter o esquema de processo com maior eficiência de remoção de heterotróficos totais por EURO de tratamento ($16.9 \times 10^{12} \text{UFC}/\text{€}$). A ETAR de Montemor é a ETAR de maior investimento e com menor eficiência.

A solução de Carapinheira é portanto preferível sobre todos os parâmetros considerados de remoção de bactérias, de carga orgânica e de sólidos suspensos por EURO.

7 Avaliação do trabalho realizado

7.1 Objectivos realizados

- Diagnóstico do estado actual das ETARs:

Foram apresentados e comparados os controlos analíticos entre e intra as diferentes ETARs (Capítulo 1), ostentados pelas técnicas base de análise usadas para realizar o controlo analítico (Anexo A1).

- Análise Microbiológica:

Foi realizada uma análise das populações microbianas dos afluentes e efluentes de cada ETAR em termos de heterotróficos totais, coliformes fecais resistentes ou não à ciprofloxacina e os enterococos (Capítulo 2), através das incubações em meios específicos (Anexo A2). São comparadas as eficiências de remoção das diferentes lagoas e a influência de cada tratamento no desenvolvimento de organismos resistentes ao antibiótico (Capítulo 2).

- Estudo da Hidrodinâmica:

Para o caso de estudo da ETAR de Ereira é apresentada uma simulação 3D em Fluent para observação do perfil hidrodinâmico de escoamento. (Capítulo 3) São calculadas as conversões previstas para a lagoa e consideram-se algumas alterações no *layout* da lagoa e a influência que teriam no perfil hidrodinâmico de escoamento (Capítulo 3/ Anexo A3).

- Comparação de custos actuais:

Para cada uma das ETARs são apresentados investimentos iniciais, custos contínuos e valorização das águas residuais tratadas que são actualizados para um período de vida de 10 e 20 anos, atribuindo-lhes valor monetário com base bibliográfica (Anexo A4). Com base nos resultados obtidos é comparada a influência da compra de equipamentos complementares para a ETAR de Ereira como arejadores mecânicos (Capítulo 4).

7.2 Outros trabalhos realizados

Esta tese foi realizada em ambiente empresarial incorporando uma equipa dinâmica que actua em todos os campos do tratamento de águas residuais e de consumo. Apesar do acompanhamento mais próximo do sistema de ETARs de Montemor foram acompanhados os controlos analíticos e procedimentos para controlo de qualidade de outras instalações bem como algumas propostas de concurso para exploração de novas instalações.

No acompanhamento específico do sistema de ETARs de Montemor foi realizado pelo departamento uma proposta para a remoção de lamas da ETAR de Ereira, bem como manutenção das condições da área circundante às lagoas.

7.3 Limitações e trabalho futuro

Esta tese pretende dar uma visão global dos sistemas de tratamento de águas residuais, comparando processos distintos sobre parâmetros de controlo analítico, microbiológico e dos critérios económicos. Existem limitações a este trabalho de modelização de sistemas, entre elas a impossibilidade de controlar o afluente recebido, as próprias limitações das instalações e a nível nacional dos sistemas de tratamento de águas residuais. Existe portanto muito trabalho futuro que poderá ser realizado a nível de aumento de eficiência, qualidade e valorização dos processos. Em particular, como parâmetro de referência vanguardista desta tese, pode ser realizado um esforço adicional para iniciar a legislação do tratamento microbiológico das ETARs, em particular das bactérias resistentes aos antibióticos, como forma de reduzir a dispersão destes organismos para o meio ambiente o que poderá ter impactos desastrosos no próprio ambiente e na saúde humana a curto/médio prazo.

7.4 Apreciação final

O estágio realizado na EFACEC e que culminou nesta tese além de se provar uma mais valia a nível técnico e profissional, com a aprendizagem e aplicação de valências, foi uma mais valia a nível pessoal. A nível do conteúdo da tese, foram estabelecidas relações claras entre diferentes tipos de tratamento e que podem no futuro ser usadas na escolha do processo de tratamento a utilizar, bem como no melhoramento dos processos actuais e criar uma maior consciencialização do impacto real que uma ETAR tem no meio ambiente, na saúde humana e o estado e eficiência do investimento nos diferentes esquemas de ETARs

Referências

- [1] APHA – AWWA – WPCF, Standard Methods for the examination of water and wastewater, American Heath Association, 20th ed., 1998;
- [2] Bitton, Gabriel - Wastewater Microbiology. New York: Wiley-Liss, 1994. ISBN 0-471-30986-9;
- [3] Cajigas, A. et all, XXIII Curso sobre tratamiento de aguas residuales y exploratación de estaciones depuradoras, tomo I, CEDEX, Madrid, 2005. NIPO 163-05-002-8;
- [4] Decreto-lei n.º 236/98 de 01-08-1998, Lei da Qualidade da Água, INCM, Lisboa, 1998;
- [5] Dinâmica de Fluidos assistida por computador, Práticas de engenharia química VI, Fevereiro de 2007;
- [6] Eckenfelder, Jr., W. Wesley - Industrial water pollution control. 3rd ed. Boston: McGraw Hill, 2000 (McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering). ISBN 0-07-116275-5;
- [7] European Water Association, European Water Yearbook, 2005;
- [8] Fernández, José. et all. XXIII Curso sobre tratamiento de aguas residuales y exploratación de estaciones depuradoras, tomo II, CEDEX, Madrid, 2005 NIPO 163-05-002-8;
- [9] Fogler, H., Elementos de Engenharia das reacções químicas, 3^a edição. LTC – livros técnicos e científicos editora S.A, 1999. ISBN 85-216-1315-6;
- [10] Gray N. – Biology of Wastewater Treatment. Vol.4. 2nd ed. Dublin: Imperial College Press. 2004. (Séries on Environmental Science and Management). ISBN 1-86094-328-4;
- [11] Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais – Campanha INSAAR 2005. Relatório do estado do abastecimento de água e da drenagem e tratamento de águas residuais dos sistemas públicos urbanos, Instituto da água, Abril de 2007;
- [12] Metcalf & Eddy - Wastewater Engineering: Treatment, disposal and reuse. 3rd ed. New York: McGraw Hill, 1991 (McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering). ISBN 0-07-100824-1;
- [13] Nota de imprensa da Comissão Europeia, IP/07/393 de 22 de Março de 2007;
- [14] Oliveira, J.F dos Santos – A lagunagem em Portugal: Conceitos básicos e aplicações práticas. Lisboa: Edições Universitárias Lusófonas. 1995. ISBN 8296-01-0;
- [15] Peixoto J., Análises Físico-Químicas de Matéria Orgânica, Laboratórios de Tecnologias Ambientais, Elementos de Engenharia do Ambiente, 2007;

- [16] Plano estratégico de Abastecimento de água e de saneamento de águas residuais (PEAASAR) 2007 – 2013, Ministério do Ambiente, do ordenamento do território e do desenvolvimento regional, 2007. ISBN 978-989-8097-00-2;
- [17] Ramalho, R. S. - Introduction to wastewater treatment processes. 2nd ed. San Diego: Academic Press, 1983. ISBN 0-12-576560-6;
- [18] Relatório Anual do Sector de Águas e Resíduos em Portugal (2006) (RASARP -2006), Instituto Regulador de Águas e Resíduos, Novembro de 2007. ISBN 978-989-95392-3-5;
- [19] Rodrigues, A. – Tratamento de águas residuais e determinação da produtividade primária em lagoas de estabilização. UNL/FCT, M. Caparica, 1982. Pág. 22;
- [20] Seborg, Dale E. - Process dynamics and control. 2nd ed. [New York]: John Wiley & Sons, cop. 2004. ISBN 0-471-45246-7.

Páginas da Internet

- [a] http://www.aguasdecoimbra.pt/WideAdminAC/CONTENT/uploads/Tarifario_2008.pdf – documento consultado em 2 de Junho de 2008;
- [b] http://www.bportugal.pt/rates/intervtx/taxas_eonia_euribor_p.pdf – documento consultado em 19 de Maio de 2008;
- [c] <http://www.ccdr-a.gov.pt/app/pbhsado/> – PLANO DE BACIA HIDROGRÁFICA DO SADO, Anexo 2.12 – documento consultado em 19 de Maio de 2008;
- [d] <http://www.colorado.edu/engineering/civil/CVEN4434/resources/costs.html> – consultado em 10 de Abril de 2008;
- [e] http://www.efacec.pt/presentationLayer/efacec_home_00.aspx?idioma=1 – consultado em 24 de Julho de 2008;
- [f] <http://www.grundfos.com/web/grfosweb.nsf> – Online Catalogue – WebCAPS – consultado em 24 de Março de 2008;
- [g] <http://www.infarmed.pt/prontuario/framenavegaarvore.php?id=20> – consultado em 10 de Julho de 2008;
- [h] <http://www.lardocelar.com/> – consultado em 10 de Abril de 2008.

Anexo 1 Métodos – Análises físico-químicas ^[1]

1.1 Método de determinação de pH

A medição do pH foi efectuada em todas as amostras de água residual através de potenciometria, quantificando os iões H^+ através de uma sonda com eléctrodo medidor de pH.

1.2 Método de determinação de condutividade

A medição da condutividade foi efectuada directamente com um medidor com sonda de condutividade e permitiu antever as variações dos minerais dissolvidos e diagnosticar qualitativamente a quantidade de sólidos dissolvidos.

1.3 Método de quantificação dos sólidos sedimentáveis (SS)

O método dos sólidos sedimentáveis é utilizado em norma para quantificar os sólidos sedimentáveis presentes nas lamas biológicas presente no tanque de arejamento e observar o tipo de lamas que o processo está a produzir. Após uma correcta homogeneização da amostra, verter 1 litro de amostra para um cone Imhoff e após 30 minutos registar o volume de sólidos presentes abaixo da linha de líquido límpido. O valor obtido representa o volume de sólidos sedimentáveis por 1000 ml de amostra.

1.4 Carência química de oxigénio (CQO) – Método do dicromato de potássio

O método do dicromato de potássio para determinação da carência química de oxigénio, tem como base que a maioria dos componentes orgânicos de uma amostra, cerca de 95%, são oxidados na presença de uma solução de dicromato de potássio a elevada temperatura e em meio ácido.

Existe uma relação directa entre o consumo de dicromato durante a reacção de oxidação-redução do dicromato ($Cr_2O_7^{2-}$), que confere uma tonalidade laranja á solução absorvendo fortemente a 400 nm, a ião crómio (Cr^{3+}) de coloração azulada, absorvendo fortemente a 600 nm. Desta forma, concentrações de CQO entre os 100 e os 1000 mg/l (gama alta), com elevadas concentrações de ião crómio, devem ser lidas a 600 nm enquanto concentrações de CQO inferiores a 100 mg/l (gama baixa) devem ser lidas a 420 nm, seguindo

o decréscimo de dicromato de potássio e apesar de existir um incremento na adsorção devido ao ião crómio este é compensado pelo processo de calibração.

A tubos de vidro para espectrofotómetro adicionar 1.5 ml de solução de digestão de gama alta ou baixa, de seguida homogeneizar bem a amostra e pipetar 2.5 ml. Adicionar 3.5 ml de ácido sulfúrico e rolar os tubos. Agitar vigorosamente a solução mas ter precaução porque a reacção é fortemente exotérmica. Colocar no termo-reactor durante 2 horas a 148°C. Após este período retirar os tubos e deixar arrefecer à temperatura ambiente. Antes de proceder à leitura dos tubos no espectrofotómetro, limpar o exterior de forma a não existirem interferências. Medir a absorvância e consequentemente estimar a concentração de oxigénio através de rectas de calibração preexistentes e introduzidas no espectrofotómetro. Para efeito de correcção e controlo efectuar brancos, seguindo o mesmo protocolo substituindo a amostra por água destilada.

1.5 Carência bioquímica de oxigénio (CBO) – Método do oxitop

A Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO) é definida como a quantidade de oxigénio dissolvido consumido durante a oxidação biológica aeróbia da matéria orgânica e/ou inorgânica, contida na amostra, após incubação a 20 °C, em ambiente escuro. Este método aplica-se directamente, a todas as águas cuja CBO seja inferior a 4000 mg/L. Para valores mais elevados, deve-se diluir previamente a amostra.

Usa-se um equipamento que regista e armazena os valores de pressão negativa que se gera no “headspace” dos frascos – Oxitop. Pela acção microbiana a matéria orgânica é consumida e há consumo simultâneo de oxigénio. O CO₂ libertado é absorvido nas duas pellets de NaOH (~400mg) que se colocam na parte interior da tampa dos frascos. Para um volume de amostra adequado à sua concentração (Tabela A1.5.1), a quantidade de oxigénio que fica armazenado no headspace do frasco é suficiente para que o seu decréscimo seja detectado e a partir dele se possa calcular a carência bioquímica de oxigénio ao fim de 5 dias (CBO₅), com registo diário automático desse valor.

O valor da pressão é convertido em dígitos, entre 00 e 40. Valores entre 40 e 50 ainda são registados, mas já são valores pouco exactos. Os dígitos, multiplicados pelo factor correcto (Tabela A1.5.1), permitem obter a CBO₅, expressa em mg/L. O consumo de O₂ reflecte-se num abaixamento da pressão, que lhe é proporcional. O CO₂, resultante da oxidação do carbono, reage com NaOH, sendo anulado o seu efeito na pressão.

A presença de certas substâncias pode influenciar os resultados. Assim, substâncias tóxicas para os microrganismos, como bactericidas, metais pesados ou cloro livre, podem inibir

a oxidação bioquímica. As algas e/ou os microrganismos nitrificantes podem conduzir a resultados elevados.

Cada pessoa origina diariamente, em média, 50 g de CBO₅. As águas naturais não poluídas têm um valor de CBO₅ normalmente compreendido entre 1 mg/L e 3 mg/L. A CBO₅ dum esgoto doméstico, em média, não é muito elevada, rondando os 300 mg/L. Os efluentes das indústrias de laticínios, pelo contrário, têm valores que facilmente atingem 3000 mg/L, podendo ser ainda bastante mais altos, dependendo do processo ^[15].

Uma razão CBO/CQO elevada sugere uma grande proporção de material biodegradável. Para estimativa do Valor de CBO₅ considera-se que:

$$CBO_5(mgO_2/l) = \frac{CQO(mgO_2/l)}{2} \quad (A1.5.1)$$

Para um frasco de vidro escuro previamente lavado e com um agitador magnético, transfere-se o volume de amostra bem homogeneizada e gotas de inibidor de nitrificação – ATU, Aliltioureia (1mg/L), de acordo com a seguinte tabela:

Tabela A1.5.1: Tabela base para método Oxitop.

Intervalo de CBO ₅ esperado (mg O ₂ /l)	V amostra (ml)	Gotas de inibidor de nitrificação – ATU	Factor
0 - 40	472	9	1
0-80	365	7	2
0-200	250	5	5
0-400	164	3	10
0-800	97	2	20
0-2000	43.5	1	50

Foram de seguida adicionadas as duas pellets de NaOH a um adaptador de borracha que é colocado de forma a não haver contacto com a fase líquida sendo de seguida encaixado o Oxitop e tarado, premindo simultaneamente os botões M e S até que no visor indique 00.

Os frascos foram armazenados na incubadora a 20°C durante o período de 5 dias após os quais premindo repetidamente se podem verificar os registos diários dos valores medidos. O valor do quinto dia multiplicado pelo respectivo factor presente na tabela A1.5.1 representa o valor de CBO₅ em mg O₂/l

1.6 Determinação de sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV)

A filtração de um determinado volume de amostra através de um filtro de vidro previamente pesado e posterior secagem numa estufa a 105 °C permite quantificar os sólidos suspensos totais (SST). Se de seguida levamos a amostra a calcinar numa mufla a 550 °C conseguimos determinar a massa orgânica que volatilizou – sólidos suspensos voláteis (SSV) e a restante massa inorgânica em cinzas contida no filtro que corresponde aos sólidos suspensos fixos.

Para estabilizar o peso dos filtros e eliminar alguma impureza que pudesse influenciar os resultados finais os filtros foram humedecidos a vácuo e calcinados na mufla durante 30 minutos. De seguida deixar arrefecer no exsiccador até à temperatura ambiente. Pesam os filtros numa balança analítica ($P_{inicial}$) e instalá-los no sistema de filtração a vácuo.

Tabela A1.6.1: Tabela base de volumes a filtrar para método SST.

Tipo de amostra	Volume a filtrar (ml)
Afluente bruto	~ 50
Lamas biológicas	~ 5
Efluente tratado	~ 250

De acordo com a tabela A1.6.1 passar o volume aproximado correspondente a cada tipo de amostra bem homogeneizada e precavendo que não ficam sólidos não transferidos no material. De seguida colocar os filtros na estufa a 105 °C por um período mínimo de 2 horas, recomendado 24 horas. Retirar os filtros e transferi-los para o exsiccador até o arrefecimento à temperatura ambiente. Pesam os filtros na balança analítica (P_{estufa}). A diferença de massa entre o filtro com os sólidos e o filtro vazio por volume filtrado permite obter os sólidos suspensos totais (SST), de acordo com a seguinte equação:

$$SST(mg/l) = \frac{(P_{estufa} - P_{inicial})}{V_{amostra\ filtrada}} \quad (A1.6.1)$$

Depois de determinados os SST, os filtros a calcinar numa mufla a 550 °C durante 30 minutos, colocando o temporizador em contagem apenas quando a temperatura na mufla atingir os 550 °C.

Transferir para o exsiccador e deixar arrefecer até à temperatura ambiente. Pesam novamente os filtros (P_{mufla}). A diferença de massa entre o filtro com os sólidos secos e o filtro

com os sólidos calcinados por volume filtrado permite obter os sólidos suspensos voláteis (SSV), de acordo com a seguinte equação:

$$SSV(mg/l) = \frac{(P_{estufa} - P_{mufla})}{V_{amostra\ filtrada}} \quad (A1.6.2)$$

Depois de calcular os sólidos suspensos totais e os sólidos suspensos voláteis, podem se calcular os sólidos suspensos fixos através da seguinte equação:

$$SSF(mg/l) = SST - SSV \quad (A1.6.3)$$

1.7 Resultados do controlo analítico anual de Ereira

A temperatura é um factor vital para definir o crescimento microbiano e como tal a qualidade do efluente final. Cada tipo de lagoa possui a sua temperatura óptima de funcionamento. Para uma lagoa anaeróbia a temperatura óptima de funcionamento é de 30°C enquanto que a lagoa aeróbia tem uma temperatura óptima de funcionamento de 20°C. Existem sistemas de lagunagem que consideram a implementação de uma cobertura isolante na lagoa anaeróbia para se verificar um arrefecimento menos pronunciado da lagoa durante a noite e a temperatura permanecer mais elevada. O sistema de lagoas de Ereira apresenta variações reduzidas de temperatura entre a entrada e a saída do sistema (máximo do biénio de 3.7 °C). A gama de temperaturas a que o sistema está exposto varia entre 10.4 e 24.5 °C, apenas estando á temperatura óptima de funcionamento, entre 20 e 30 °C, nos meses de Maio a Outubro, verificando-se uma redução razoável de temperatura nos meses de Inverno como apresentado na figura seguinte:

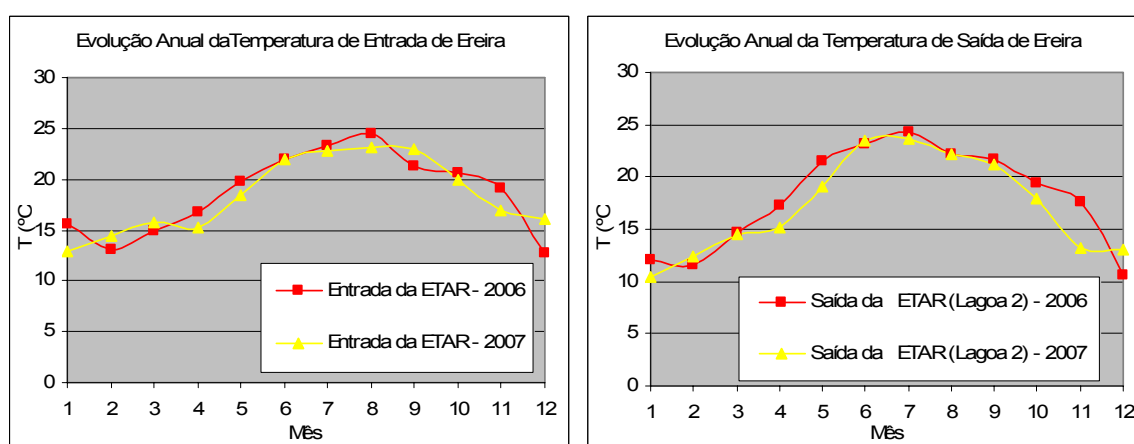


Figura A1.7.1: Evolução anual da temperatura nas lagoas de Ereira.

O pH de águas residuais é um elemento controlador do funcionamento do tratamento biológico e físico-químico devendo ser mantido entre 6 e 9 ^[4] à saída e os valores típicos de

entrada situam-se entre 6.8 e 7.5 ^[14]. Variações significativas deste valor podem ser indicativas da existência de descargas clandestinas.

O pH de entrada das lagoas (Anexo A1.1) apresentou um comportamento idêntico nos dois anos, com variações reduzidas e com valores de pH do afluente dentro dos limites estabelecidos apesar de verificarem regularmente pH na entrada superiores aos previstos. Entre a entrada e a saída para o mesmo mês, registou-se uma variação máxima de 0.60 (Julho de 2006) e entre anos uma variação máxima de 0.86 entre Julho de 2006 (8.30) e de Novembro 2006 (7.44) como apresentado na figura A1.7.2 Na entrada os pH variaram entre 8.10 e 7.32. O valor médio de entrada é de 7.64 enquanto que o valor médio de saída é de 7.79.

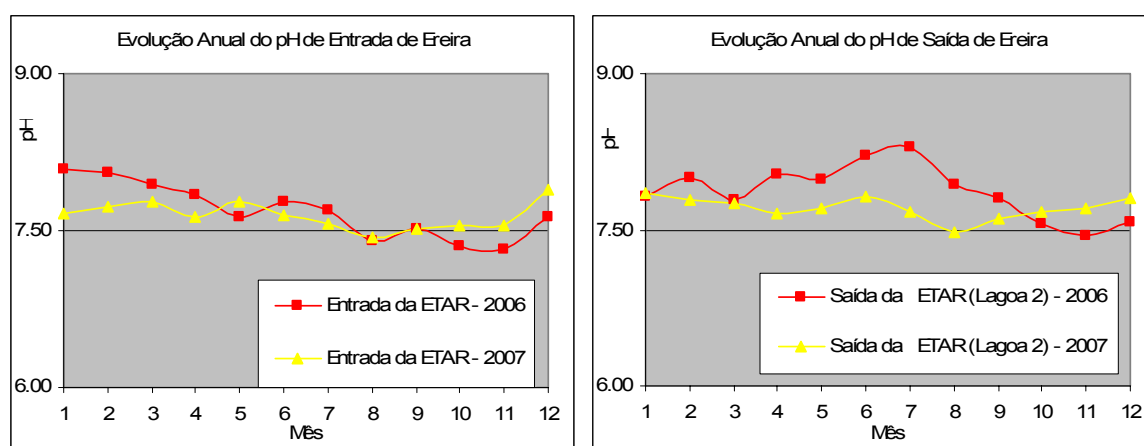


Figura A1.7.2: Evolução anual do pH nas lagoas de Ereira.

A carência química de oxigénio (CQO) (Anexo A1.4) existente nas correntes químicas de entrada e de saída é um parâmetro utilizado para medir a carga orgânica biodegradável ou não biodegradável de uma água residual com base no pressuposto que a maioria da carga orgânica pode ser oxidada por acção de um agente oxidante em condições ácidas por determinação da quantidade de oxigénio necessária para tal. Os valores típicos de um afluente doméstico situam-se entre 250 e 1000 mg O₂/l ^[12]. Os valores típicos de um afluente industrial são significativamente mais elevados, um afluente típico de porcos apresenta valores médios de CQO de 23 540 mg O₂/l ^[14]. Os valores na ETAR de Ereira situam-se tendencialmente dentro dos limites previstos como se verifica na figura A1.7.3. Verificam-se esporadicamente casos de descargas/chuvas intensas que conduzem a valores de CQO elevados ou baixos à entrada, respectivamente são os casos de Agosto de 2007 e Maio de 2007 que analisando a figura A1.7.7 coincidem com períodos de baixos/altos caudais que correspondem a afluentes mais/menos concentrados.

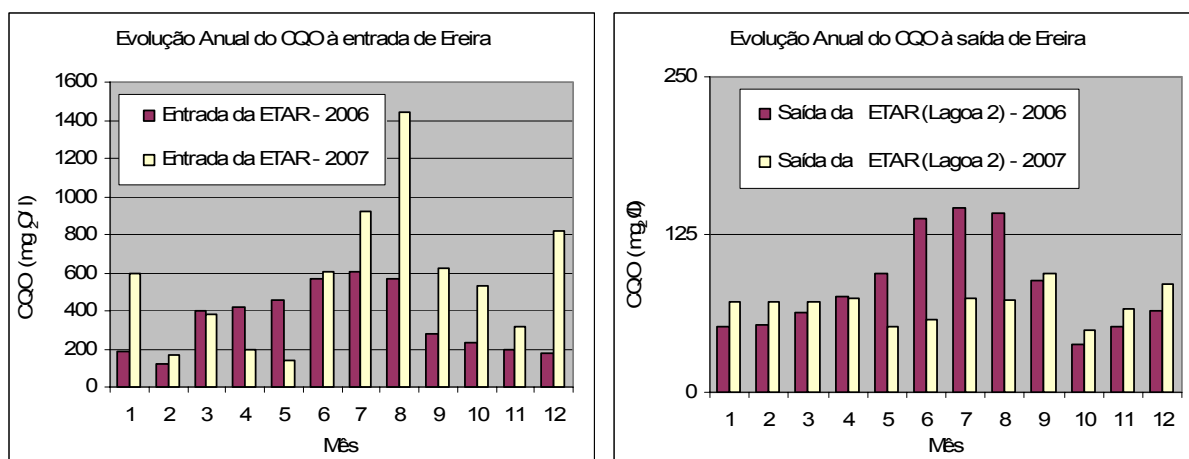


Figura A1.7.3: Evolução anual da CQO nas lagoas de Ereira.

O teste da carência bioquímica (CBO) (Anexo A1.5) de oxigénio mede a fracção biodegradável da matéria orgânica presente nas águas residuais, monitorizando a assimilação da matéria orgânica por microrganismos aeróbios durante um período definido de tempo e sobre condições controladas. O valor de CBO será sempre inferior ao valor de CQO uma vez que este último inclui ambas as matérias biologicamente ou quimicamente oxidadas. A razão entre CQO: CBO varia entre 1.25 e 2.50 ^[10] e pode ser um guia interessante do tipo de afluente a tratar e pode ser usada para estimar um dos parâmetros. As figuras seguintes mostram a variação de CBO anual que segue por norma a mesma tendência dos valores mensais de CQO.

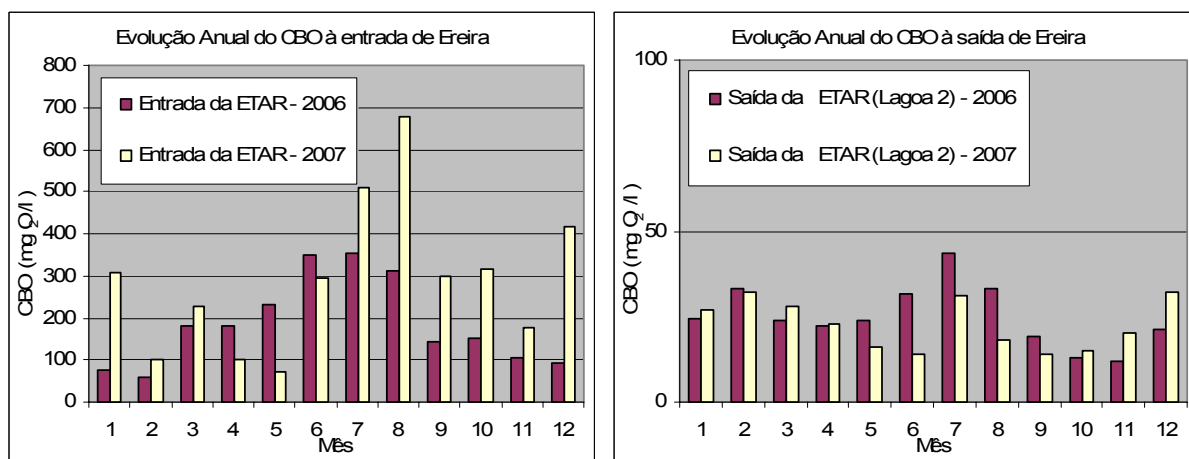


Figura A1.7.4: Evolução anual da CBO nas lagoas de Ereira.

Os sólidos suspensos totais (SST) (anexo A1.6) são um parâmetro que apresenta incumprimentos regulares da licença de descarga, que prevê neste caso uma redução de 90% da quantidade de sólidos do afluente.

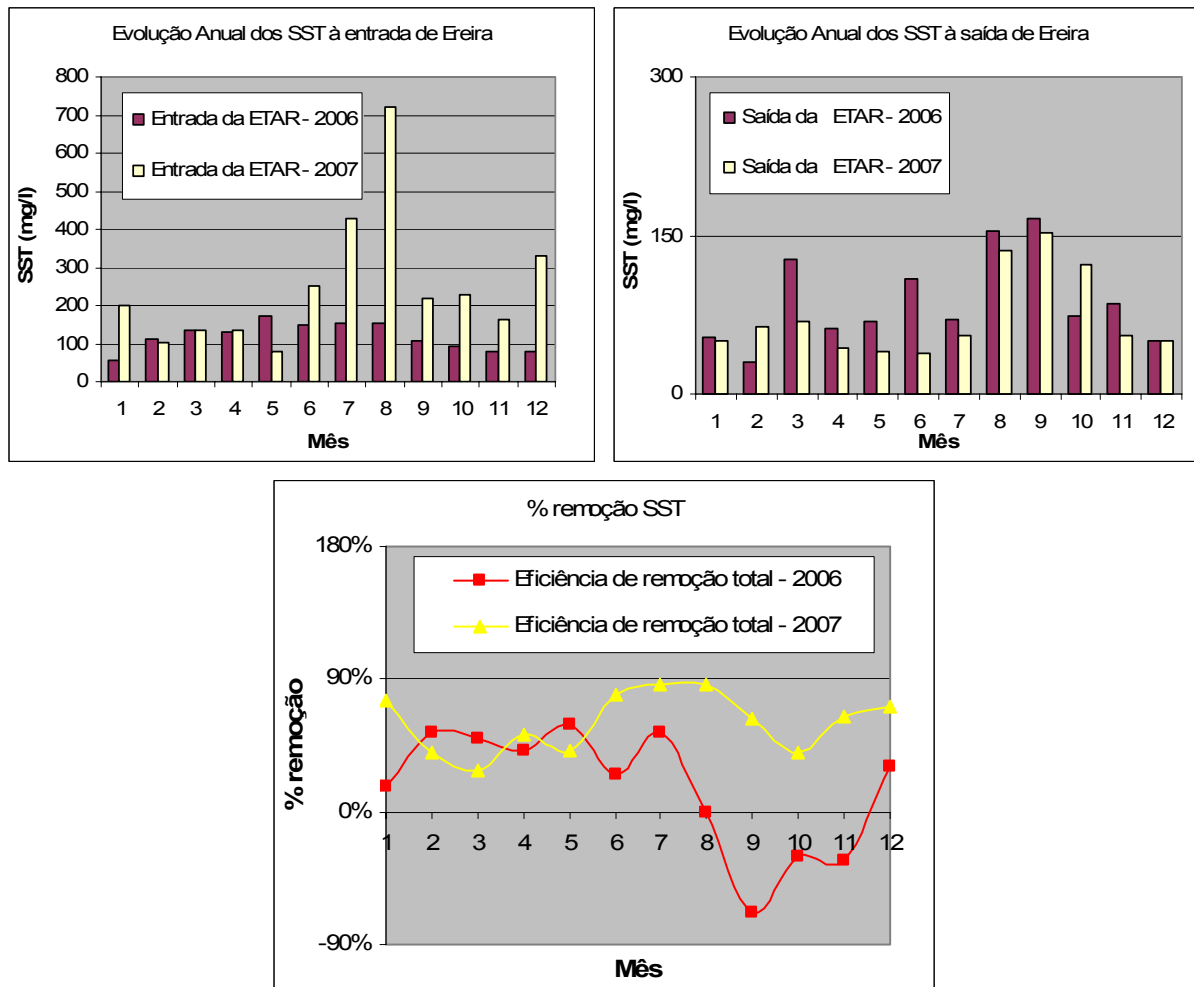


Figura A1.7.5: Evolução anual dos SST nas lagoas de Ereira.

A figura A1.7.5 verifica que as eficiências de remoção dos sólidos estão constantemente em valores inferiores aos da licença e verificam-se casos entre Setembro e Novembro de 2006 em que o efluente apresenta mais SST do que o afluente o que pode indiciar a presença de um elevado volume de lamas nas lagoa ou então a contaminação do efluente por factores externos.

[illegible]

Figura A1.7.6: Controlo analítico da ETAR de Ereira do ano 2005.

ANO 2006												
Caudal diário (m³/d)												
	Jan	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	11/06	21/06	31/06	4/06	5/06	6/06	7/06	8/06	9/06	10/06	11/06	12/06
	Média	Média	Média	Média	Média	Média	Média	Média	Média	Média	Média	Média
pH (escala Sörensen)	8,08	8,06	7,94	7,83	7,64	7,77	7,70	7,40	7,51	7,35	7,32	7,63
Temp. (°C)	15,6	13,1	15,0	16,8	19,8	22,0	23,2	24,5	21,2	20,6	19,1	12,7
OD (mg O ₂ /L)	0,69	0,65	1,03	0,41	0,29	0,19	0,23	0,31	1,00	0,74	0,57	0,42
Potencial redox (mV)	-	-	-	-	-	-	-	-	-229	-140	-235	-202
Condutividade (µS/cm)	-	968	1131	1410	1710	1814	1746	1749	1183	1080	1199	962
CaO ₂ (mg O ₂ /L)	187	122	400	423	455	568	601	567	277	237	193	179
CaO ₂ (mg O ₂ /L)	76	57	181	181	232	350	355	313	145	152	106	93
SST (mg/L)	58	111	133	128	171	153	153	154	105	95	79	80
SSV (mg/L)	50	86	105	109	150	122	114	120	87	78	64	58
SSF (mg/L)	8	25	23	19	21	23	39	34	18	18	9	23
pH (escala Sörensen)	7,83	7,96	7,75	7,72	7,58	7,66	7,52	7,59	7,49	7,37	7,44	7,54
Temp. (°C)	12,5	11,8	14,5	17,0	20,6	22,8	24,3	23,5	20,5	19,3	17,7	10,8
OD (mg O ₂ /L)	0,40	0,30	0,32	0,24	0,25	0,23	0,35	0,54	0,29	0,39	0,19	0,11
Potencial redox (mV)	-	-	-	-	-	-	-306	-342	-230	-194	-223	-226
Condutividade (µS/cm)	-	967	-	1266	1571	1730	1831	1657	1440	995	976	1135
CaO ₂ (mg O ₂ /L)	74	78	143	157	132	183	243	181	106	67	63	92
CaO ₂ (mg O ₂ /L)	37	47	70	64	51	80	58	47	47	38	64	55
SST (mg/L)	60	63	85	95	141	207	116	170	145	80	64	49
SSV (mg/L)	53	54	77	82	129	194	107	141	120	72	53	41
% SSV	882	902	922	912	942	942	922	822	822	832	832	842
CaO ₂ (%)	612	362	642	632	712	682	582	682	622	722	682	482
CaO ₂ (%)	522	192	612	642	782	772	772	812	672	692	642	312
SST (%)	-42	442	362	252	172	-382	242	-102	-392	172	192	392
pH (escala Sörensen)	7,81	8,01	7,78	8,03	7,98	8,21	8,30	7,33	7,80	7,55	7,44	7,57
Temp. (°C)	12,1	11,6	14,6	17,3	21,5	23,2	24,2	22,2	21,6	19,4	17,5	10,6
OD (mg O ₂ /L)	0,45	1,89	2,38	3,22	1,72	0,80	1,06	1,50	0,78	0,61	0,68	0,26
Potencial redox (mV)	-	-	-	-	-	-	-181	-	-143	-172	-163	-192
Condutividade (µS/cm)	-	1037	1120	1028	1303	1395	1409	1516	1417	1051	868	885
CaO ₂ (mg O ₂ /L)	52	54	63	75	95	138	147	142	89	38	51	65
CaO ₂ (mg O ₂ /L)	24	33	24	22	24	32	43	33	19	13	12	21
SST (mg/L)	54	30	128	61	68	110	71	154	166	73	86	50
SSV (mg/L)	50	39	119	61	60	98	61	135	143	65	77	46
% SSV	932	942	932	962	892	892	832	882	862	902	892	912
CaO ₂ (%)	592	462	822	802	792	752	752	752	572	652	632	592
CaO ₂ (%)	672	432	782	862	902	902	882	892	892	812	792	752
SST (%)	172	542	492	412	592	262	532	-12	-682	-312	-332	312
pH	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
CaO	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
CaO	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
SST	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
pH	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
CaO	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
CaO	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
SST	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C

Figura A1.7.7: Controlo analítico da ETAR de Ereira do ano 2006.

ANO 2007											
Caudal diário (m³/d)	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Sep	Out	Nov
	Média	Média	Média	Média	Média	Média	Média	Média	Média	Média	Média
Entrada da ETAR - 2007	pH (escala Sørensen)	7.67	7.73	7.77	7.77	7.65	7.56	7.44	7.52	7.55	7.55
	Temp (°C)	12.9	14.4	15.8	15.3	18.5	22.8	23.1	23	20	16.9
	OD (mg O ₂ /L)	0.60	1.17	0.83	-	1.18	0.27	0.32	0.38	0.83	0.73
	Potencial redox (mV)	-207	-164	-163	-213	-98	-230	-287	-282	-215	-214
	Condutividade (µS/cm)	1582	1061	1472	964	1021	1395	2036	1865	1546	1461
	CBOD ₅ (mg O ₂ /L)	595	163	383	191	136	602	925	620	534	318
	CBOD ₂₀ (mg O ₂ /L)	309	102	227	101	73	295	508	677	300	178
	SST (mg/L)	201	103	136	137	80	252	428	721	218	161
	SSV (mg/L)	167	87	107	105	65	194	308	529	162	135
	SSF (mg/L)	33	16	30	32	15	58	119	192	55	25
Lagoa 1 - 2007	pH (escala Sørensen)	7.56	7.72	7.62	7.44	7.64	7.5	7.47	7.34	7.5	7.65
	Temp (°C)	10.5	12.2	14.3	14.9	18.8	23.3	23	22	17.9	13.5
	OD (mg O ₂ /L)	0.26	0.56	0.56	-	3.23	1.55	0.38	0.18	0.36	0.43
	Potencial redox (mV)	-197	-216	-210	-150	4	-95	-252	-239	-256	-247
	Condutividade (µS/cm)	1395	1282	1256	1224	951	1195	2033	1784	1448	1302
	CBOD ₅ (mg O ₂ /L)	174	147	152	109	68	120	162	155	122	99
	CBOD ₂₀ (mg O ₂ /L)	105	98	75	61	18	48	63	66	42	53
	SST (mg/L)	73	87	85	68	59	70	104	135	117	98
	SSV (mg/L)	68	81	80	65	55	62	83	119	107	88
	% SSV	932	922	942	962	932	892	792	882	922	902
Eficiência de remoção lagoa 1 - 2007	CBOD ₅ (%)	712	102	602	432	502	822	832	802	692	812
	CBOD ₂₀ (%)	662	42	672	402	752	842	882	902	862	702
	SST (%)	642	162	382	502	262	722	762	812	462	512
	pH (escala Sørensen)	7.86	7.79	7.75	7.66	7.71	7.92	7.68	7.47	7.67	7.7
	Temp (°C)	10.4	12.4	14.5	15.1	19	23.5	23.7	22.2	17.9	13.2
	OD (mg O ₂ /L)	0.34	0.75	0.65	-	2.88	3.36	0.93	0.45	0.37	0.9
	Potencial redox (mV)	-200	-234	-206	-80	5	-42	-105	-247	-237	-210
	Condutividade (µS/cm)	1209	974	1176	1207	1021	956	1479	1605	1670	1419
	CBOD ₅ (mg O ₂ /L)	71	71	71	74	52	57	74	73	94	66
	CBOD ₂₀ (mg O ₂ /L)	27	32	28	23	16	14	31	18	14	20
Eficiência de remoção total - 2007	SST (mg/L)	50	64	68	44	41	39	56	136	152	122
	SSV (mg/L)	47	61	67	42	43	36	48	123	117	47
	% SSV	942	932	932	962	932	932	852	902	662	862
	CBOD ₅ (%)	872	422	692	502	592	872	922	832	852	722
	CBOD ₂₀ (%)	902	472	792	702	742	942	972	952	942	902
	SST (%)	752	402	282	532	422	802	862	632	402	652
	pH	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	CBOD	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	CBOD	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	SST	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
Verificação das normas de descarga VLE - 2007	pH	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	CBOD	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	CBOD	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	SST	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	pH	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	CBOD	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	CBOD	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	SST	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	% - 2007	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	SST	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
Verificação das normas de descarga % - 2007	pH	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	CBOD	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	CBOD	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	SST	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	pH	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	CBOD	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	CBOD	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	SST	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	% - 2007	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
	SST	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C

Figura A1.7.8: Controlo analítico da ETAR de Ereira do ano 2007.

Anexo 2 Métodos – Análises microbiológicas

2.1 Preparação dos meios

- Meio Plate Count Agar (PCA)

Pesar 23.5 g de meio desidratado e juntar água destilada de forma a perfazer 1 litro. Transferir para um frasco de shott com barra magnética e colocar no autoclave a 121°C durante 15 minutos. Deixar arrefecer até temperatura ótima para distribuir de forma asséptica pelas placas de petri estéreis. Deixar solidificar e colocar invertidas no frigorífico.

- Meio Plate Count Agar com ciprofloxacina (PCA c/cipro)

Pesar 23.5 g de meio desidratado e juntar água destilada de forma a perfazer 1 litro. Transferir para um frasco de shott com barra magnética e colocar no autoclave a 121°C durante 15 minutos. Deixar arrefecer até temperatura ambiente e adicionar assepticamente 4 ml de solução stock de 1g/l de ciprofloxacina e deixar a agitar por uns minutos. Distribuir de forma asséptica pelas placas de petri estéreis. Deixar solidificar e colocar invertidas no frigorífico.

- Meio m FC Agar (m-FC)

Pesar 52 g de meio desidratado e junta água destilada de forma a perfazer 1 litro. Transferir para um frasco shott e deixar agitar até homogeneizar a solução. Aquecer em água a ferver até dissolver a suspensão. Adicionar 10 ml de solução 1% Ácido rosólico em 0.2 M de NaOH. Continuar o aquecimento por 1 minuto. Não levar à autoclave. Se necessário ajustar o pH para 7.4 com HCl 1 M. Deixar arrefecer até temperatura ótima para distribuir de forma asséptica pelas placas de petri estéreis. Deixar solidificar e colocar invertidas no frigorífico.

- Meio m FC Agar com ciprofloxacina (m-FC c/cipro)

Pesar 52 g de meio desidratado e junta água destilada de forma a perfazer 1 litro. Transferir para um frasco shott e deixar agitar até homogeneizar a solução. Aquecer em água a ferver até dissolver a suspensão. Adicionar 10 ml de solução 1% Ácido rosólico em 0.2 M de NaOH. Continuar o aquecimento por 1 minuto. Não levar à autoclave. Se necessário ajustar o pH para 7.4 com HCl 1 M. Deixar arrefecer até temperatura ambiente e adicionar assepticamente 4 ml de solução stock de 1g/l de ciprofloxacina e deixar a agitar por uns minutos. Distribuir de forma asséptica pelas placas de petri estéreis. Deixar solidificar e colocar invertidas no frigorífico.

- Meio *m enterococos Agar* (m-enterococos)

Pesar 42 g de meio desidratado em água destilada de forma a perfazer 1 litro. Aquecer em água a ferver até dissolver a suspensão. Não levar ao autoclave. Deixar arrefecer até temperatura óptima (40-50°C) para distribuir de forma asséptica pelas placas de petri estéreis (4-6ml).

2.2 Preparação das soluções

- Solução Stock de ciprofloxacina a 1g/l

Dissolver 10 mg de ciprofloxacina em 10 ml de água destilada. Proceder à esterilização por filtração desta solução, sugando com uma seringa e filtrando através de uma membrana estéril de poro de 0,2 µm para um frasco universal de vidro também estéril. Envolver o frasco em papel de alumínio para proteger da luz e armazenou-se a 4 °C.

- Solução de Salina estéril

Dissolver 8.5 g de salina num litro de água destilada, em frasco de shott. Agitar até à dissolução completa do sólido. Distribuir 9 ml por tubo de ensaio, para as diluições ou manter no frasco para usar com auxiliar de filtração. Levar à autoclave a 121 °C e 1.2 bar durante 20 min.

2.3 Preparação dos meios confirmativos

- Meio confirmativo de coliformes fecais EC médium

Misturar 37 g de meio desidratado em 1 litro de água e aquecer ligeiramente para até dissolver completamente. Verter aproximadamente 8 ml para um tubo de ensaio e introduzir um tubo de ensaio invertido e para que este fique sem bolhas de ar e completamente mergulhado. Esterilizar na autoclave a 121-124 °C por 15 minutos.

- Meio confirmativo de enterococos fecais BLL enterococcosel

Suspender 56 g de pó em 1 litro de água. Aquecer ligeiramente com agitação frequente até dissolver por completo o pó. Autoclavar durante 15 min a 121°C.

2.4 Métodos de esterilização

- Calor húmido – autoclave

O calor húmido actua desnaturando e coagulando as proteínas das células microbianas, e de uma forma eficaz e com um baixo tempo de exposição elimina a maioria das bactérias.

O processo de autoclavagem é uma aplicação deste calor húmido expondo o material a vapor de água sob pressão, a 121°C e 1.2 bar durante 15min. É o processo mais usado e os materiais devem ser embalados de forma a permitirem o contacto total do material com o vapor de água. Deve ser realizado no vácuo para permitir que a temperatura não seja inferior à desejada, permitir a penetração do vapor nos poros dos corpos porosos e impedir a formação de uma camada inferior mais fria. A sua eficácia é validada pela utilização de indicadores químicos que mudam de cor consoante a temperatura (ex. tubos de Brown a fita adesiva Bowie-Dick).

Todos os materiais utilizados nas análises microbiológicas foram esterilizados por acção do calor húmido. São os casos dos frascos shott de recolha, os funis de filtração, os tubos e a solução de salina, entre outros.

- Calor seco – estufa

O calor seco actua oxidando os constituintes celulares orgânicos dos microrganismos mas de uma formas mais lenta do que o calor húmido e exige por isso, a exposição a temperaturas mais elevadas e por períodos de tempo mais longos.

Para aplicação deste calor seco são utilizadas as estufas. Os tempos necessários para uma correcta desinfecção variam com a temperatura aplicada.

Foi utilizado o calor seco para a esterilização das pipetas de vidro usadas na filtração, colocadas em estojos metálicos furados numa estufa a 180°C durante duas horas, sendo depois fechados.

2.5 Método de filtração – Membrana filtrante

A análise das populações bacteriologias de uma água é realizada frequentemente pela técnica da membrana filtrante. O princípio de base desta técnica assenta em fazer passar por um volume conhecido de amostra por uma membrana de porosidade baixa e desta forma reter todas as bactérias na membrana (Figura A2.5.1). Todo o processo de filtração tem de ser realizado em condições assépticas, sobre a maior proximidade possível da chama.

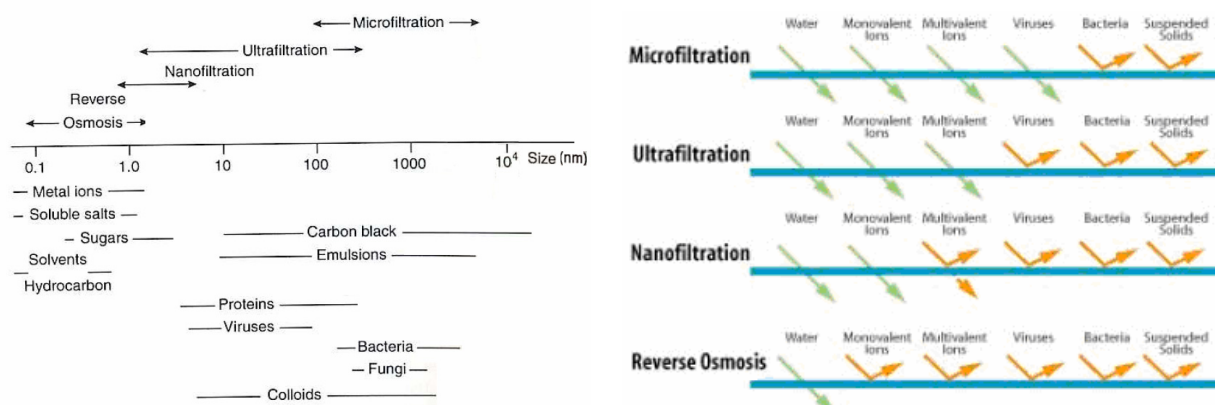


Figura A2.5.1 Gama de processos de filtração e correspondentes dimensões de microrganismos. ^[10]

Os filtros utilizados apresentam poros de 0,45 μm de forma a garantir a retenção das bactérias e por consequente dos sólidos suspensos sobre a superfície do filtro como ilustrado na figura A2.5.1. Após fixar o funil na base da rampa de filtração, colocar uma pinça de extremidades planas flamejada e arrefecida, a membrana esterilizada com a grelha voltada para cima e centrado sobre o suporte poroso do funil (Figura A2.5.2).



Figura A2.5.2: Esquema tipo de montagem para método da membrana filtrante. ^[12]

De seguida colocar uma quantidade indeterminada de solução de salina para humedecer o filtro permitindo uma melhor aderência, melhor distribuir a amostra por toda a superfície do filtro e diluir um pouco a amostra uma vez que esta apresenta uma osmolaridade equivalente à das células e poderia se verificar a sua plasmólise. Com o auxílio de pipetas estéreis adicionar 1 ml de amostra diluída e iniciar a filtração sobre vácuo.

Após a passagem de todo o volume líquido, desligar a válvula de vácuo da rampa de filtração e retirar assepticamente a membrana com a pinça esterilizada e colocá-la com a face sem grelha em contacto com o meio da placa de petri. Para cada diluição realizaram-se duplicados. Inverter a placa de petri e consoante o meio utilizado incubar adequadamente.

Foram realizadas análises microbiológicas às três ETARs seguindo um esquema de diluições ^[14] que assenta em 3 diferentes diluições de cada amostra. Dilui-se para que a amostra filtrada tenha entre 20 e 80 células que após a incubação originam UFC. Em Ereira as diluições variaram entre 10^{-5} e 10^{-1} no afluente e entre 10^{-4} e 5×10^{-1} no efluente. Em Carapinheira as diluições variaram entre 10^{-5} e 10^{-1} no afluente e entre 10^{-4} e 10 no efluente. Em Montemor as diluições variaram entre 10^{-5} e 10^{-2} no afluente e entre 10^{-5} e 1 no efluente.

Após cada período de incubação, foram contadas as unidades formadoras de colónias visíveis, entre 20 e 80, e consoante a diluição, foram estipuladas as UFC por cada mililitro de amostra.

2.6 Método de incubação e confirmativos

- Meio Plate Count Agar e Plate Count Agar com ciprofloxacina (PCA e PCA c/cipro)

Dia 1: Filtrações

Método da membrana filtrante.

Dia 2: Obtenção dos resultados

Proceder com a contagem das unidades formadoras de colónias, após as 24 horas de incubação a 30 °C. As colónias tem uma coloração amarela, de elevada transparência, apresentam pequenas dimensões e o erro associado à enumeração das colónias é elevado (Figura A2.6.1).

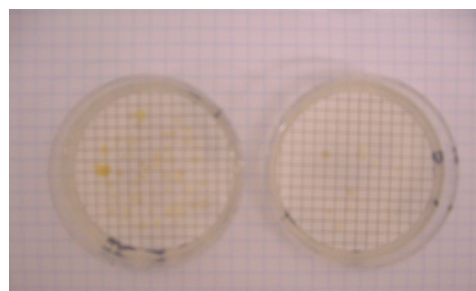


Figura A2.6.1: Heterotróficos totais

Dia 3: Obtenção dos resultados

Proceder com a contagem das unidades formadoras de colónias, após as 48 horas de incubação a 30 °C. As colónias apresentam maiores dimensões e são visivelmente mais fáceis de enumerar. O erro associado à contagem é menor e por isso os resultados das enumerações a 48 horas foram os adoptados para efeito de comparação.

- Meio *m FC Agar* e *m FC Agar* com ciprofloxacina (m-FC e m-FC c/cipro)

Dia 1: Filtrações

Método da membrana filtrante.

Dia 2: Obtenção dos resultados

Proceder com a contagem das unidades formadoras de colónias, após as 24 horas de incubação a 44.5 °C sobre um banho de água para manter a temperatura estável.

Esta temperatura elevada é supressora do crescimento das bactérias não fecais e favorece a selectividade do crescimento das populações. À medida que as colónias de coliformes fecais vão crescendo, elas produzem por fermentação da lactose que reage com o corante anilina do meio e confere às colónias uma coloração azul.

Verifica-se no entanto, o crescimento regular de outras colónias de diferente aspecto morfológico, coloração rosa e cinza (Figura A2.6.3). A contagem deve ser por isso parcial em termos de cada uma das colónias tipo, respectivamente: azuis, rosas e cinzas.

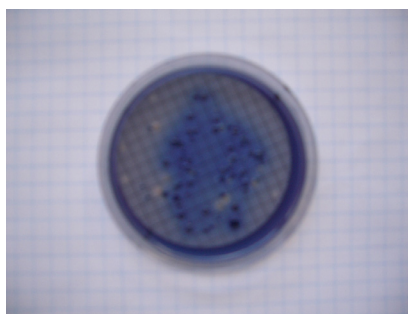


Figura A2.6.3: Colónias de coliformes fecais e montagem de incubação.

Confirmar pelo menos 5 colónias típicas em m-FC, por inoculação de cada uma em meio EC, retirando uma a uma e introduzindo num tubo pré preparado com o meio EC e um tubo de fermentação invertido (Figura A2.6.4).

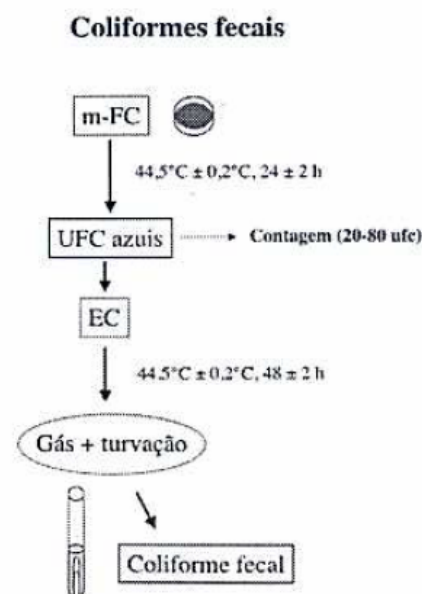


Figura A2.6.2: Coliformes fecais

Dia 4: Resultados dos confirmativos

A presença de gás no tubo de fermentação e a presença de turvação no meio EC após 48 horas confirma a presença de coliformes fecais. Devem ser testadas vários tipos de colónias e por consequência devem ser rejeitadas todas aquelas que apresentarem confirmativos negativos. (Figura A2.6.4).



Figura A2.6.4: Método aplicado em comprovativos de Coliformes Fecais – esquerda e respectivos resultados ao teste – direita (positivo direita/negativo esquerda).

- Meio *m enterococos* Agar (m-enterococos)

Dia 1: Filtrações

Método da membrana filtrante.

Dia 3: Obtenção dos resultados

Proceder com a contagem parcial das unidades formadoras de colónias, após as 48 horas de incubação a 36 °C. As colónias apresentam cor vermelha, castanha ou rosa.

Com uma ansa esterilizada, inocular metade de uma colónia e riscar

numa placa de petri com o meio BEA. Inocular a restante colónia para uma lâmina de vidro com uma gota de peróxido de hidrogénio a 2% (v/v). A reacção provocada pela enzima catalase decompõe o peróxido de hidrogénio em água e oxigénio que será libertado. Neste caso o teste da catalase é positivo (Figura A2.6.6-imagem do meio - direita).

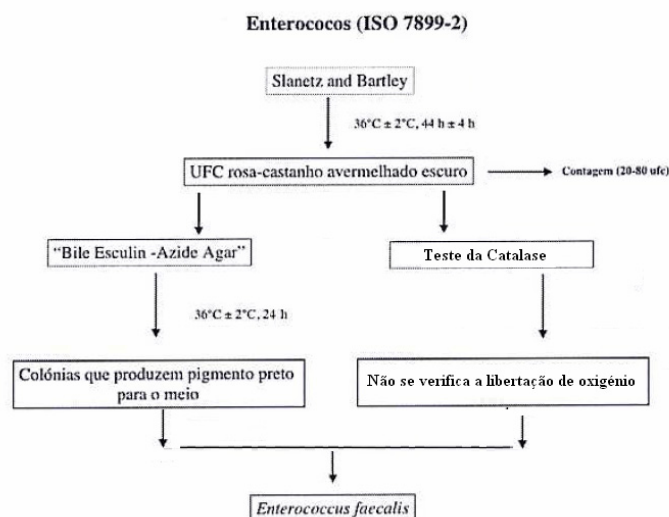


Figura A2.6.5: Enterococos

Para se confirmar as colónias com de enterococos o teste deverá ser negativo (Figura A2.6.6-imagem do meio -esquerda)

Dia 4: Resultados dos confirmativos

A presença de colónias pretas no meio BEA após 24 horas indica a presença de coliformes fecais. A junção deste teste positivo com o teste negativo da catalase comprova a presença de uma colónia de enterococos fecais (Figura A2.6.6).



Figura A2.6.6: Método aplicado em comprovativos de Enterococos – esquerda e respectivos resultados ao teste da catalase – meio (positivo direita/negativo esquerda) e BEA – esquerda.

As eficiências de remoção do processo (%*processo*) dos microrganismos de cada uma das ETARs foram calculas com base em:

$$\%processo = \frac{UFC_{Afluente} - UFC_{Efluente}}{UFC_{Afluente}} \times 100 \quad (2.6.1)$$

A percentagem de microrganismos resistentes à ciprofloxacina (%*resistentes*) de cada corrente foi calculada pela seguinte fórmula:

$$\%resistentes = \frac{UFC_{resistentes\ à\ ciprofloxacina}}{UFC_{Totais}} \times 100 \quad (2.6.2)$$

2.7 Organismos presentes nas lagoas

Em particular é notório a presença de algas no sistema de lagoas como podemos verificar na figura A2.7.1.

Estas algas têm particular incidência nos meses quentes de verão e com o seu aparecimento registam-se por norma valores de pH elevados no sistema de lagoas. A lagoa anaeróbia apresenta frequentemente nestes meses, organismos que a dotam de uma tonalidade rosa – acastanhada, enquanto que a lagoa aeróbia apresenta frequentemente uma tonalidade verde (figura A2.7.1).



Figura A2.7.1: Sistemas de lagoas de Ereira.

Tabela A2.7.1: Comparação dos quatro principais grupos de algas presentes em processos de lagunagem. ^[14]

Características	Grupos de algas			
	Verdes - Azuis	Pigmentadas Flageladas	Verdes	Diatomáceas
Cor	Verdes - Azuis	Verdes ou castanhas	Verdes	Castanhas
Grânulos de Amido	Ausente	Presente ou Ausente	Presente	Ausente
Cobertura gelatinosa	Presente	Geralmente ausente	Geralmente ausente	Geralmente ausente
Núcleo	Ausente	Presente	Presente	Presente
Flagelo	Ausente	Presente	Ausente	Ausente
Parede da Célula	Inseparável da cobertura gelatinosa	Delgada ou ausente	Semí-rígida, macia ou com espículas	Muito rígida, com marcas regulares

A análise ao microscópio não foi conclusiva, no entanto podem ser conjugados os factores mencionados com a presença de algas verdes – azuis, tabela A2.7.1, conhecidas como cianofíceas ou cianobactérias. As águas com estas algas são consideradas usualmente como prejudiciais uma vez que estão por norma associadas à produção de maus cheiros e formação de algumas toxinas com efeitos nefastos para os animais que as bebem.

De uma forma mais estável, durante todo o ano verifica-se uma tonalidade verde na lagoa aeróbia que poderá estar intimamente relacionada com a presença de algas verdes (tabela A2.7.1), pertencentes às clorofitas, e em particular do género *Chlorella*.

As algas pigmentadas podem ser dotadas de coloração verde ou castanha e têm a capacidade de se deslocarem através do meio onde proliferam. Entre outras destacam-se as algas pigmentadas do género *Euglena* e *Chlamydomonas*. As diatomáceas são geralmente encontradas em lagoas de estabilização e destacam-se por possuírem uma parede celular muito rígida, de natureza siliciosa (tabela A2.7.1).

Anexo 3 Métodos – Simulação de escoamento ^[9]

O ficheiro que contém a malha a ser usada neste exercício (20090703_Final.msh) pode ser obtido no CD em anexo. Grave o ficheiro na sua pasta de trabalho. Poderá executar o Fluent a partir de qualquer computador ligado à FEUPnet, activando o Microsoft Internet Explorer e consultando o endereço <http://apps.fe.up.pt/>, depois da validação de utilizador seleccionar a ferramenta FLUENT 6.3.26 segundo a figura A 3.1.

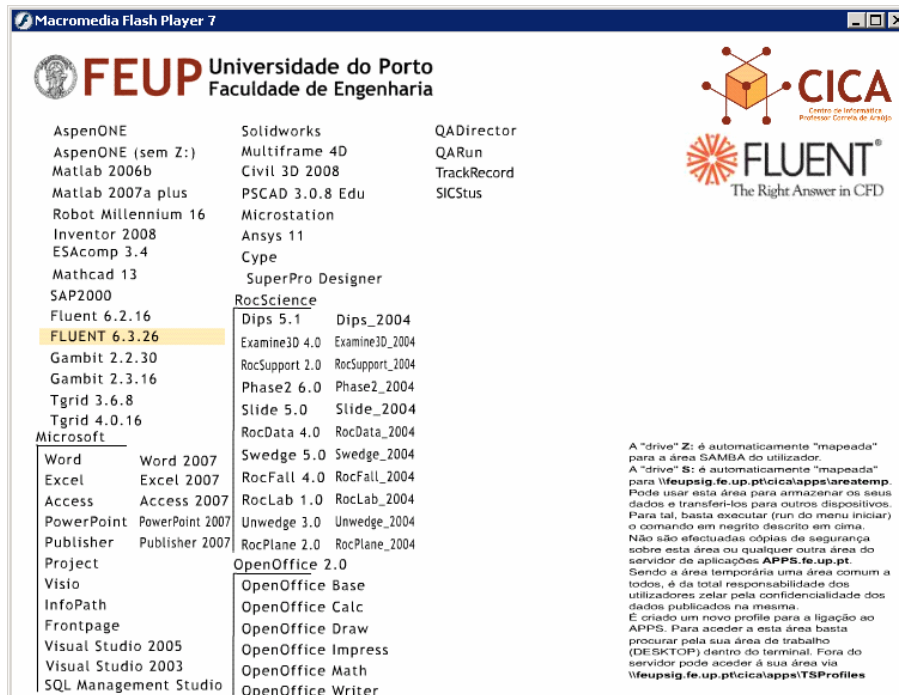


Figura A 3.1: Janela de aplicações da FEUP.

Comece por escolher a versão “3ddp” do programa, que serve para simular escoamentos bidimensionais (3d) usando variáveis com precisão dupla (dp).

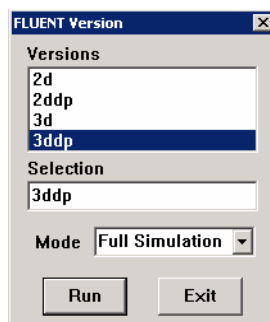


Figura A 3.2: Selecção da versão do programa.

Proceda à leitura do ficheiro que contém a malha (20090703_Final.msh):

File → Read → Case...

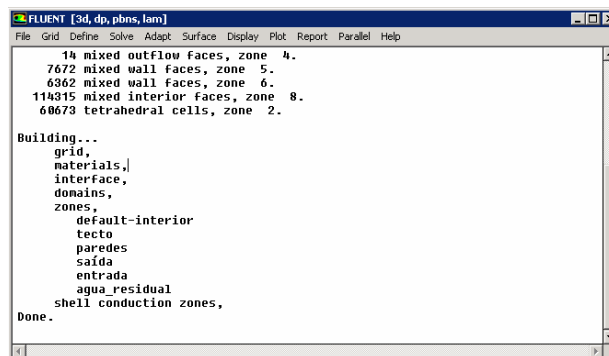


Figura A 3.3: Importar a Malha.

Podemos começar por efectuar uma verificação da malha importada:

Grid → Check

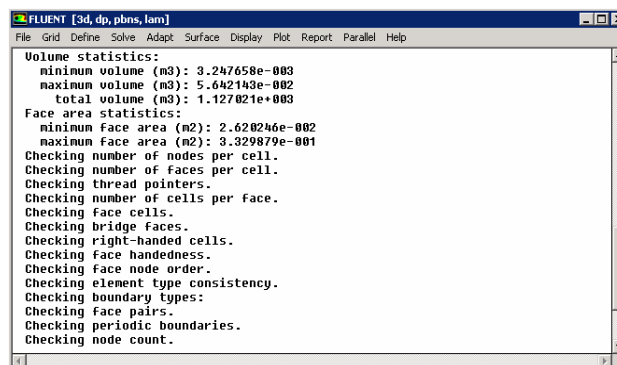


Figura A 3.4: Verificar a Malha.

Alguns parâmetros geométricos são apresentados, os quais poderão servir para verificação da qualidade da malha. Por exemplo, indica-se o volume máximo e mínimo dos vários elementos que constituem a malha (volumes de controlo), bem como os valores máximos e mínimos das áreas das faces que delimitam os vários volumes de controlo. A indicação de um volume de controlo ou de uma face de valor negativo é inaceitável, sendo possível, desta forma simples, verificar se a malha importada poderá ou não ser usada na simulação.

A malha usada neste exercício tem as dimensões de $14.5 \times 22.5 \times 3 \text{ m}^2$ e de $26 \times 40 \times 2 \text{ m}^2$. No presente exercício irá considerar-se que o sistema possui uma corrente de entrada (definida como entrada) e uma corrente de saída (definida como saída). Todas as restantes fronteiras do sistema foram definidas no programa gerador de malha (Gambit) como paredes (wall), divididas em dois sectores paredes e tecto, a segunda considerada sem atrito.

A visualização gráfica da malha pode ser efectuada usando o seguinte comando:

Display → Grid (Display)

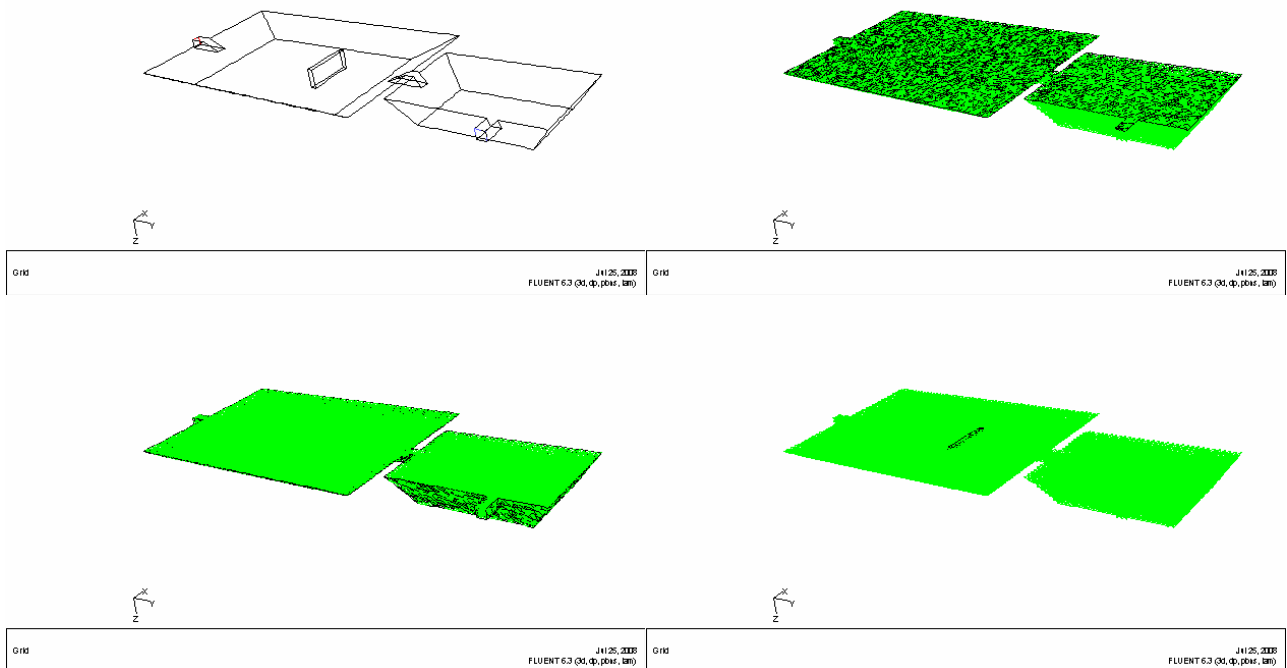


Figura A 3.5: Visualizar a Malha.

Caso pretenda deslocar a malha poderá usar o botão do lado esquerdo do rato e arrastar a mesma para a posição desejada. É ainda possível fazer zoom da malha de forma a analisar com detalhe uma porção desta. Para tal, deverá previamente efectuar o seguinte comando:

Display → Mouse Buttons

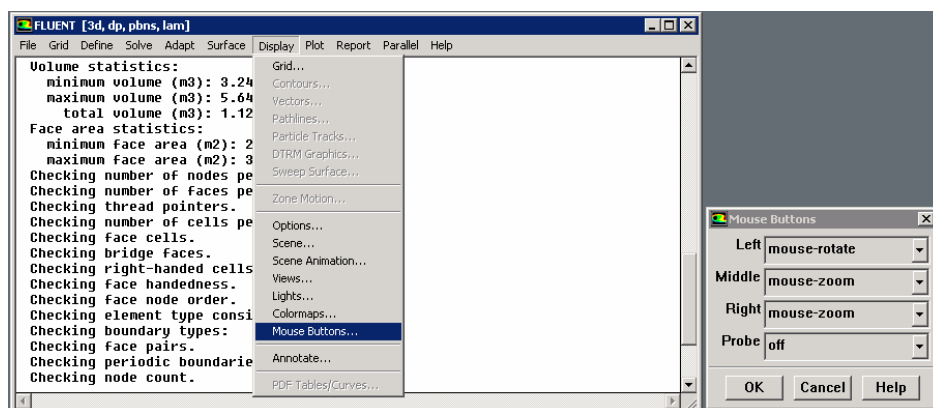


Figura A 3.6: Alteração das configurações do rato.

Um pequeno menu é apresentado onde se indicam as funções de cada um dos botões do rato. Poderá, por exemplo, alterar a função do botão direito do rato para “mouse-zoom”. Desta forma é possível efectuar zoom-in e zoom-out usando o botão direito do rato. Para fazer zoom-in premir o botão direito do rato no ponto superior esquerdo da figura que pretende ampliar e arrastar o rato (continuando a premir o botão) até ao ponto inferior esquerdo da zona que pretende ampliar; Para efectuar zoom-out da imagem deverá premir o botão direito do rato e arrastá-lo na direcção NW, mantendo o botão direito do rato pressionado. Quanto menos arrastar o rato com o botão pressionado maior será o grau de zoom-out (ou de zoom-in).

Passo 1 – Simulação de escoamento em estado estacionário

A simulação ao caudal mínimo possui um baixo número de Reynolds, então processa-se em regime laminar, o qual é definido em:

Define → Models → Viscous

Os tipos de escoamento alternativos seriam o caso ideal de um fluido invíscido (i.e., de viscosidade nula - escoamento irrotacional) ou escoamento em regime turbulento, aplicado em ensaios de caudal médio e máximo (para o qual existem várias equações aproximadas para modelar a turbulência, entre elas utilizou-se o modelo k- ϵ).

Vamos agora definir as propriedades do fluido em estudo. Para tal deverá executar o comando:

Define → Materials

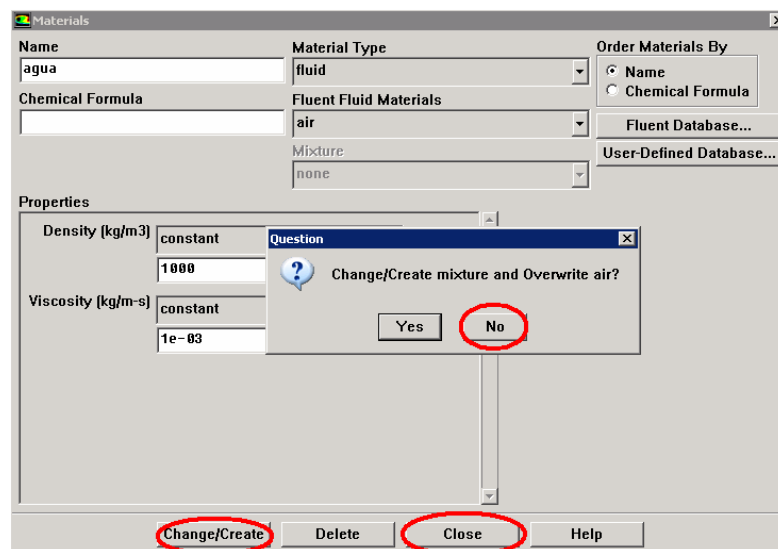


Figura A 3.7: Definir materiais.

Conforme pode verificar no menu que surge clicando em Database..., o Fluent possui uma base de dados com diversos compostos, para os quais estão pré-definidas as propriedades físicas relevantes. Neste exemplo foram criados dois fluidos de propriedades físicas iguais: água e tracer. Na base de dados do Fluent já existia o fluido água (denominado water-liquid (h2o <l>)) com as seguintes propriedades: $\rho = 998.2\text{kg/m}^3$ e $\mu = 0.001003\text{kg/m.s}$. Contudo, por uma questão de simplicidade no tratamento de resultados, definir um fluido com propriedades semelhantes às da água: $\rho = 1000\text{kg/m}^3$ e $\mu = 0.001\text{kg/m.s}$.

Passemos agora à definição das condições fronteira deste problema. Para activar o respectivo menu deverá executar o comando:

Define → Boundary conditions

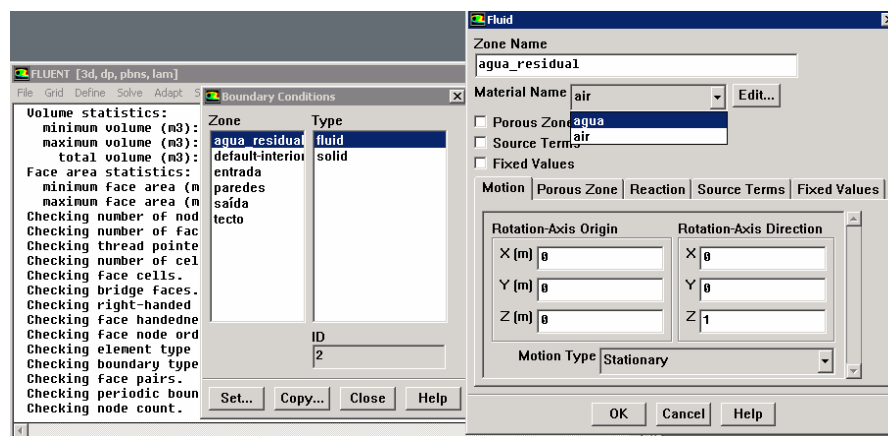


Figura A 3.8: Condições fronteira de zona contínua.

É necessário alterar as condições de escoamento dinâmico seleccionando o material água em substituição ao ar. De seguida estipular a velocidade de entrada do fluido, que no presente exemplo irá tomar o valor de 0.0001 m/s (“Magnitude, Normal to boundary”).

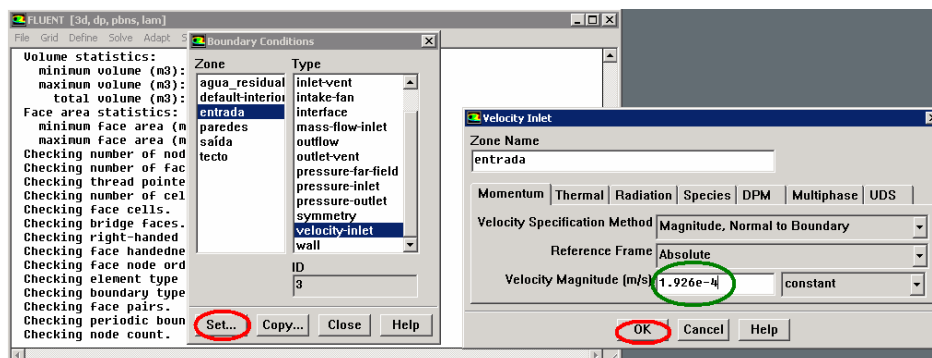


Figura A 3.9: Condições fronteira de entrada.

Nestas condições o número de Reynolds, definido em termos das condições de entrada, será:

$$Re = \frac{\rho UH}{\mu} \quad (A 3.1)$$

sendo U a velocidade média na secção de entrada, de dimensão H . A zona intitulada “saída” corresponde à fronteira de saída, devendo ser confirmada como “outflow”: O parâmetro Flow Rate Weighting indica a fracção do caudal de saída que abandona o sistema pela fronteira em causa. Neste caso, dado que apenas existe uma fronteira de saída, a fracção do caudal de saída do sistema pela saída será unitária.

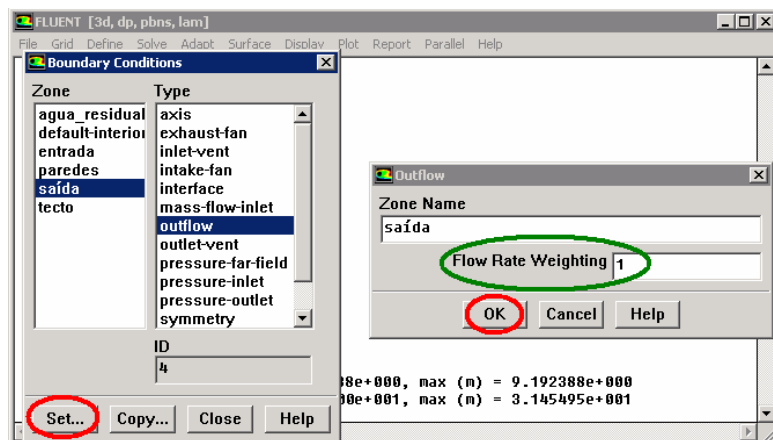


Figura A 3.10: Condições fronteira de saída.

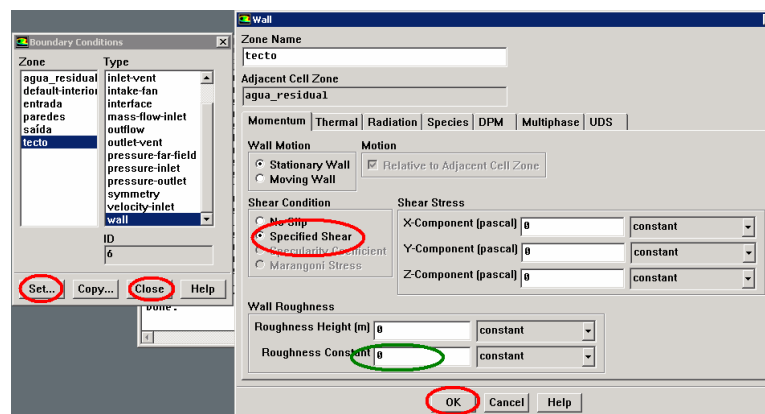


Figura A 3.11: Condições fronteira do tecto.

Para garantir que o tecto não tenha o comportamento de uma parede típica, teremos de garantir que este não apresenta qualquer tenção de corte, seleccionando Specified Shear, e zerando todos os valores. No regime turbulento, a rugosidade, por consequente terá de ser também 0. (Figura A 3.11)

Dado que estamos a simular o escoamento de um fluido incompressível torna-se necessário definir a pressão de trabalho num ponto do domínio de cálculo, o que pode ser efectuado com o comando:

Define → Operating conditions

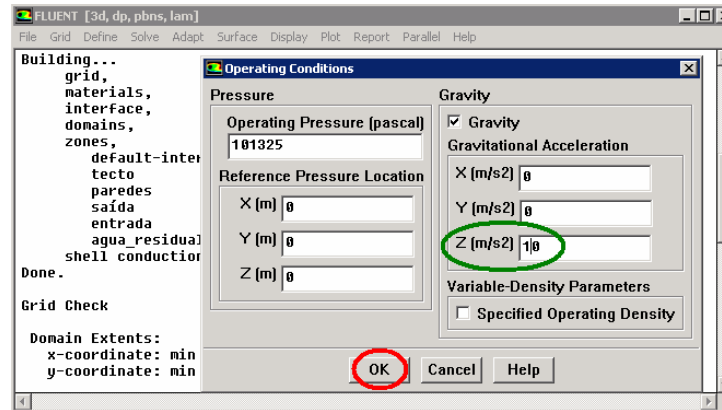


Figura A 3.12: Condições de operação.

Neste caso iremos definir (arbitrariamente) que no ponto de coordenadas (0,0) a pressão é 101325 Pa (note que como o fluido é incompressível a solução que se obterá numericamente é completamente independente do valor arbitrado para a pressão), definimos também a acção da força gravítica seleccionando uma aceleração da gravidade no eixo z de 10 m/s^2 .

Neste momento estamos praticamente aptos a executar a simulação, faltando apenas escolher o método de cálculo para obter a solução numérica. Para tal deverá executar o comando:

Define → Models → Solver

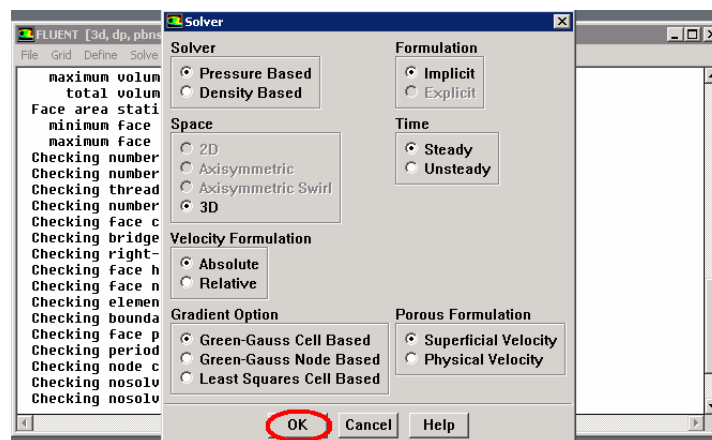


Figura A 3.13: Modelo do Solver.

Automaticamente surgirá o seguinte menu, que permite decidir, entre outros aspectos, se as equações às derivadas parciais de balanço de massa e de quantidade de movimento (as chamadas equações de Navier- Stokes) serão integradas independentemente umas das outras de forma sequencial (“Segregated”) ou em simultâneo (“Coupled”) e se a solução numérica deverá ser obtida por via transiente (“Unsteady”) ou de forma iterativa (“Steady”). Se soubermos à priori que estamos perante um escoamento transiente, então é imperativo usar a Formulação “Unsteady” para prever correctamente o escoamento ao longo do tempo. Se o escoamento for estacionário (ou se apenas estivermos interessados na solução de estado estacionário) será preferível usar a formulação “Steady”. No entanto também poderá ser usada a formulação “unsteady”, interessando-nos apenas a solução final que se obtém para estado estacionário.

Na primeira parte deste exemplo, como estamos a estudar a hidrodinâmica do escoamento em estado estacionário, deverão manter-se os parâmetros que o Fluent apresenta por defeito, que são ilustrados na figura anterior.

Para dar início à simulação propriamente dita é necessário inicializar todos os campos, o que poderá ser efectuado com o comando:

Solve → Initialize → Initialize

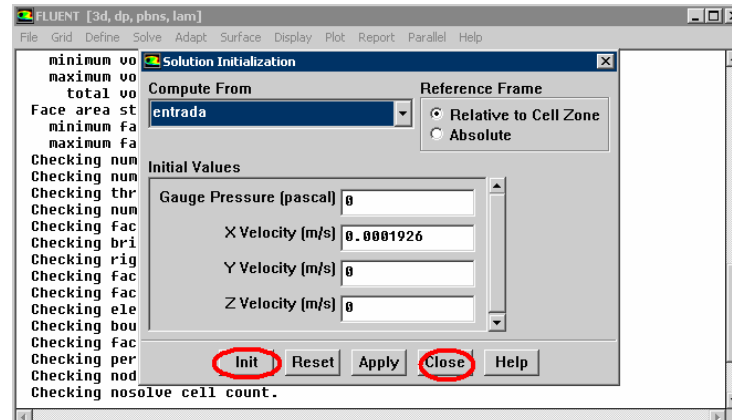
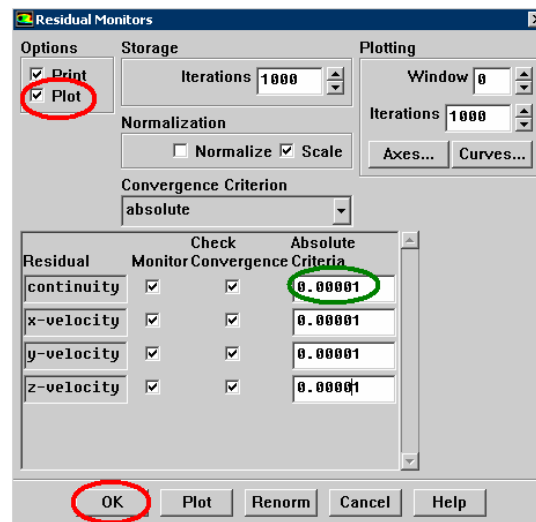


Figura A 3.14: Inicializar.

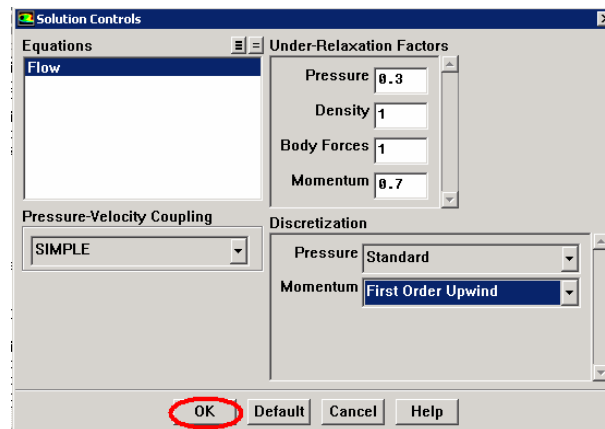
Vamos proceder, por exemplo, a um arranque a partir das condições de entrada de velocidades e pressão, pelo que apenas basta pressionar os botões “Init” e seguidamente “Close”.

É importante acompanhar a evolução dos resíduos ao longo do processo iterativo (para poder facilmente verificar se o cálculo está a convergir ou a divergir), pelo que deverá activar o comando que indica ao programa para efectuar um gráfico com os resíduos das várias equações:

Solve → Monitors → Residual**Figura A 3.15:** Monitorização dos residuais.

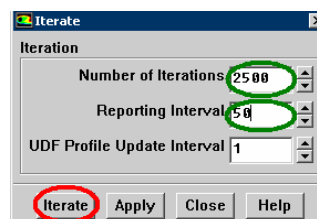
Seleccionar a opção Plot e baixar os critérios de convergência dos diversos resíduos de 10^{-3} para 10^{-5} para garantir inequivocamente que o processo iterativo de solução dos sistemas de equações lineares, que resultam da discretização das equações de transporte, converge completamente. As fontes de erro numérico podem ter origem num grau insuficiente de refinamento da malha e/ou nos erros numéricos dos esquemas de discretização espacial e temporal (no caso de simulações transientes) utilizados.

Refira-se que o Fluent discretiza os vários termos das equações de balanço usando diferenças centradas, que possuem precisão de 2ª ordem. A excepção vai para o termo convectivo das equações, em que o utilizador deverá escolher qual o esquema de discretização a ser usado, de entre as várias opções possíveis (First Order Upwind, Second Order Upwind, Power Law e QUICK). O esquema menos preciso é o esquema de diferenças de montante (First Order Upwind) e o mais preciso é o QUICK (pode alcançar precisão de 3ª ordem, sendo frequentemente de 2ª ordem). Também se poderia optar por gerar uma nova malha, mais refinada que a presentemente utilizada. A desvantagem deste procedimento reside no facto de quanto mais refinada for a malha, mais tempo de computação é necessário para alcançar a solução. Por defeito, o Fluent utiliza o esquema de diferenças de montante (First Order Upwind) devido à sua elevada estabilidade. Este foi o esquema utilizado sendo apenas adoptado o esquema Second Order Upwind para as experiências de tracer. Para tal deverá executar o comando:

Solve → Controls → Solution**Figura A 3.16:** Esquema de discretização.

escolher a opção First Order Upwind na discretização dos termos convectivos das equações de conservação da quantidade de movimento e reduzir os critérios de relaxamento para metade.

Para dar início à simulação:

Solve → Iterate**Figura A 3.17:** Iterações.

indicando um número razoável de iterações (p. ex. 2500) para garantir que o processo iterativo converge. Para evitar atrasos desnecessários sugere-se que o “Reporting Interval” seja por exemplo 50, o que quer dizer que apenas de 50 em 50 iterações é que os valores são actualizados no gráfico dos resíduos e na interface do Fluent.

Podemos de seguida passar a representar os resultados numéricos de forma gráfica. É possível gerar gráficos de contornos (“contour plots”), bem como representações dos vectores velocidade no domínio de cálculo (“vector plot”), entre outros, utilizando os comandos.

Display → Contours/Vectors

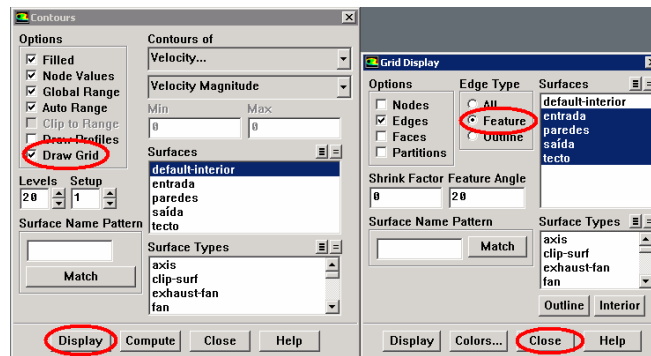


Figura A 3.18: Propriedades dos gráficos de Contornos.

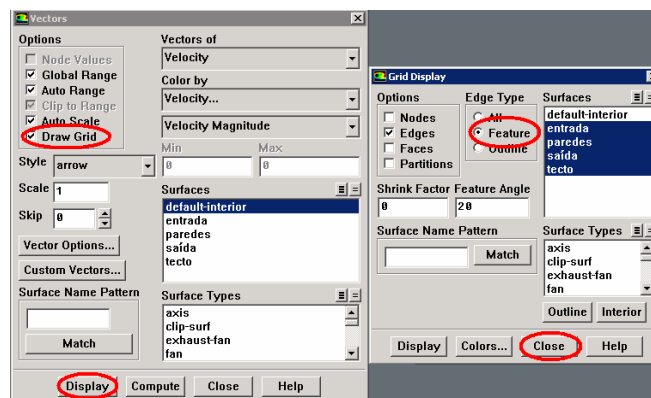


Figura A 3.19: Propriedades dos gráficos de Vectores.

Os gráficos de contornos ou vectores bem como qualquer outra figura efectuada no Fluent podem ser exportados para o editor de texto. Para tal deverá clicar com o botão direito do rato na barra superior da respectiva figura começando por definir as propriedades (Page Setup) que pretende para a imagem. Caso pretenda exportar a figura a cores deverá seleccionar a opção Color. A opção Reverse Foreground/Background permite que o fundo da figura passe de preto para branco, o que é útil para evitar gastos desnecessários de tinta durante a impressão em papel.

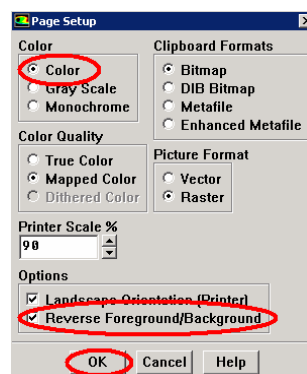


Figura A 3.20: Propriedades de exportação.

Neste momento é conveniente gravar os resultados entretanto obtidos

File → Write → Case & Data...

Passo 2 – Preparação para simulação de um ensaio de tracer

Vamos agora analisar a resposta do sistema a uma perturbação em degrau de um tracer na concentração de entrada. Em primeiro lugar é necessário definir o novo componente, de propriedades idênticas à água e que designaremos por “tracer”.

Neste caso, além da solução numérica da equação da continuidade e da conservação da quantidade de movimento (Eqs. De Navier-Stokes), o Fluent terá que resolver numericamente as equações de transporte das espécies químicas. Para tal deverá activar-se a opção Species Transport, usando o comando:

Define → Models → Species → Transport & Reaction

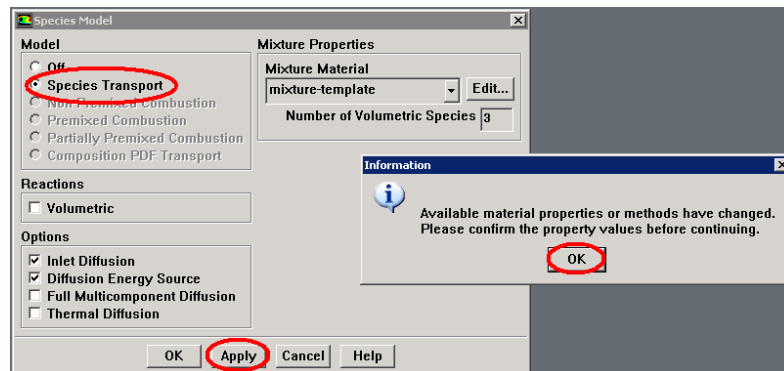


Figura A 3.21: Modelo de transporte e Reacção.

Selecionar Apply e aceitar a mensagem de alteração. De seguida editar as propriedades da mistura de acordo com as figuras A 3.22 e A 3.23.

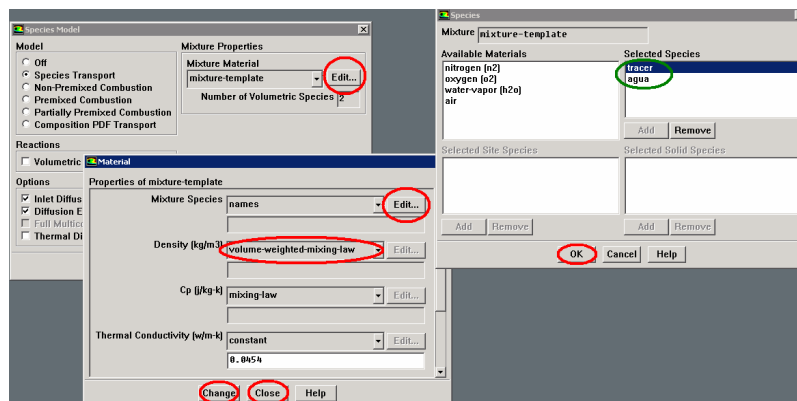


Figura A 3.22: Definição de materiais no modelo de transporte e Reacção.

é possível confirmar a presença da espécie “tracer”, que possui propriedades físicas idênticas à água. Use as opções indicadas na próxima figura para o cálculo das propriedades da mistura, estipulando uma difusividade mássica de $5 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ (um valor típico para líquidos).

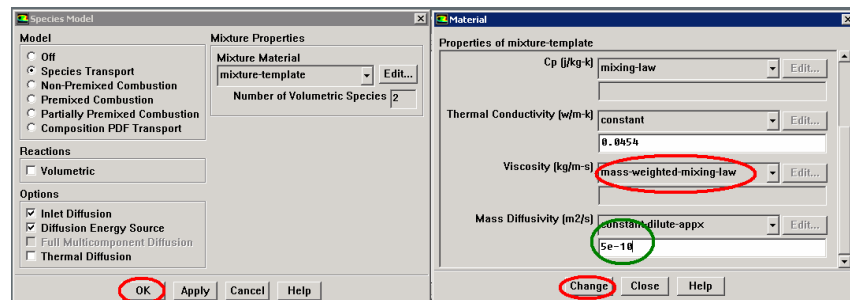


Figura A 3.23: Definição das propriedades dos materiais no modelo de transporte e Reacção.

Efectuando o comando

Define → Energy

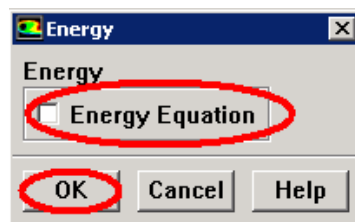


Figura A 3.24: Modelo de Energia.

Permite desactivar as equações de energia não consideradas neste estudo. De seguida foram conferidas as propriedades dos materiais.

Define → Materials

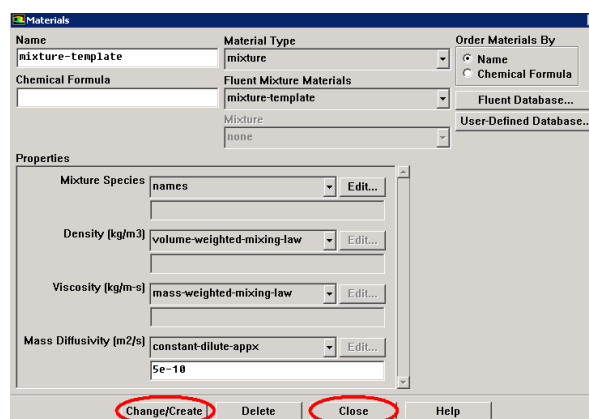


Figura A 3.25: Propriedades dos materiais.

Verificar se todos os campos estão de acordo com a figura 3.25 e clicar em Change/Create, antes de clicar em Close.

Inicializar agora o sistema contendo apenas água, ou seja, consideremos que para $t=0$ não existe tracer no interior do reservatório (iremos efectuar uma perturbação em degrau na concentração de entrada):

Solve → Initialize → Initialize

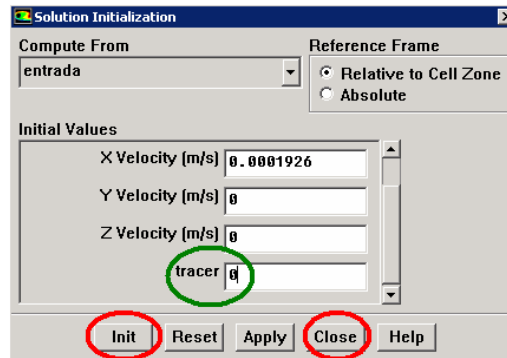


Figura A 3.26: Inicialização.

Esta inicialização origina um campo de velocidades nulo em todo o domínio. É necessário portanto recalcular a solução de estado estacionário para a situação em que se mantém a alimentação ao sistema com água para que ao se introduzir a perturbação em degrau na corrente de entrada, o campo de velocidades esteja completamente desenvolvido. Para tal deverá confirmar-se que a fracção de tracer na corrente de alimentação é nula:

Define → Boundary Conditions

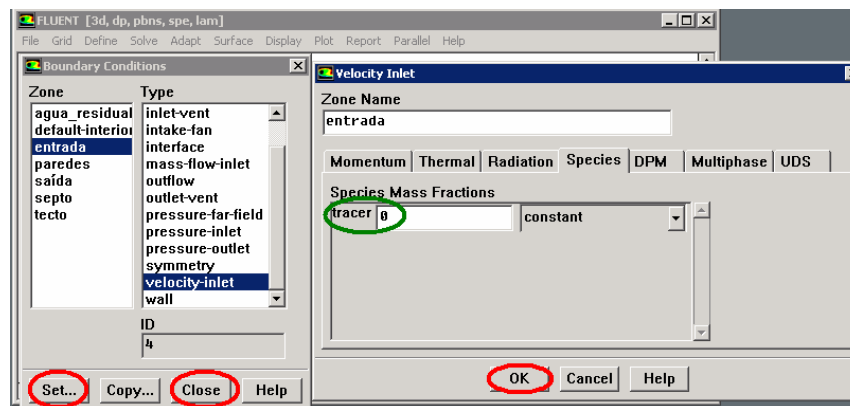


Figura A 3.27: Condições fronteira de entrada.

Passemos então à simulação para o cálculo do campo de velocidades em estado estacionário para o caso em que o sistema apenas possui água:

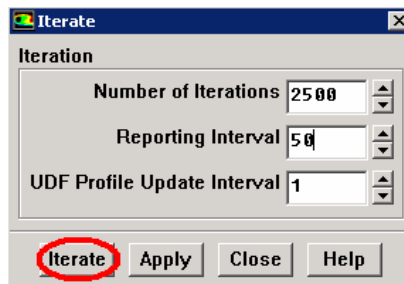
Solve → Iterate

Figura A 3.28: Iterações.

Mantendo o parâmetro Number of iterations em 2500 e o Reporting Interval em 50. Obtém-se convergência do processo iterativo para a tolerância estipulada dentro do número de iterações Verificadas no final do passo 1.

Passo 3 – Simulação de um ensaio de tracer

A condição fronteira de entrada deverá ser alterada pois a alimentação deixa de ser água, passando a tracer:

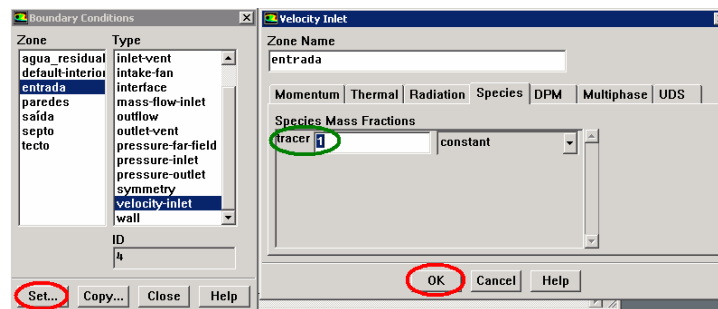
Define → Boundary Conditions

Figura A 3.29: Condições fronteira de entrada.

A fracção mássica da espécie tracer deverá agora ser unitária, e a magnitude do vector velocidade deverá corresponder ao valor pretendido. Note-se que apenas se define a fracção mássica de uma espécie, uma vez que a fracção mássica da outra espécie é obtida pela relação $x_{tracer} = 1 - x_{agua}$.

Durante uma experiência de tracer mede-se a concentração do traçador na fronteira de saída ao longo do tempo. Ou seja, trata-se de um processo não-estacionário, pelo que essa opção tem que ser activada:

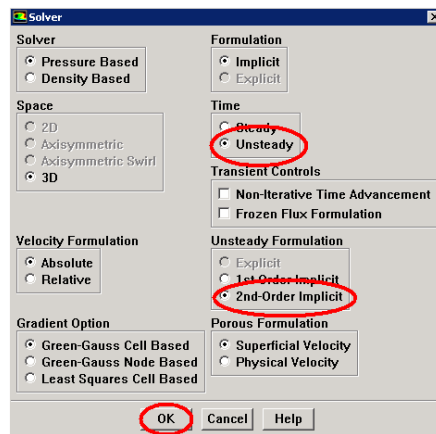
Define → Models → Solver

Figura A 3.30: Modelo do Solver.

seleccionar o botão “Unsteady”. Automaticamente surgirá um novo menu onde poderá activar a formulação de 2ª ordem implícita (mais precisa), utilizando o esquema Second Order Upwind para discretizar os termos convectivos das equações de conservação do momento, reduzindo para metade os factores de relaxamento, conforme ilustrado na seguinte figura:

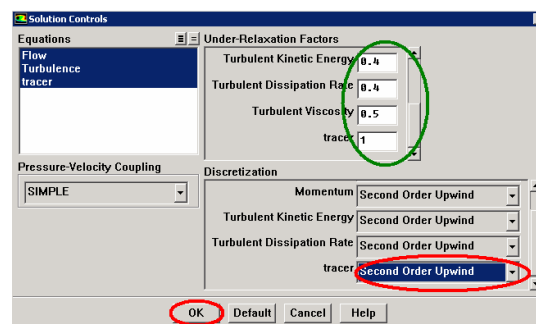
Solve → Controls → Solution

Figura A 3.31: Esquema de discretização.

Durante o ensaio de tracer é conveniente monitorizar a evolução temporal da composição da corrente de saída, que pode ser efectuada com o comando:

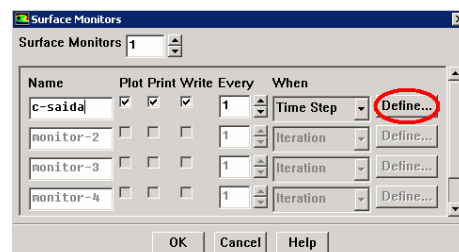
Solve → Monitors → Surface

Figura A 3.32: Monitorização da saída.

Vamos designar esta monitorização tipicamente como “data_caudal _c-saida_versao”. Seguidamente preencha o quadro que surge após clicar em Define..., usando os parâmetros presentes na figura seguinte e carregue duas vezes no botão “OK”.

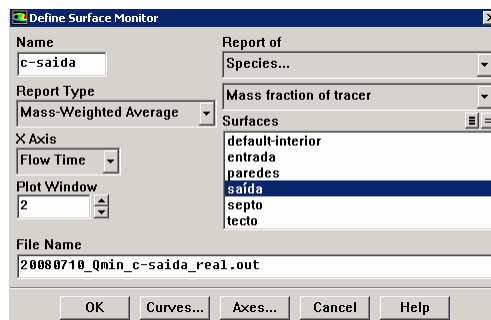


Figura A 3.33: Propriedades de monitorização da saída.

Na mesma directoria onde gravou os ficheiros case & data será criado um ficheiro de texto onde serão armazenados os valores da fracção mássica de tracer ao longo do tempo, a partir dos quais será possível determinar as curvas $F(t)$, $E(t)$, etc.

Como as propriedades físicas dos dois componentes (tracer e água) são iguais, é indiferente calcular a fracção mássica de tracer na corrente de saída ou a sua concentração. Se optar por calcular a concentração, posteriormente esta terá que ser normalizada pela concentração de entrada para obter as funções teóricas pretendidas, incluindo a DTR.

Para efectuar a simulação do ensaio de tracer (agora em estado transiente) execute o comando

Solve → Iterate

Um novo menu surge, onde se indicam os parâmetros relativos à integração temporal:

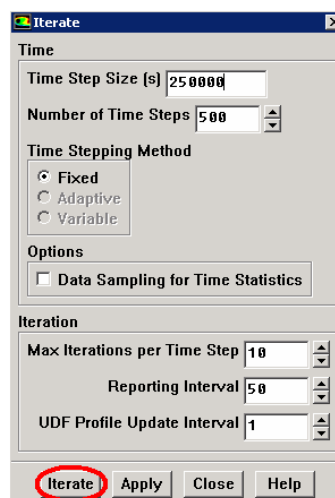


Figura A 3.34: Iterações.

Uma estimativa razoável para o tempo de integração (Time Step Size) será $\Delta t = \tau / 100$, ou seja, por cada tempo de passagem são efectuadas 100 integrações temporais. Quanto menor o tempo de integração estipulado maior será a precisão numérica, contudo o processo de cálculo tornar-se-à mais moroso. A utilização de $\Delta t = \tau / 100$ corresponde a um compromisso entre precisão e rapidez de cálculo. Foram utilizados $\Delta t = \tau / 200$, $\Delta t = \tau / 100$ e $\Delta t = \tau / 50$ para comparar a precisão temporal da simulação.

O valor do parâmetro Number of Time Steps poderá ser alterado para 1000, o que indica que o ensaio de tracer decorrerá até $\theta = t/\tau = 1000\Delta t / 100\Delta t = 10$, ou seja, até ao instante correspondente a aproximadamente 10 tempos de passagem.

Num anexo da disquete/CD apresente um sumário das condições usadas na simulação, o que pode ser efectuado com o comando seleccionando todos os campos:

Report → Summary

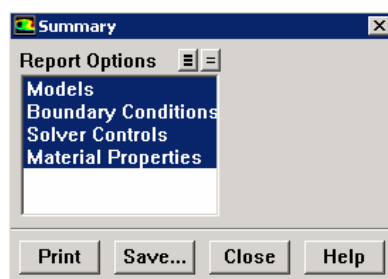


Figura A 3.35: Sumário.

Este manual de métodos de simulação foi realizado para o caudal mínimo que corresponde a um escoamento em regime laminar. Os ensaios a caudal médio e máximo foram realizados em regime turbulento mas os procedimentos são idênticos aos descritos neste anexo.

Anexo 4 Resultados – Hidrodinâmica

4.1 Sistema de equalização de caudais

Para o caso de estudo da ETAR de Ereira (escolha baseada nos resultados do controlo analítico e por observação local do escoamento na lagoa) o afluente chega à ETAR bombeado por duas Estações Elevatórias (EE) – EE centro (nº1) e EE lavadouro (nº2). O caudalímetro de Ereira encontra-se avariado e é impossível obter um registo dos caudais recentes na ETAR. Existem alguns valores disponíveis de 2005 e meados de 2006 que apontam para uma variação de caudais entre 17 e 909 m³/dia e um valor médio nos meses disponíveis de 204 m³/dia. Foi desenvolvido um modelo para o registo de caudais (Figura A4.1.7) para os restantes meses tendo como base a potência das bombas das estações elevatórias e o registo de horas de bombagem. O sistema de lagoas de Ereira (Figura A4.1.1) é composto por uma pequena obra de entrada constituída por uma gradagem simples que conduz o afluente a uma lagoa anaeróbia (dimensões: 14.5x22.5x3 m) seguida de uma lagoa aeróbia (dimensões: 26x40x2 m) e que desagua para um riacho até ao rio Mondego.

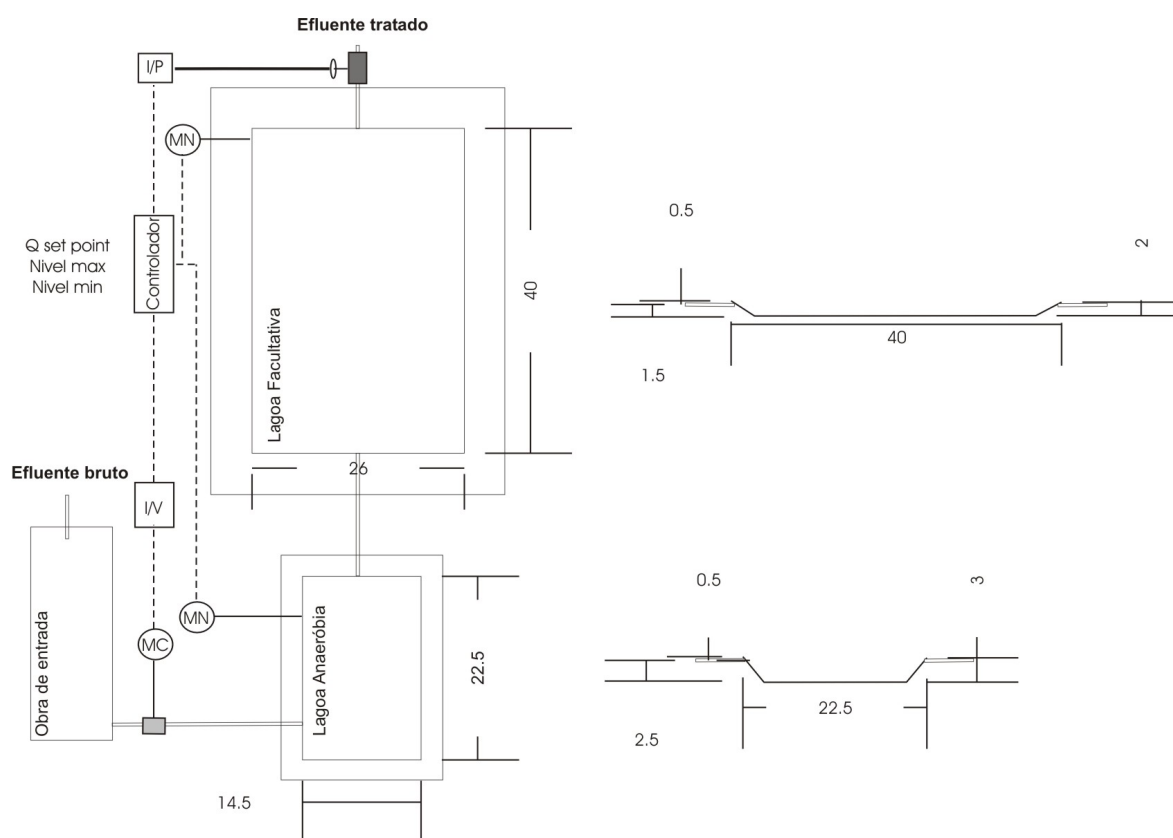


Figura A4.1.1: Sistema de lagoas de Ereira e equalização de caudais.

A EE lavadouro é uma estação elevatória de maiores dimensões, sensivelmente do dobro da EE centro. Não foi possível identificar o sistema de bombas das estações elevatórias mas dadas as condições locais e os caudais de projecto da ETAR e consumos eléctricos, foi realizada uma simulação no sítio da Internet da Grundfos ^[1], que recomendou um sistema de bombas EF30.50.15.EX.2.50B (Figura A4.1.12) e DP10.65.26.EX.2.50B (Figura A4.1.10), para a EE do centro e lavadouro respectivamente.

As horas de bombagem (Figura A4.1.2), os consumos diários (Figura A4.1.3) e os consumos diários específicos (Figura A4.1.4) para os anos de 2006 e 2007 estão representados nas figuras seguintes:

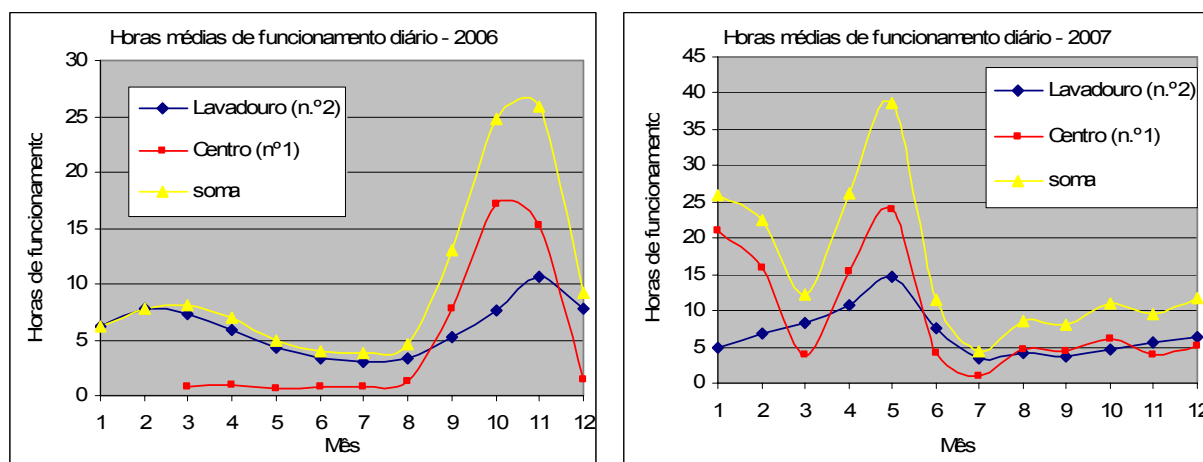


Figura A4.1.2: Média mensal das horas diárias de bombagem das estações elevatórias em 2006 e 2007.

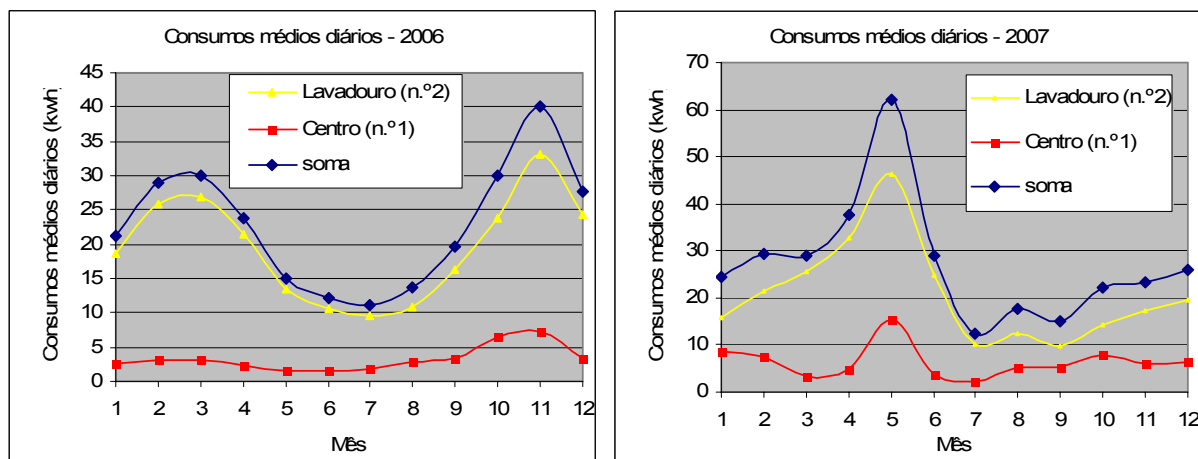


Figura A4.1.3: Média mensal dos consumos diários das estações elevatórias em 2006 e 2007.

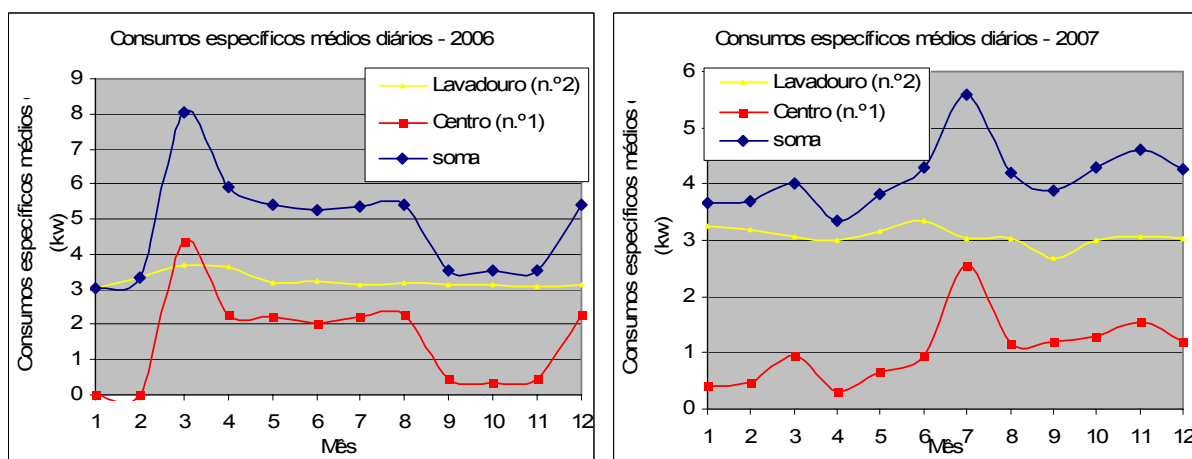


Figura A4.1.4: Média mensal dos consumos específicos diários das estações elevatórias em 2006 e 2007.

Consideradas estas condições e às bombas escolhidas, foram calculados com o apoio das percentagens de carga (Tabela A4.1.1), os consumos específicos ajustados das estações elevatórias (Figura A4.1.5).

Tabela A4.1.1: Coeficientes de carga

	EF30.50.15.EX.2.50B	DP10.65.26.EX.2.50B
Carga	cos (φP)	cos (φP)
0	0.22	0.22
0.5	0.71	0.68
0.75	0.81	0.81
1	0.88	0.87

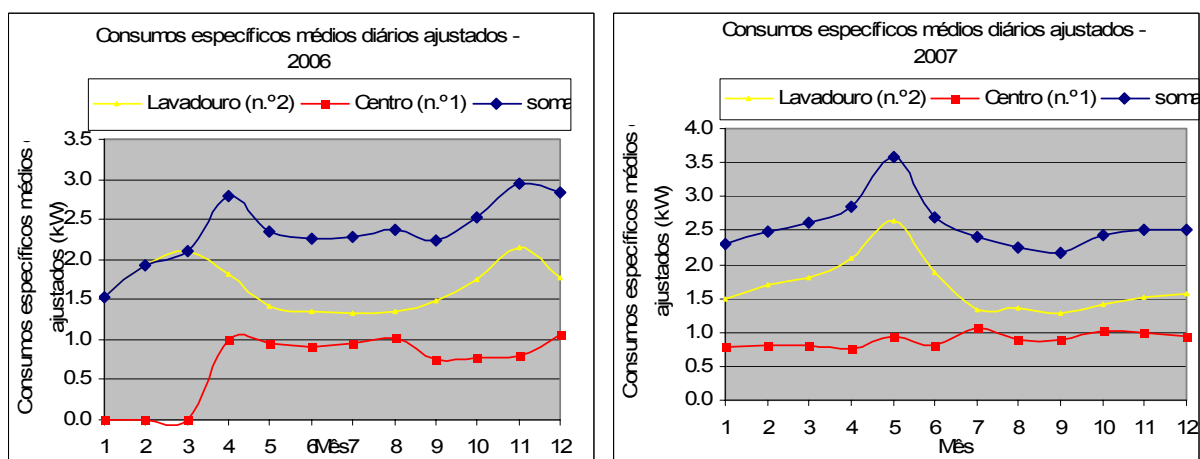


Figura A4.1.5: Média mensal dos consumos específicos diários ajustados das estações elevatórias em 2006 e 2007.

Posteriormente, partindo dos consumos específicos médios diários ajustados (Figura A4.1.5) e com o auxílio das curvas características das bombas (Figura A4.1.6) foram calculados os valores de caudais bombeados pelas estações elevatórias que corresponde, aproximadamente, aos valores de caudal afluente à ETAR de Ereira.

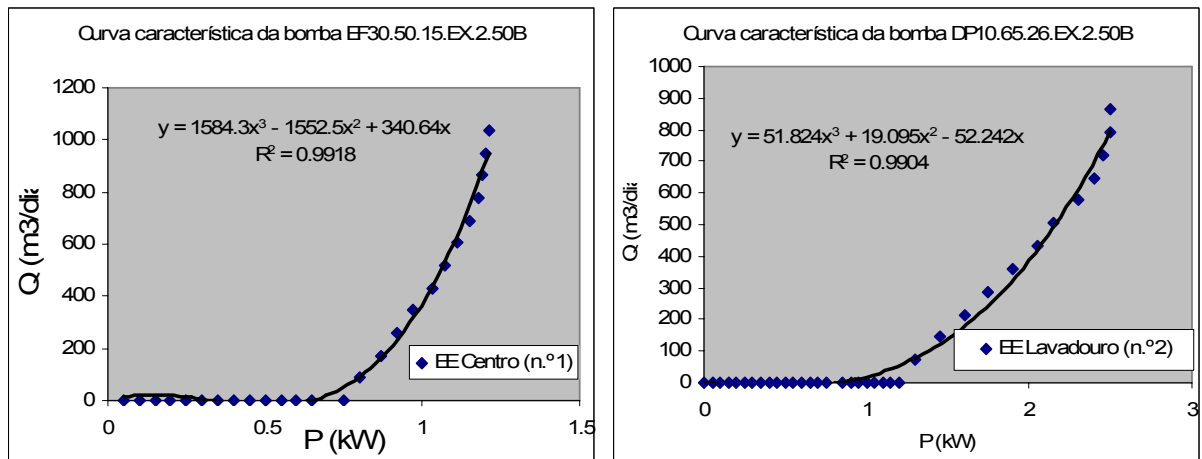


Figura A4.1.6: Curvas características das bombas das estações elevatórias do Centro (n.º1) e do Lavadouro (n.º2)

As bombas seleccionadas não correspondem às bombas das estações elevatórias uma vez que as placas identificativas estavam irreconhecíveis. Para um melhor ajuste e para abranger toda a gama de valores dos consumos médios diários os valores de caudal foram ajustadas ligeiramente as curvas segundo as equações presentes na figura A4.1.6.

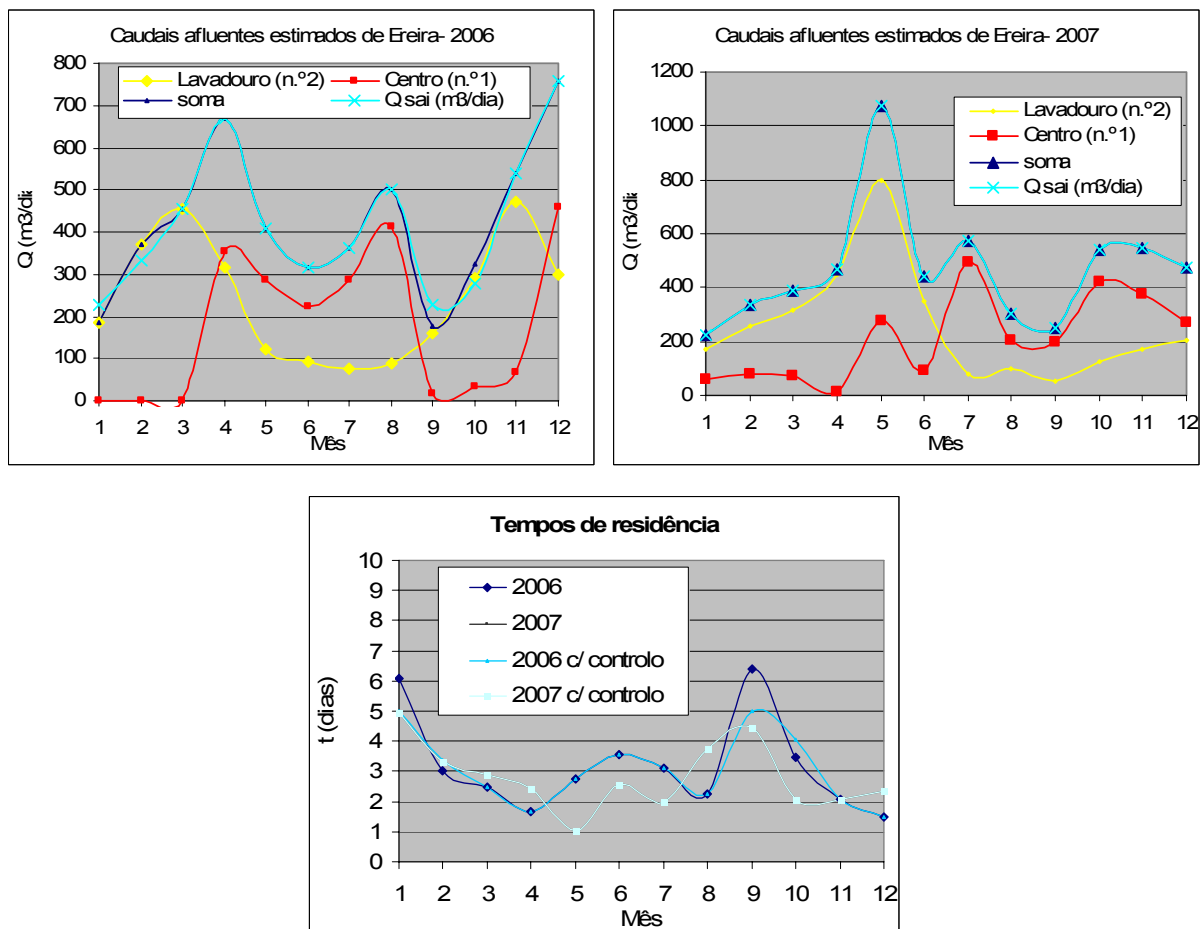


Figura A4.1.7: Média mensal dos caudais diários bombeados pelas estações elevatórias, dos tempos de residência na ETAR de Ereira em 2006 e 2007 e respectivos caudais de saída com o sistema de equalização.

O sistema de equalização de caudais baseia-se em tentar fixar um tempo de residência que é apontado como um dos condicionantes para um tratamento eficiente do afluente. Ao fixar este tempo de residência estabelecemos na teoria um caudal base a ser atingido ($Q_{set\ point} = 225\ m^3/dia$). Por condições estruturais o volume máximo da lagoa é de $1127\ m^3$. Dado que as tubagens de ligação distam de 0.5 m da superfície, o volume mínimo corresponderá ao volume da lagoas até essa altura ($V_{min} = 797\ m^3$).

O sistema de equalização de caudais propõem-se a acumular apenas o volume mínimo de água residual durante os registos de menor caudal no medidor de caudal (MC) (Figura A4.1.1) levando os altos tempos de residência a serem reduzidos, como demonstrado na figura A4.1.7 em que se estima uma redução do tempo de residência em Setembro de 2006 de 6.38 dias para 5.00 dias. Por outro lado em períodos de elevados caudais afluentes o controlador regula a válvula para regular o caudal de saída de para que exista em primeira instância uma acumulação de água residual e não seja despejada antes de atingir o tempo de residência de 5 dias e absorvendo assim o impacto da perturbação. É o caso do mês de Fevereiro de 2006 em que se verificaria de acordo com a figura A4.1.7, um caudal de $371\ m^3/dia$ que foi equalizado e aproximado do “set point” ($Q_{set\ point} = 225\ m^3/dia$) para $332\ m^3/dia$. Um ajuste na altura da entrada e saída da lagoa poderia permitir um melhor aproveitamento do sistema uma vez que este está continuamente a trabalhar com caudais elevados e consequentemente tempos de residência baixo e o sistema não tem funcionamento prático (Figura A4.1.7 – Ano de 2007).

Um ajuste do tempo de residência de “set point” para 4 dias poderá ser estudado se influencia os resultados do controlo analítico do efluente. O sistema de equalização de caudais assume agora um papel mais importante e regula com maior eficiência o tempo de residência da ETAR como demonstrado na figura A4.1.8 e A4.1.9.

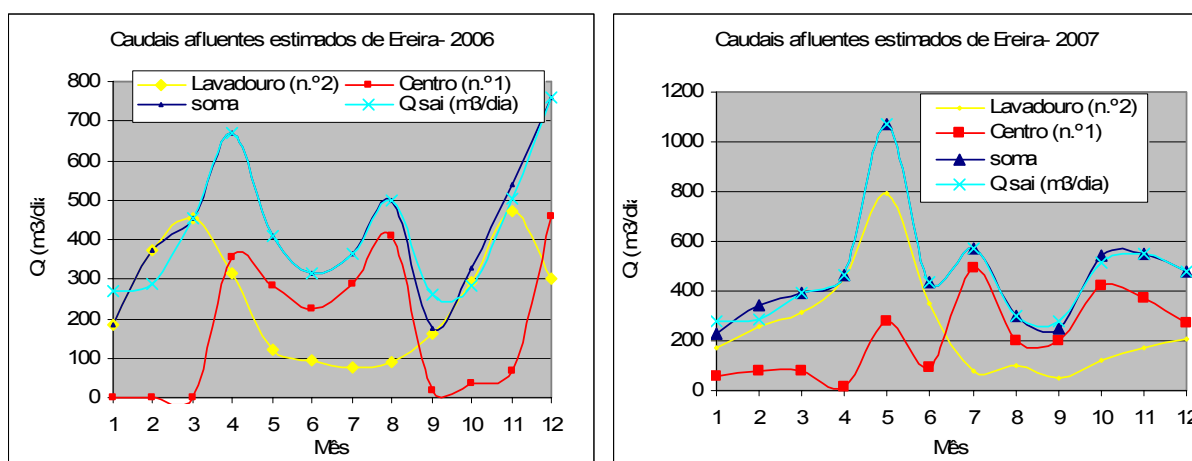


Figura A4.1.8: Média mensal dos caudais com e sem o sistema de equalização nas estações elevatórias da ETAR de Ereira em 2006 e 2007.

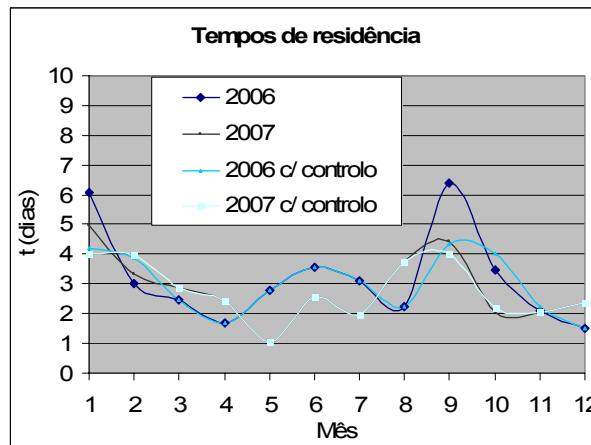


Figura A4.1.9: Média mensal dos caudais e tempos de residência com e sem o sistema de equalização nas estações elevatórias em 2006 e 2007.

O sistema de lagoas que anteriormente estava constantemente a funcionar a volume máximo e sem controlo sobre o caudal de saída e tempo de residência, possuiu agora um melhor controlo e o desvio padrão do tempo de residência das lagoas com o sistema de equalização é reduzido substancialmente e o valor absoluto é melhor aproximado para o valor do “set point” de 4 dias.

Existe ainda um mecanismo de emergência de sistema para que o sistema de lagoas não transborde e portanto não ultrapasse o volume máximo das lagoas. Este sistema composto por dois medidores de nível (MN) (Figura A4.1.1) integra também um sistema em cascata para controlo do nível nas lagoas e que conhecendo o caudal permite ajustar à posteriori a válvula de saída. Além desta funcionalidade implementa limites de nível máximo e mínimo (Figura A4.1.1) garantindo uma melhor segurança.

A versatilidade de mudança de tempo de residência e a optimização do sistema de tratamento consoante a carga recebida poderá ajudar o sistema a controlar um pouco mais as incontroláveis cargas afluentes permitindo uma melhor absorção dos picos de caudal, um melhor controlo sobre as descargas de afluente incontroladas e um melhor tratamento em geral mas esta versão de controlo por antecipação deve ser contudo usada com precaução e deve ter uma supervisão constante ^[20].

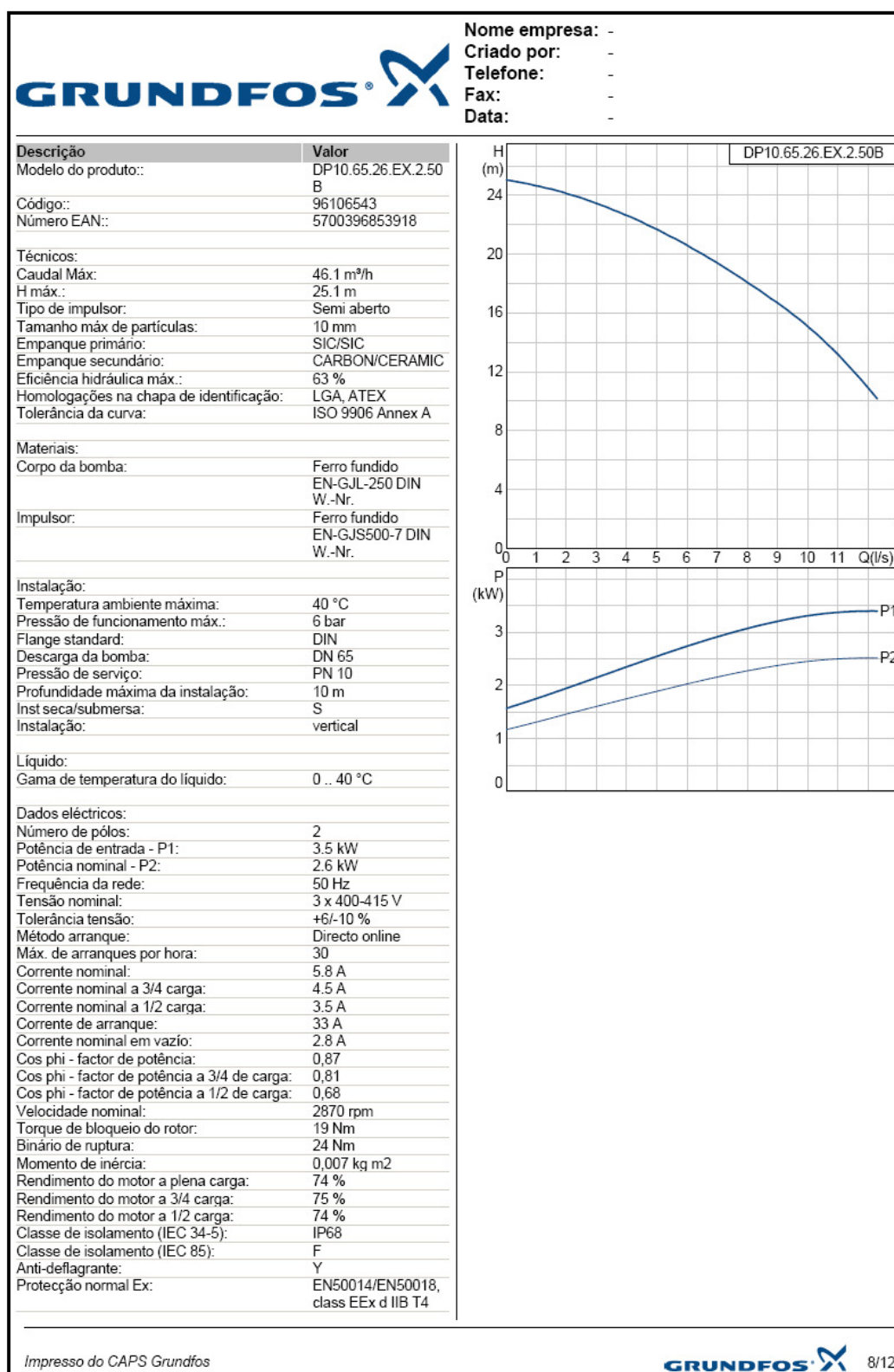
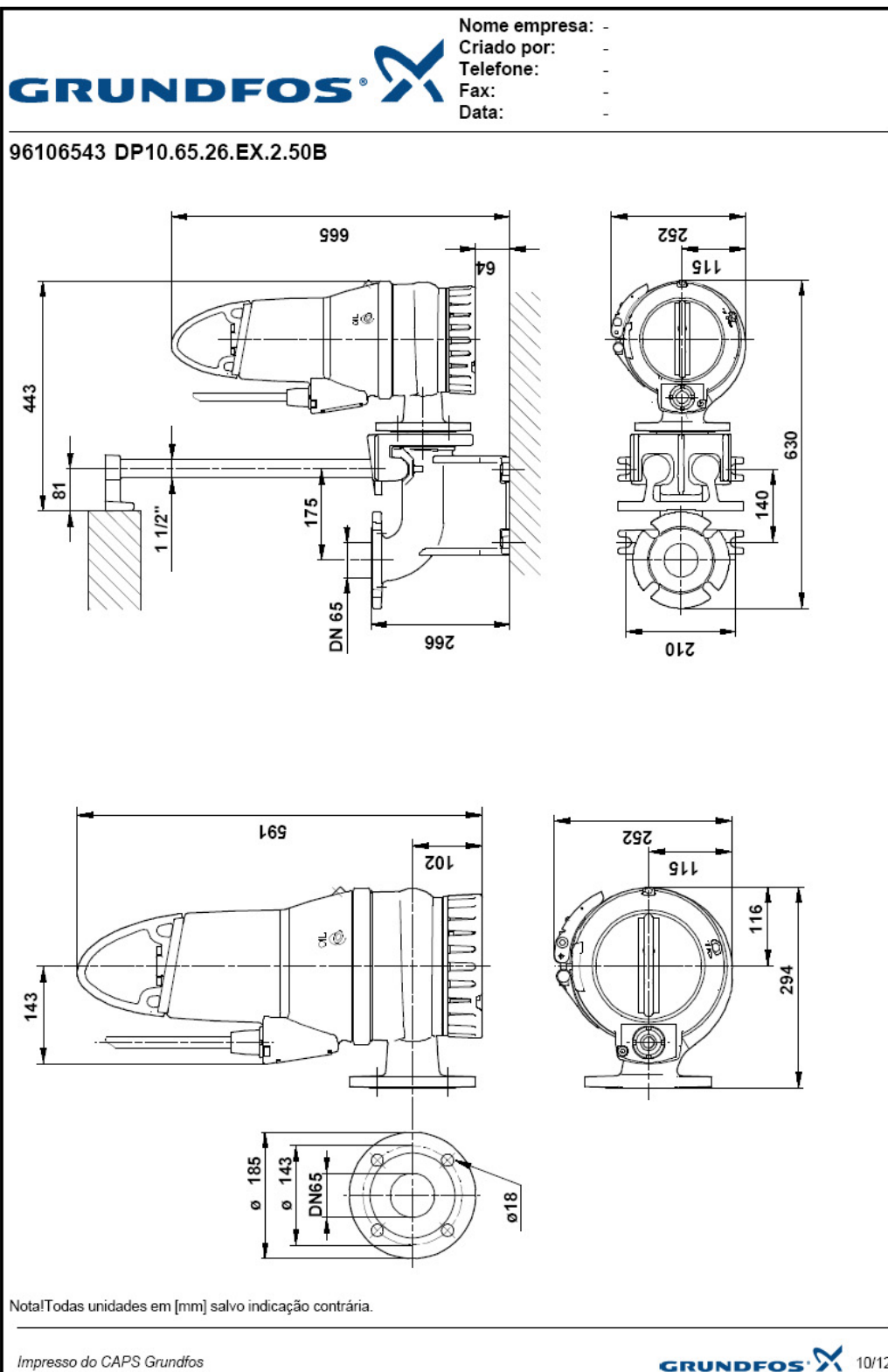


Figura A4.1.10: Ficha de Características da bomba DP10.65.EX2.50B.



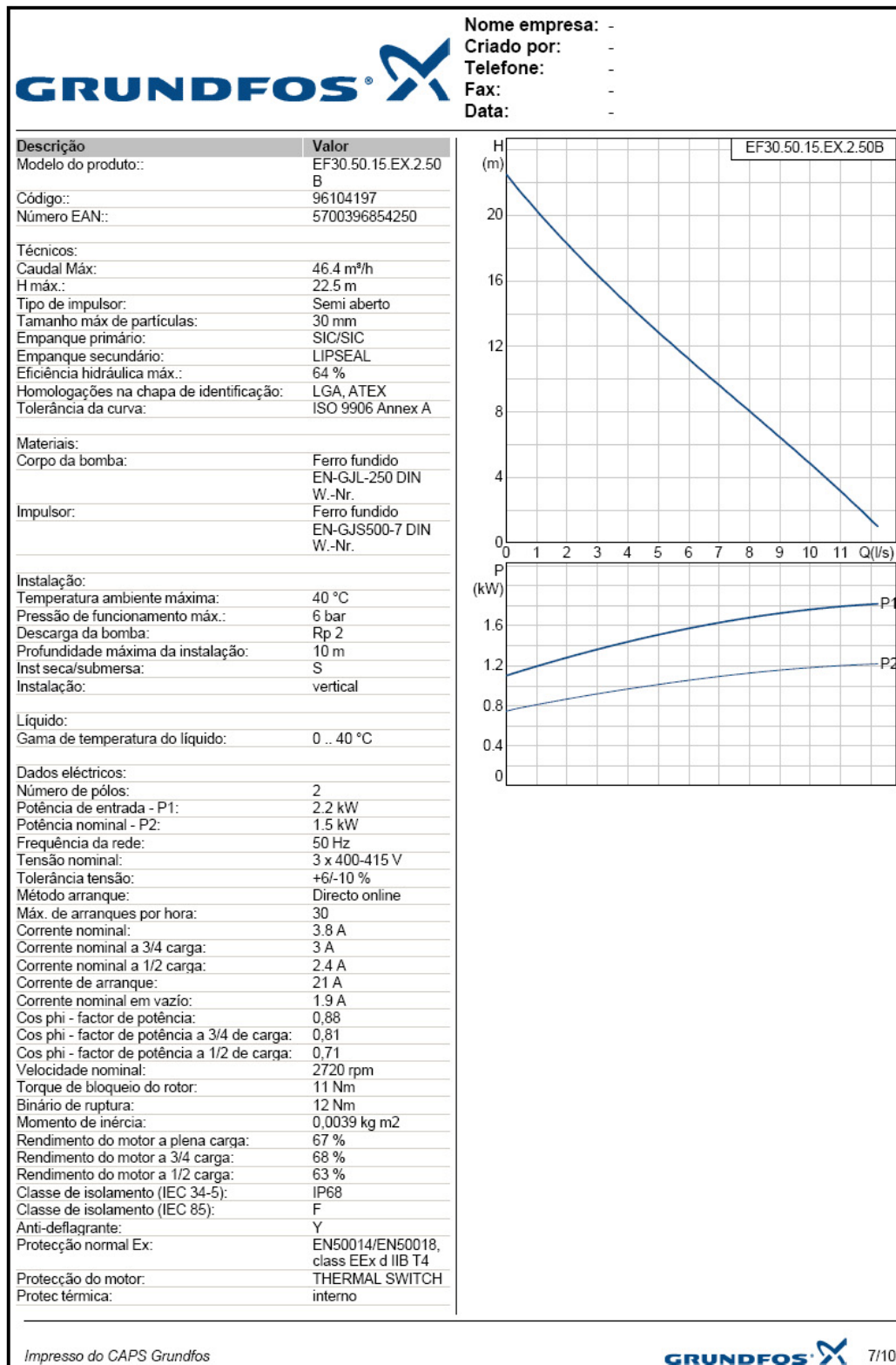


Figura A4.1.12: Ficha de Características da bomba EF30.50.EX.2.50B.

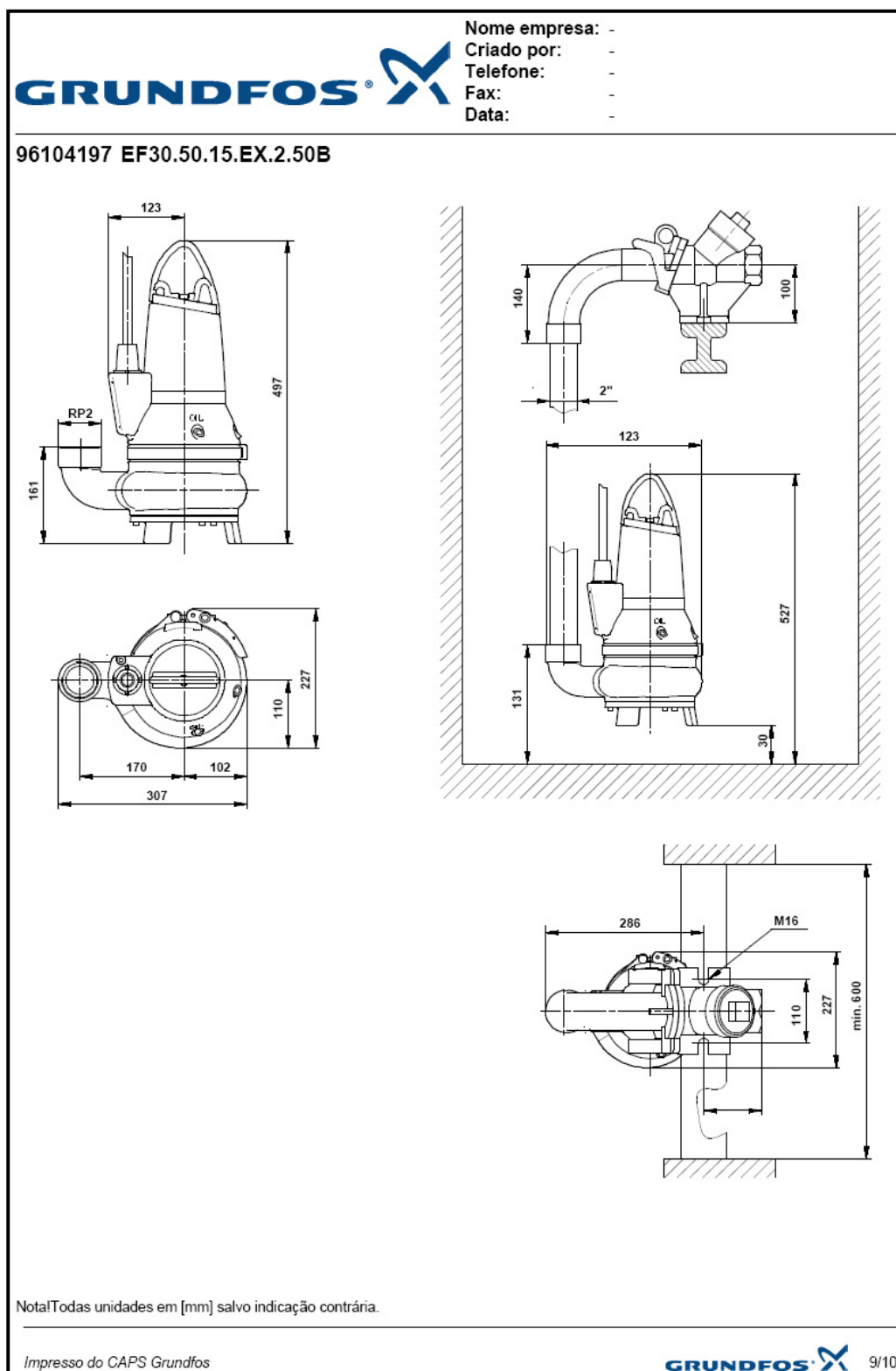


Figura A4.1.13: Esquema da bomba EF30.50.EX.2.50B.

4.2 Configuração real a diferentes caudais (time step = $\tau/100$)

Malha:

A malha usada nesta simulação foi construída em Gambit 2.3.16, baseada nas propriedades de layout da ETAR de Ereira, figura A4.1.1, construída com as paredes sobre a forma regular e a superfície aberta com parede sem tensão de corte e como tal resistência ao escoamento, como se verifica nas imagens seguintes:

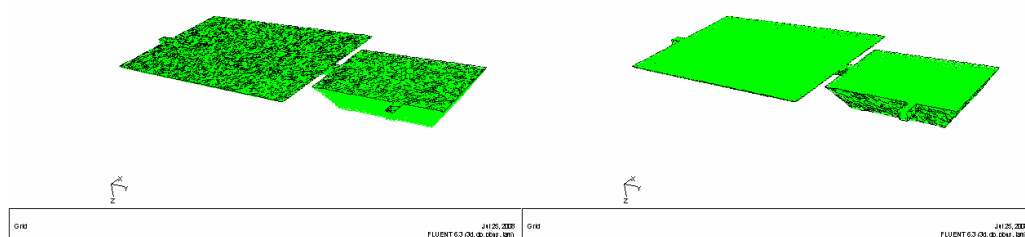


Figura A4.2.1: Representação da malha de simulação.

Passo 1 – Simulação de escoamento em estado estacionário

Os ficheiros de resultados das simulações seguem em CD anexo. São apresentadas nas figuras seguintes algumas imagens de contornos e vectores após a simulação de escoamento a um caudal mínimo:

- **Caudal mínimo = 17 m³/dia**

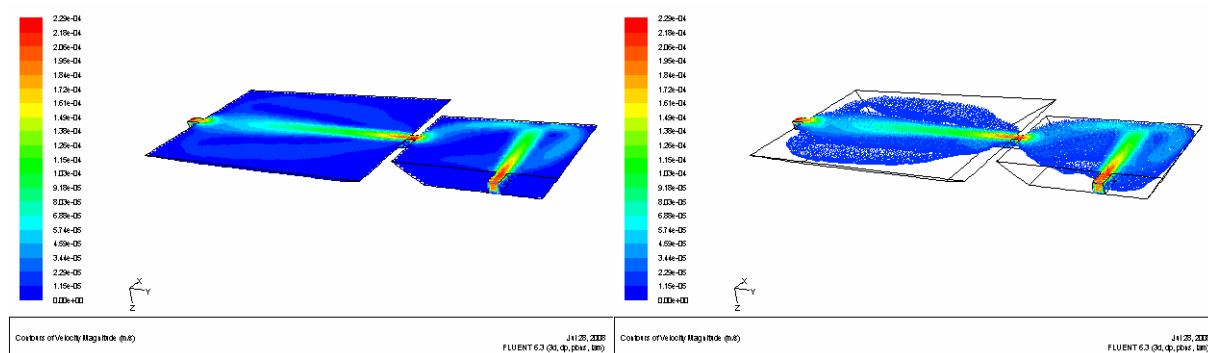


Figura A4.2.2: Gráficos de contornos de velocidade a caudal mínimo.

Os gráficos de contorno de velocidade aludem a uma distribuição de velocidades (Figura A4.2.2). Enquanto que os gráficos representativos dos vectores de velocidade permitem prever as trajectórias percorridas pelo fluido (Figura A4.2.3).

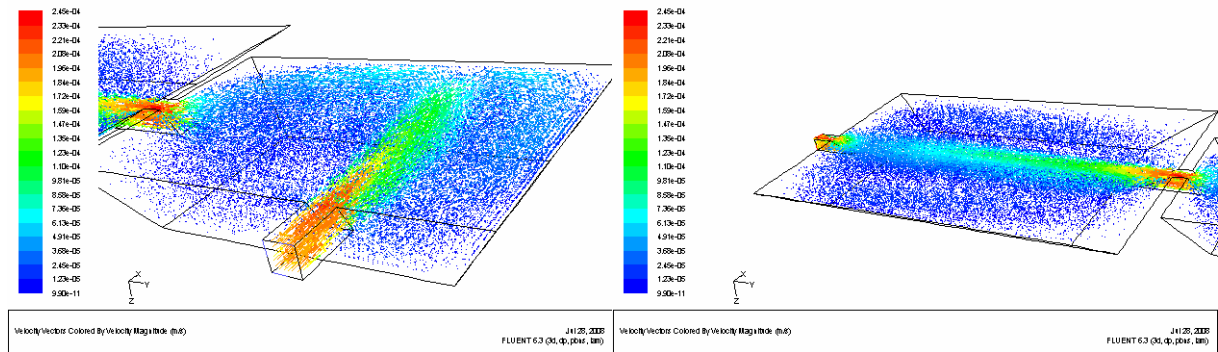


Figura A4.2.3: Gráficos de vectores de velocidade a caudal mínimo.

- **Caudal médio = 204 m³/dia**

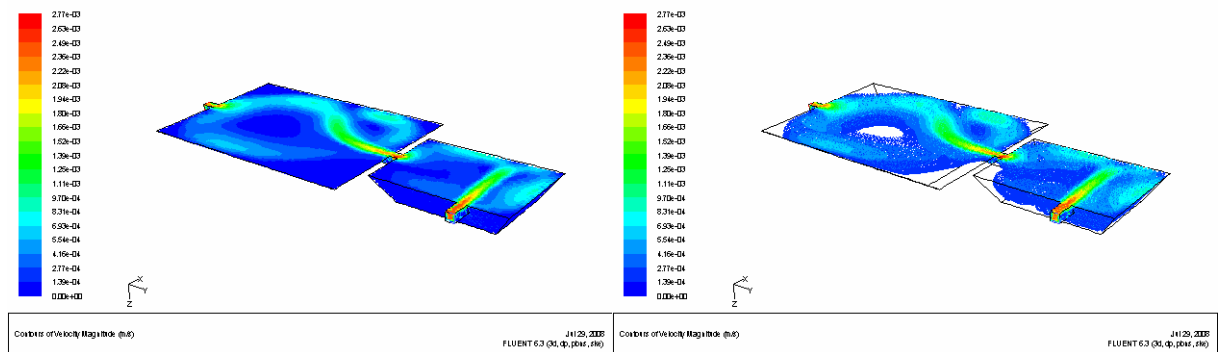


Figura A4.2.4: Gráficos de contornos de velocidade a caudal médio.

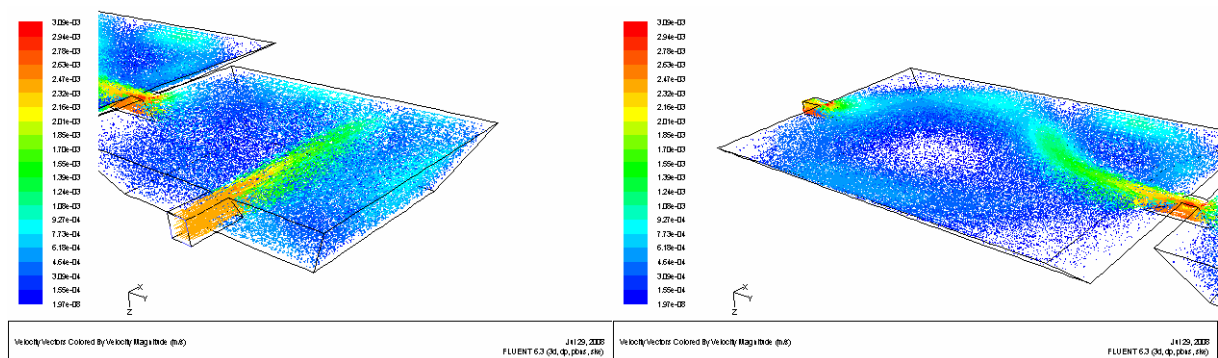


Figura A4.2.5: Gráficos de vectores de velocidade a caudal médio.

- **Caudal máximo = 909 m³/dia**

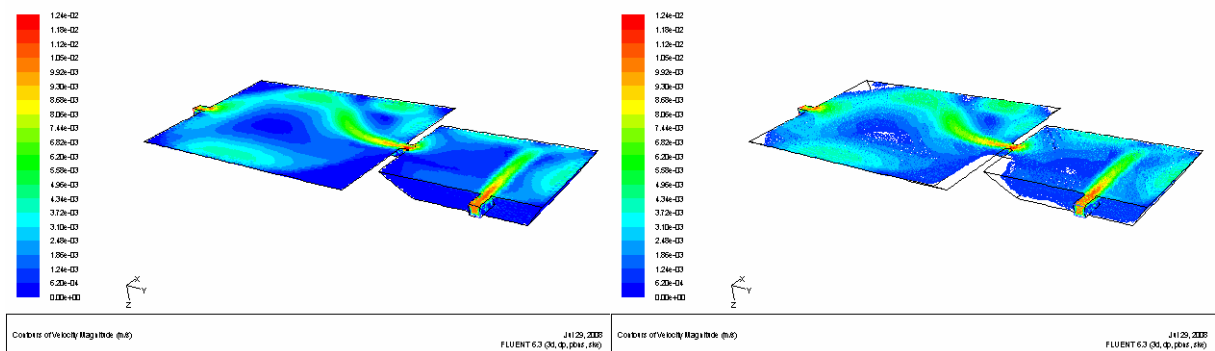


Figura A4.2.6: Gráficos de contornos de velocidade a caudal máximo.

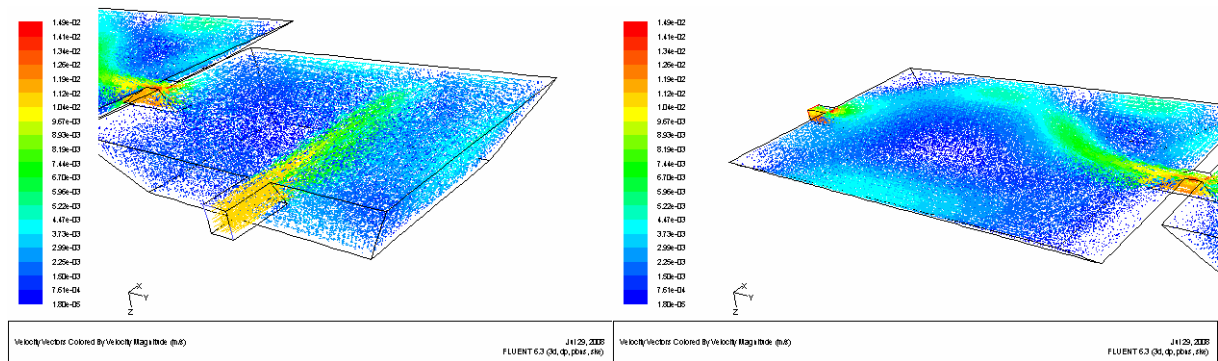


Figura A4.2.7: Gráficos de vectores de velocidade a caudal máximo.

Podemos concluir através da visualização dos gráficos de contorno de velocidade que existem zonas de recirculação nas quais a velocidade é muito baixa. Estas zonas são designadas por volume morto do reactor e estão representadas com cores azuis escuras. (Figura A4.2.2, A4.2.4, A4.2.6). Observamos também que as zonas de maior velocidade são as zonas da fronteira de entrada e de saída, com cores avermelhadas.

Nos gráficos representativos dos vectores de velocidade podemos visualizar o trajecto percorrido pela corrente desde a fronteira de entrada até à fronteira de saída, podendo-se também distinguir as zonas de maior velocidade das zonas de velocidades mais baixas (Figura A4.2.3, A4.2.5, A4.2.7).

Verifica-se que a lagoa 1 vai com o aumento do número de Reynolds, apresentando uma melhor distribuição de velocidades por toda a sua área. A lagoa 2 apresenta também uma melhor distribuição de velocidades com o aumento do número de Reynolds, ou seja, por uma análise comparativa, verifica-se a presença de um maior volume com velocidades compreendidas até uma ordem de grandeza inferior à velocidade de entrada. É notório em ambas as lagoas o efeito de entrada e saída, com a presença de maiores velocidades e a formação de um efeito de jacto, que para os ensaios de caudal médio e máximo tem tendência a se deslocar ligeiramente no sentido positivo de x e que diminui o volume morto mas é propício à formação de curtos circuitos nas lagoas.

Após a realização do passo1, inicializamos o sistema com água para que o perfil de velocidades esteja completamente definido aquando a introdução do degrau de tracer – passo 2 (Anexo A3).

Passo 3 – Simulação de um ensaio de tracer

Introduzimos uma perturbação em degrau unitário na concentração de entrada e analisamos a concentração na fronteira de saída ao longo do tempo. Criou-se um componente novo designado por tracer com propriedades idênticas às da água ($\rho = 1000 \text{ Kg/m}^3$ $\mu = 0.001 \text{ kg/(m.s)}$) para se verificar uma frente de fracções de massa no sentido de se calcular as conversões do reactor real. O Fluent tem agora de resolver numericamente não só as eq. de Navier Stokes mas também as equações de transporte de espécies químicas em estado não estacionário.

O sistema começa contendo apenas água á qual é adicionado em $t=0$ um degrau unitário de tracer observando-se a evolução temporal da concentração de saída.

- **Caudal mínimo = $17 \text{ m}^3/\text{dia}$**

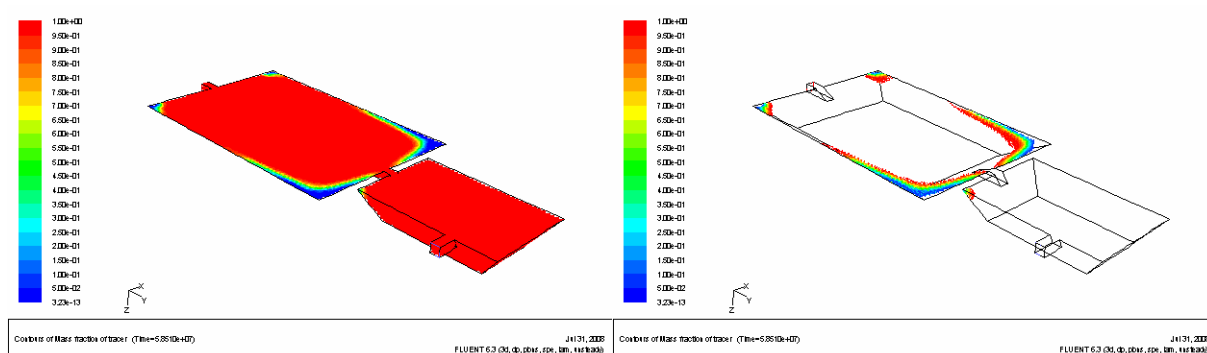


Figura A4.2.8: Gráficos de contornos da fracção de tracer na lagoa a caudal mínimo.

- **Caudal médio = $204 \text{ m}^3/\text{dia}$**

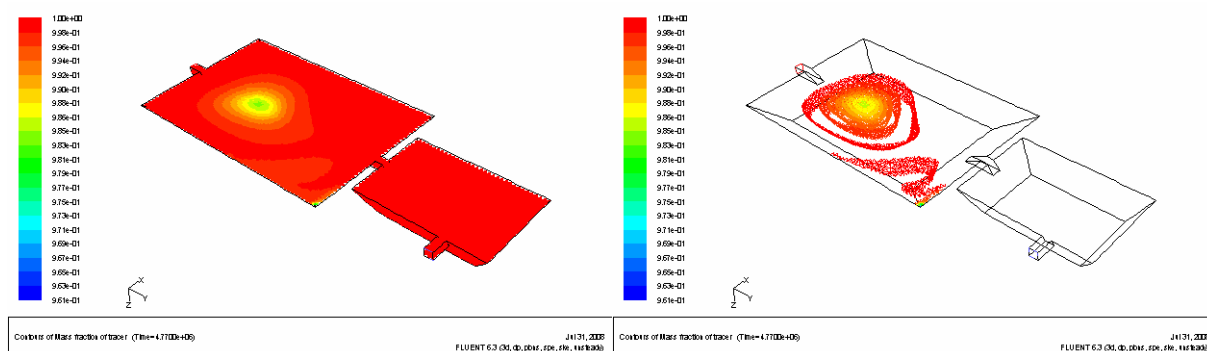


Figura A4.2.9: Gráficos de contornos da fracção de tracer na lagoa a caudal médio.

- **Caudal máximo = $909 \text{ m}^3/\text{dia}$**

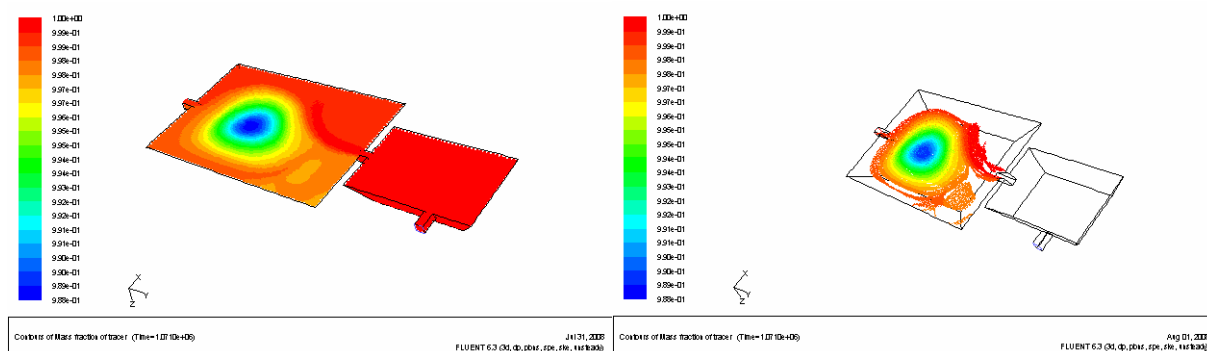


Figura A4.2.10: Gráficos de contornos da fracção de tracer na lagoa a caudal máximo.

Analisando os gráficos de contornos de fracções de tracer conferimos que para as zonas que apresentavam velocidades uma ordem de grandeza abaixo da velocidade de entrada a fracção mássica de tracer é menor enquanto que nas zonas de entrada, saída e a zona de perfil de escoamento hidrodinâmico desenvolvido a fracção de tracer é muito próxima ou mesmo unitária.

Esta é uma realidade, mesmo que um pouco atenuada pelo facto de estes volumes sem tracer vão diminuindo ao longo do tempo, esta zonas permanecem como zonas estagnadas no reaktor e como tal, zonas de transferência de massa lenta. A tabela seguinte apresenta os tempos de residência a diferentes caudais.

Tabela 4.2.2: Tabela resumos de tempos de residência e volumes mortos

	Tempo de passagem (hr)	Tempo médio de residência (hr)	Volume morto (%)	Volume morto (m ³)
Q_max	29.76	29.51	0.83%	9.4
Q_med $\Delta t = \tau/100$	132.5	132.0	0.34%	3.8
Q_med $\Delta t = \tau/200$	132.5	132.3	0.12%	1.3
Q_min	1625	1591	2.12%	23.9

4.3 Configurações alternativas – Real + septo (time step = $\tau/100$)

Com o objectivo de melhorar o escoamento nas lagoas introduzimos um septo centrado com o ponto de alimentação da segunda lagoa e com as dimensões de 5x0.5x2 metros, situado a uma distância de 10 metros da corrente de alimentação, a $\frac{1}{4}$ do comprimento da lagoa. O esquema de simulação é idêntico ao realizado nos ensaios anteriores e seguindo o (anexo A3) e ajustando os parâmetros às novas condições apresentadas na tabela A4.3.1.

Tabela A4.3.1: Caudais e tempos de passagem iniciais.

Caudal	m ³ /dia	τ (dias)	τ (segundos)
Máximo	909	1.23	106652
Mínimo	16.6	67.4	5825009
Médio	204	5.50	474883

Malha:

A malha usada nesta simulação é idêntica à utilizada na simulação sem septo, variando apenas a introdução do septo com as dimensões de 5x0.5x2 metros, situado a uma distância de 10 metros da corrente de alimentação

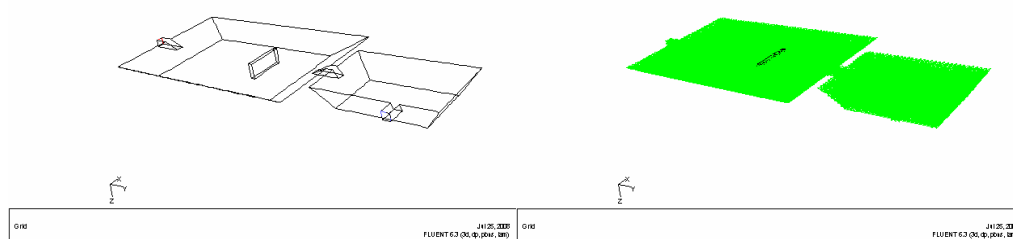


Figura A4.3.1: Representação da malha e septo em pormenor.

Passo 1 – Simulação de escoamento em estado estacionário

- **Caudal mínimo = 17 m³/dia**

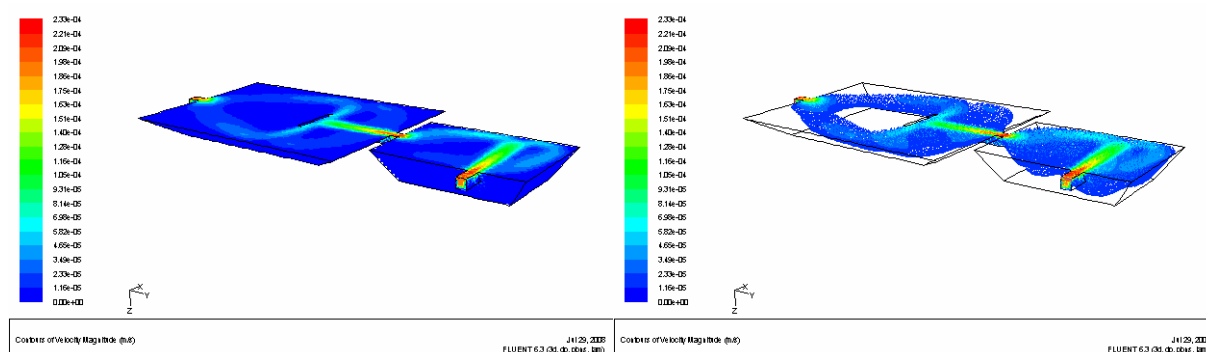


Figura A4.3.2: Gráficos de contornos de velocidade a caudal mínimo.

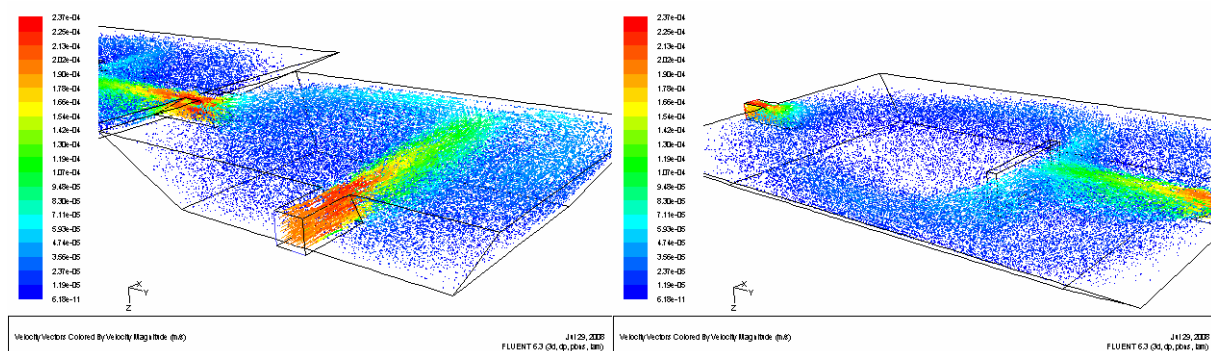


Figura A4.3.3: Gráficos de vectores de velocidade a caudal mínimo.

• **Caudal médio = 204 m³/dia**

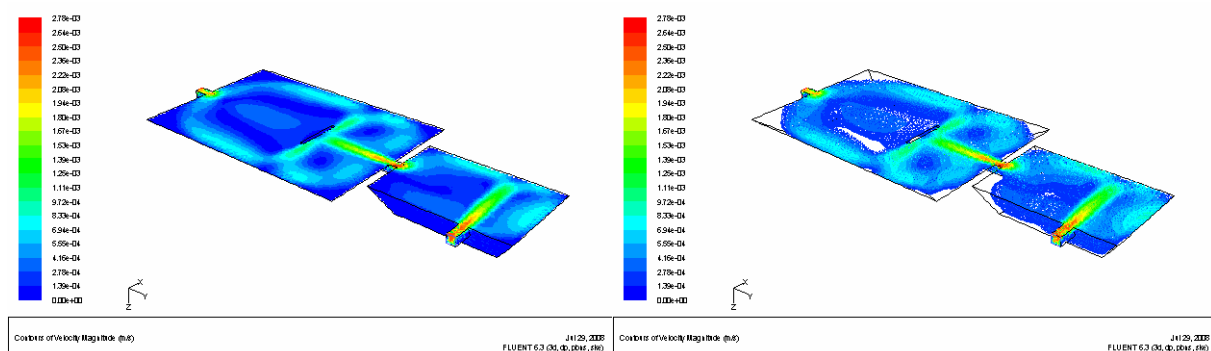


Figura A4.3.4: Gráficos de contornos de velocidade a caudal médio.

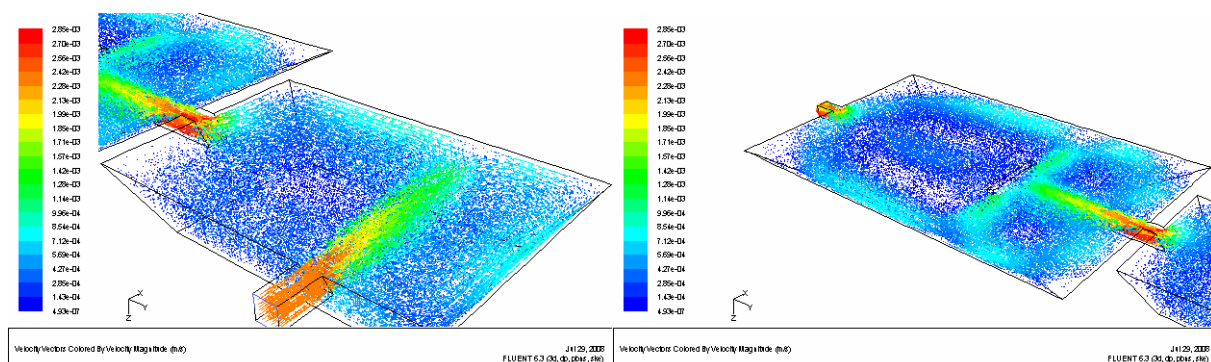


Figura A4.3.5: Gráficos de vectores de velocidade a caudal médio.

• **Caudal máximo = 909 m³/dia**

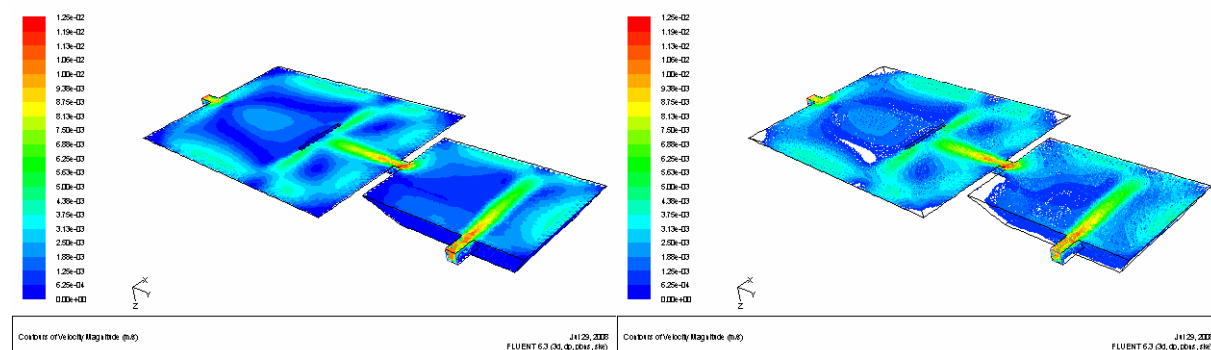


Figura A4.3.6: Gráficos de contornos de velocidade a caudal máximo.

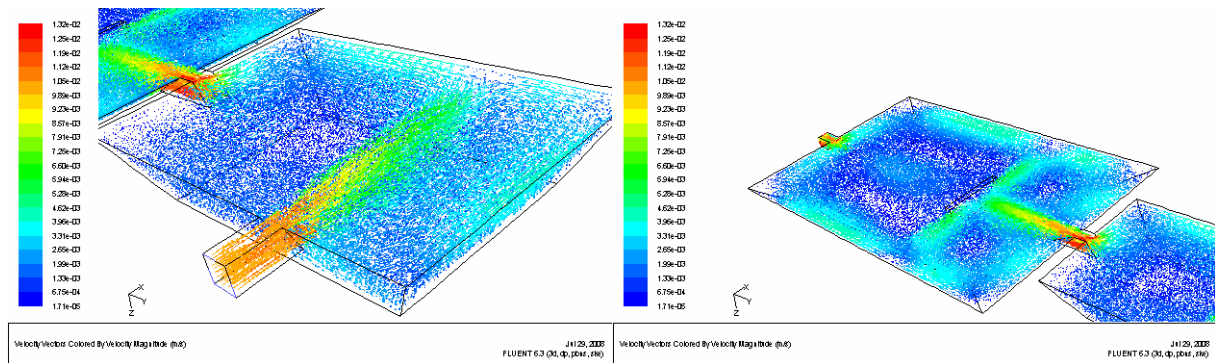


Figura A4.3.7: Gráficos de vectores de velocidade a caudal máximo.

Verifica-se que a lagoa 1 vai com o aumento do número de Reynolds, apresentando uma melhor distribuição de velocidades por toda a sua área. A lagoa 2 apresenta também uma melhor distribuição de velocidades com o aumento do número de Reynolds, ou seja, por uma análise comparativa, verifica-se a presença de um maior volume com velocidades compreendidas até uma ordem de grandeza inferior à velocidade de entrada. É notório em ambas as lagoas o efeito de entrada e saída, com a presença de maiores velocidades mas com a introdução do septo atenua a formação de um efeito de jacto e conduz a uma redução dos volumes mortos presentes na lagoa. É notória a formação de uma zona de recirculação crescente com o aumento do caudal, formada pelo impacto das correntes no septo. (Figuras A4.3.2 a A4.3.7).

Após a realização do passo1, inicializamos o sistema com água para que o perfil de velocidades esteja completamente definido aquando a introdução do degrau de tracer – passo 2.

Passo 3 – Simulação de um ensaio de tracer

O sistema começa contendo apenas água á qual é adicionado em $t=0$ um degrau unitário de tracer observando-se a evolução temporal da concentração de saída.

- **Caudal mínimo = $17 \text{ m}^3/\text{dia}$**

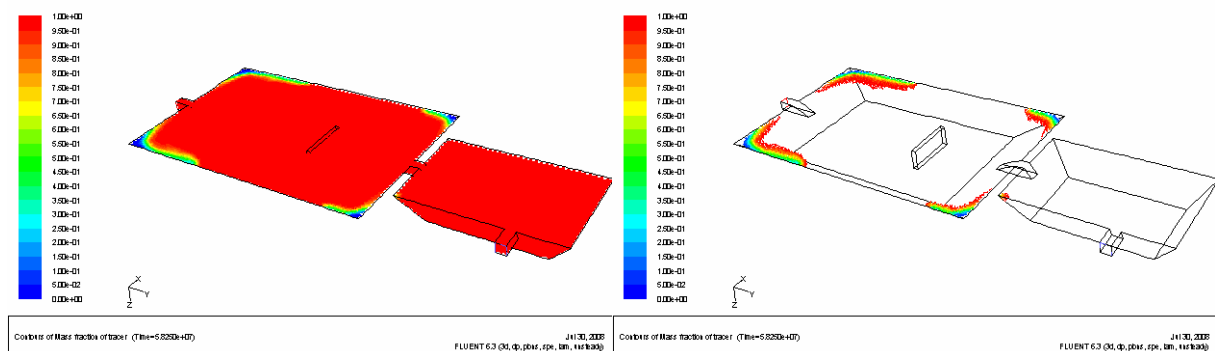


Figura A4.3.8: Gráficos de contornos da fracção de tracer na lagoa a caudal mínimo.

• **Caudal médio = 204 m³/dia**

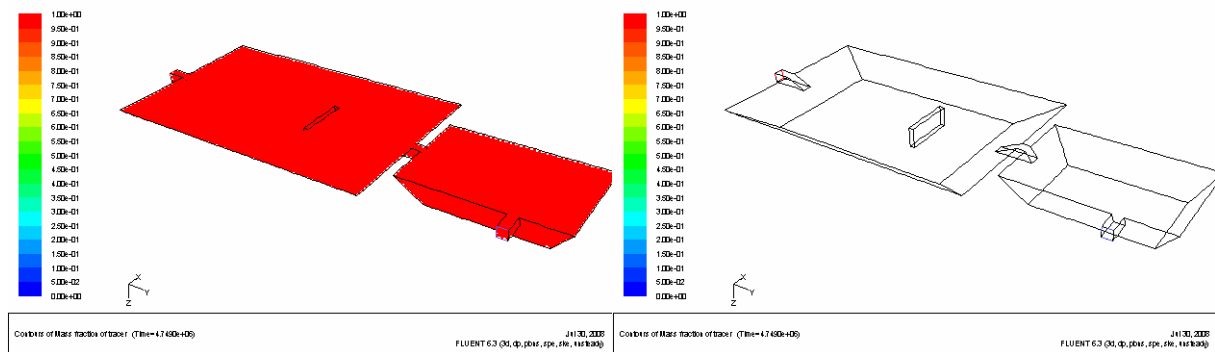


Figura A4.3.9: Gráficos de contornos da fracção de tracer na lagoa a caudal médio.

• **Caudal máximo = 909 m³/dia**

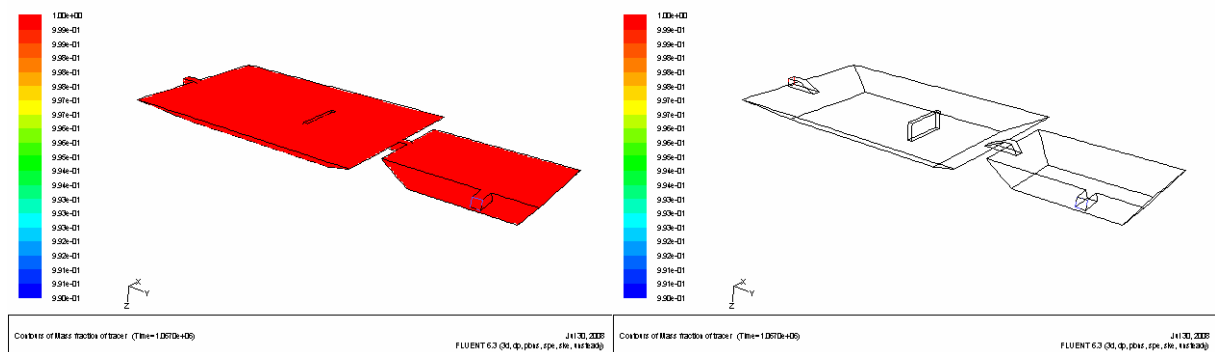


Figura A4.3.10: Gráficos de contornos da fracção de tracer na lagoa a caudal máximo.

Por comparação com os ensaios sem septo (Figuras A4.2.7 a A4.2.9), podemos verificar que a presença do septo (Figuras A4.3.8 a A4.3.10) a nível do ensaio de tracer favoreceu ligeiramente a distribuição de tracer por todas as zonas do sistema de lagoas, em particular na zona de entrada da segunda lagoa.

4.4 Considerando o sistema como um reactor a volume máximo, com paredes reais (time step = $\tau/50$) – Solução lagoas cobertas à noite

Esta solução poderá ter interesse pois cobrindo o sistema de lagoas, conseguimos estabilizar parâmetros como a temperatura que são condicionantes importantes para a população microbiana da ETAR. A nível de hidrodinâmica é interessante também o estudo da influência da superfície aberta e do uso de um “time step” mais reduzido. Os resultados estão apresentados de seguida:

Passo 1 – Simulação de escoamento em estado estacionário

Os ficheiros de resultados das simulações seguem em CD anexo. São apresentadas nas figuras seguintes algumas imagens de contornos e vectores após a simulação de escoamento a um caudal mínimo:

- **Caudal mínimo = 17 m³/dia**

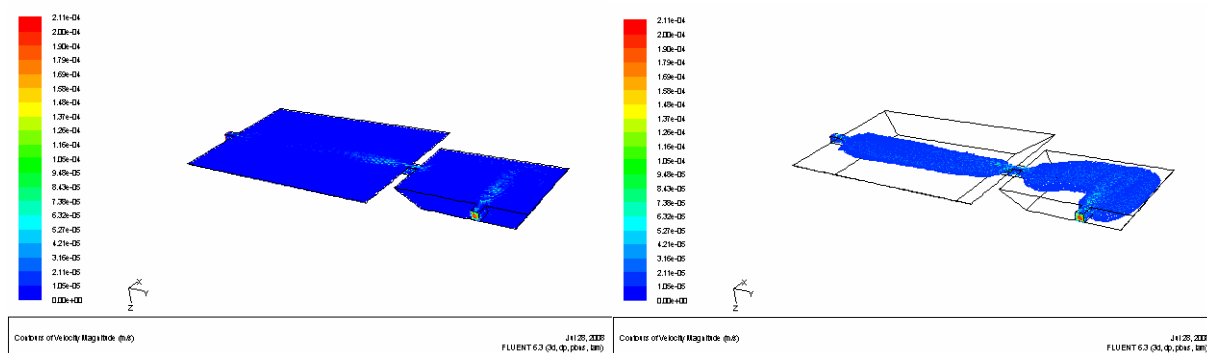


Figura A4.4.2: Gráficos de contornos de velocidade a caudal mínimo.

Os gráficos de contorno de velocidade aludem a uma distribuição de velocidades (Figura A4.4.2). Enquanto que os gráficos representativos dos vectores de velocidade permitem prever as trajectórias percorridas pelo fluido (Figura A4.4.3).

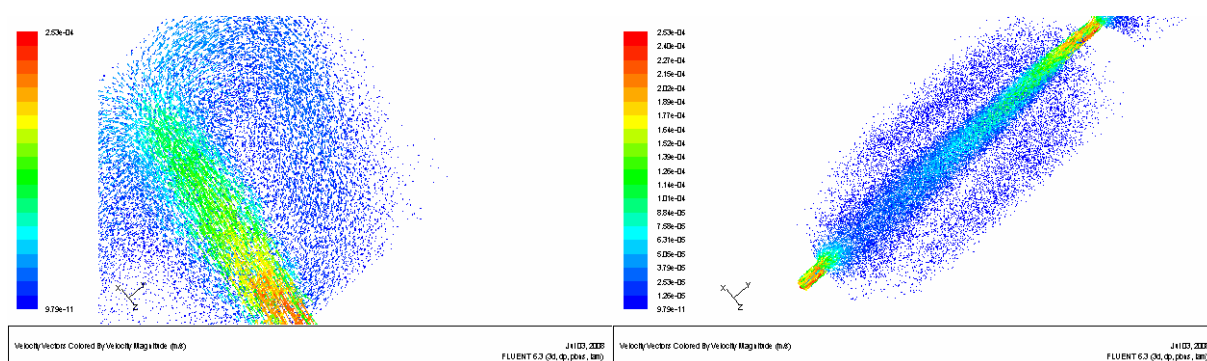


Figura A4.4.3: Gráficos de vectores de velocidade a caudal mínimo.

- **Caudal médio = 204 m³/dia**

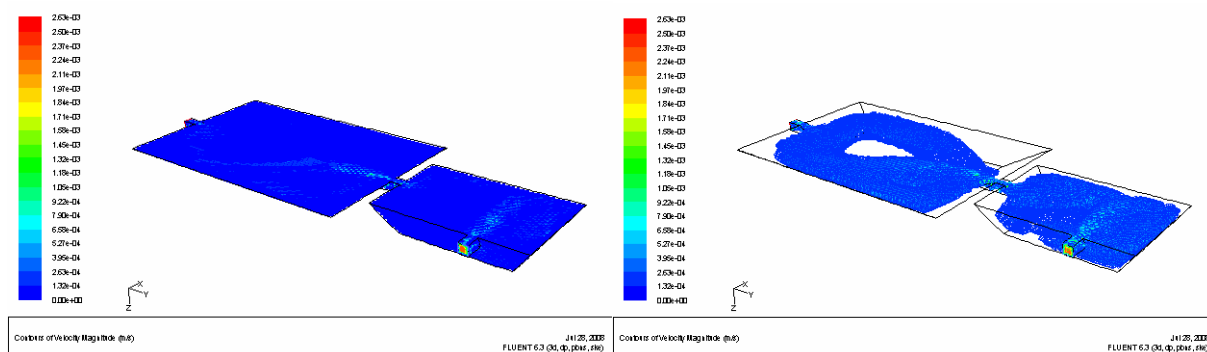


Figura A4.4.4: Gráficos de contornos de velocidade a caudal médio.

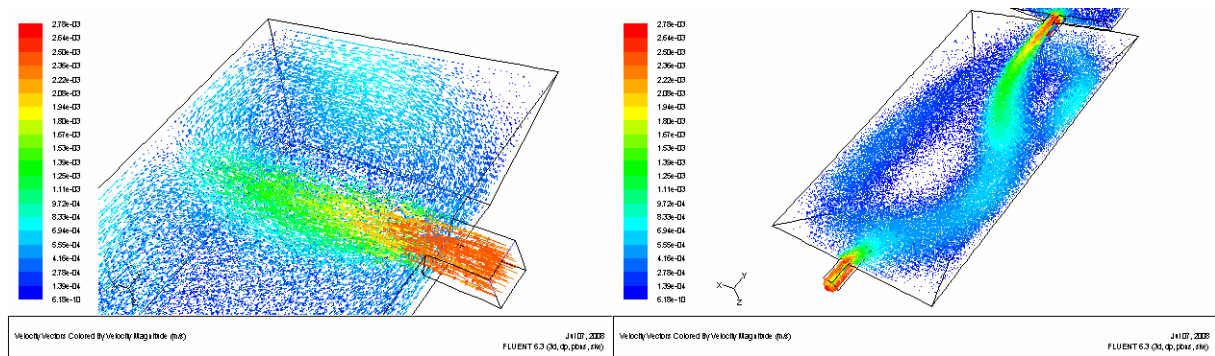


Figura A4.4.5: Gráficos de vectores de velocidade a caudal médio.

- **Caudal máximo = 909 m³/dia**

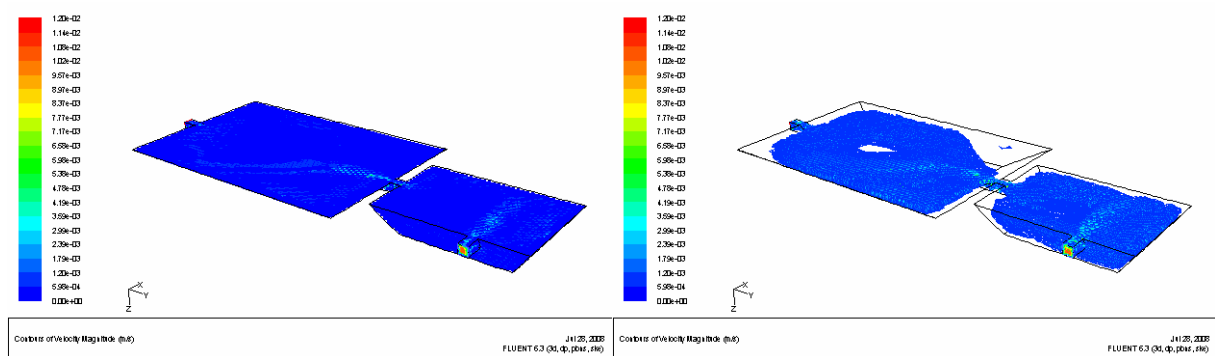


Figura A4.4.6: Gráficos de contornos de velocidade a caudal máximo.

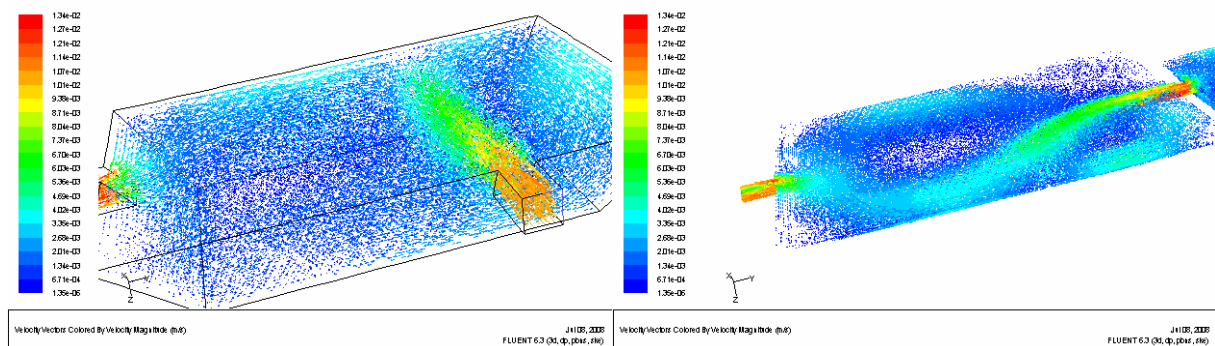


Figura A4.4.7: Gráficos de vectores de velocidade a caudal máximo.

Verifica-se que a lagoa 1 e 2 vão com o aumento do número de Reynolds, apresentando uma melhor distribuição de velocidades por toda a sua área. Esta solução apresenta um número mais elevado de zonas de volume morto. É notório em ambas as lagoas o efeito de entrada e saída, com a presença de maiores velocidades e a formação de um efeito de jacto, que para os ensaios de caudal médio e máximo tem tendência a se deslocar ligeiramente no sentido negativo de x, realizando um trajectória em 8. As velocidades são inferiores à solução real, principalmente sobre a superfície que agora está definida como parede e como tal a velocidade do filme junto à parede é nula.

Após a realização do passo1, inicializamos o sistema com água para que o perfil de velocidades esteja completamente definido aquando a introdução do degrau de tracer – passo 2 (Anexo A3).

Passo 3 – Simulação de um ensaio de tracer

Introduzimos uma perturbação em degrau unitário na concentração de entrada e analisamos a concentração na fronteira de saída ao longo do tempo. Criou-se um componente novo designado por tracer com propriedades idênticas às da água ($\rho = 1000 \text{ Kg/m}^3$ $\mu = 0.001 \text{ kg/(m.s)}$) para se verificar uma frente de fracções de massa no sentido de se calcular as conversões do reactor real. O Fluent tem agora de resolver numericamente não só as eq. de Navier Stokes mas também as equações de transporte de espécies químicas em estado não estacionário.

O sistema começa contendo apenas água á qual é adicionado em $t=0$ um degrau unitário de tracer observando-se a evolução temporal da concentração de saída.

- Caudal mínimo = 17 m³/dia**

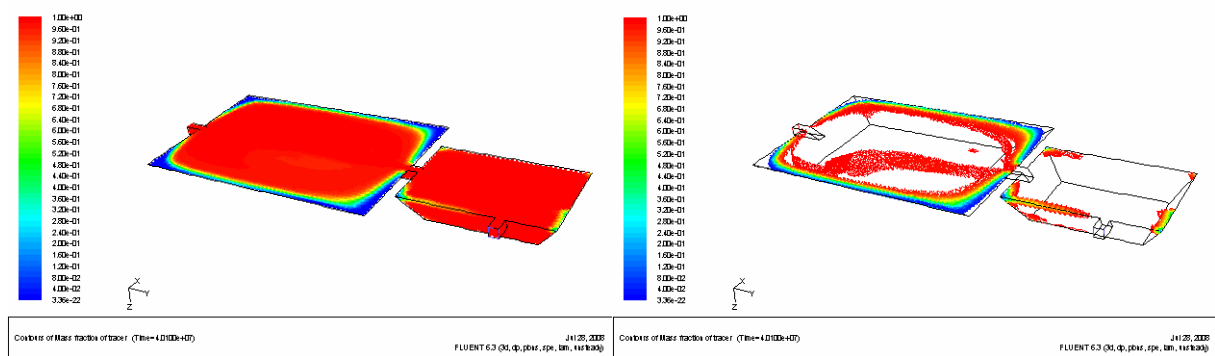


Figura A4.4.8: Gráficos de contornos da fracção de tracer na lagoa a caudal mínimo.

- Caudal médio = 204 m³/dia**

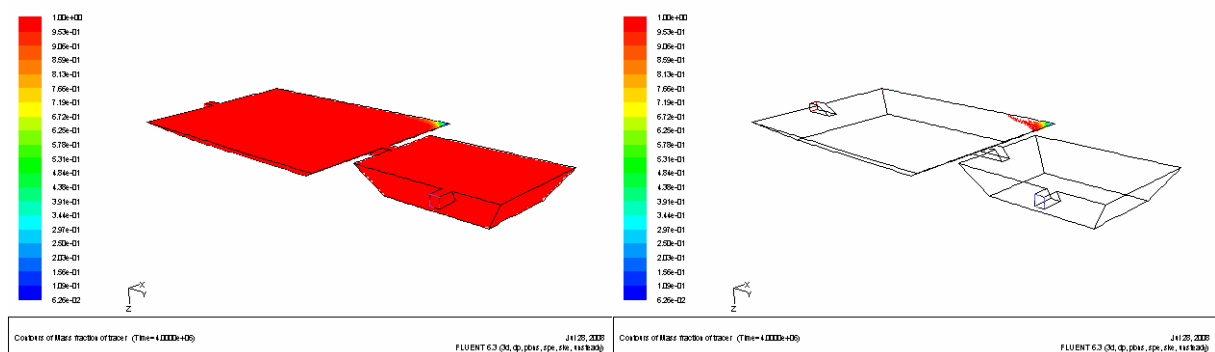


Figura A4.4.9: Gráficos de contornos da fracção de tracer na lagoa a caudal médio.

- Caudal máximo = 909 m³/dia

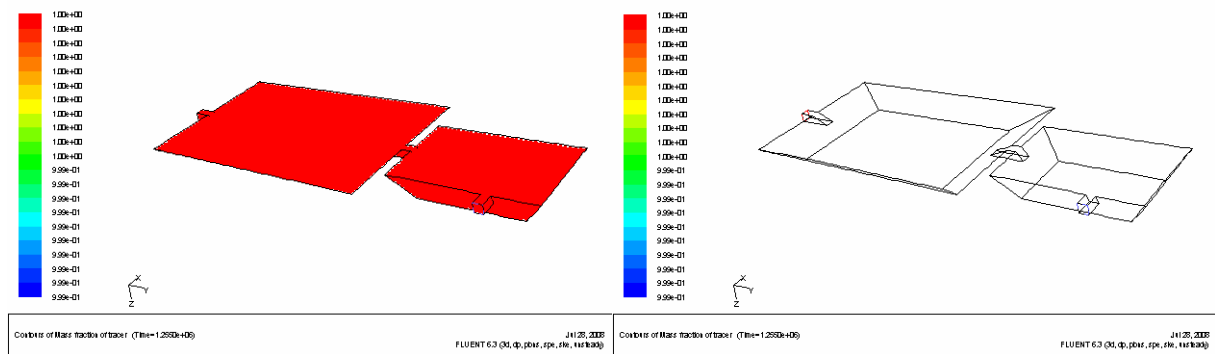


Figura A4.4.10: Gráficos de contornos da fracção de tracer na lagoa a caudal máximo.

Analisando os gráficos de contornos de fracções de tracer conferimos que para as zonas que apresentavam velocidades uma ordem de grandeza abaixo da velocidade de entrada a fracção mássica de tracer é menor enquanto que nas zonas de entrada, saída e a zona de perfil de escoamento hidrodinâmico desenvolvido a fracção de tracer é muito próxima ou mesmo unitária. A percepção de existirem maiores volumes mortos é apoiada pela comparação das figuras de contornos de tracer das duas soluções (Anexo A4.2 e Anexo A4.4)

Por análise da figura A4.4.11 verificamos que existe um ligeiro atraso inicial, progressivamente maior com a diminuição do caudal de ensaio e que se verifica pouca dispersão axial e um off-set final reduzido.

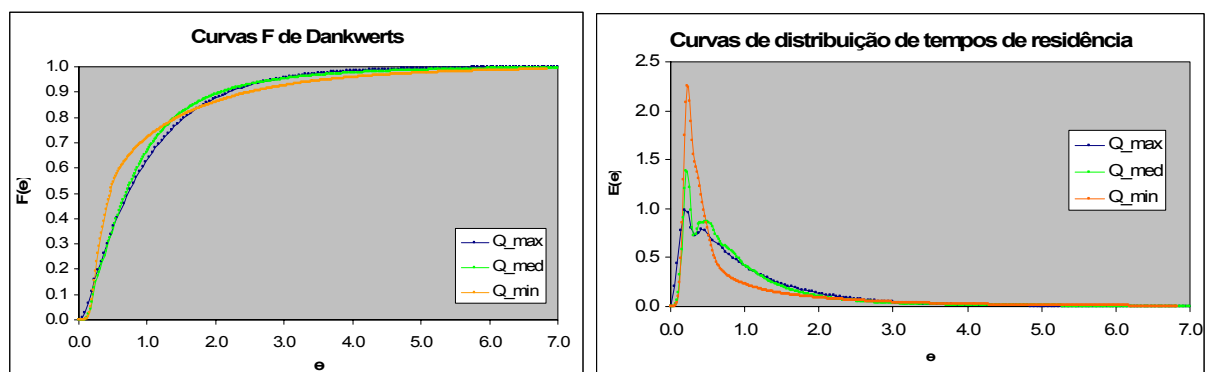


Figura A4.4.11: Curvas F de Dankwerts e Curvas de distribuição de tempos de residência para os caudais de estudo.

A figura A4.4.11 mostra que o ensaio a caudal máximo será o com maior dispersão (menor $E(\theta)$) e apresenta uma curvatura característica de um RPA – reactor perfeitamente agitado com um curto circuito (desvio ou bypass), enquanto que o ensaio a caudal mínimo apresenta um pico de maior intensidade mas de seguida um decrescente mais prolongado na curva $E(\theta)$, e com os declives na curva F – Danckwerts a serem superiores aos demais ensaios na fase inicial mas a verificar-se de seguida o mesmo efeito (Figura A4.4.11).

O tempo médio de residência deste caudal mínimo, por leitura da figura seguinte, fica deslocado do pico de $E(\theta)$ que é indicativo de zonas mortas e duma possível modelização do reactor real como um RPA e um RP em série.

Na figura A4.4.12 relacionamos as conversões em estado estacionário para uma reacção de primeira ordem em dois reactores ideais (RPA e RP), e para o reactor real a diferentes caudais e por consequente, diferentes números de Reynolds, em função do número de Damköhler ($Da = k_A \cdot \tau$). A conversão à saída, para o reactor real foi calculada a partir do modelo da Segregação Total que, para reacção de primeira ordem é idêntico ao modelo de

mistura máxima ^[9]:

$$X_{RR} = \int_0^{\infty} E(t) \times (1 - e^{-Da \cdot \theta}) dt \quad (4.2.1)$$

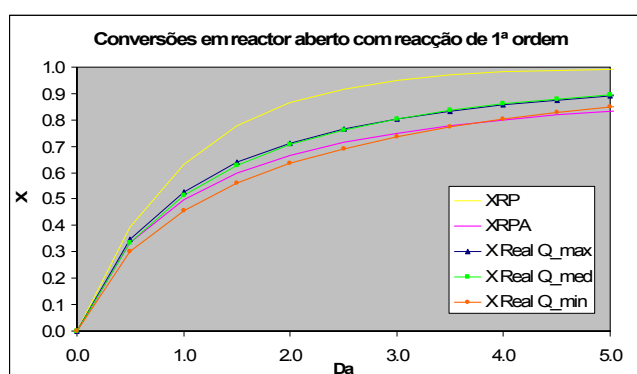


Figura A4.4.12: Conversões em reactor aberto com reacção de 1ª ordem para os caudais de estudo.

Podemos observar que a conversão dos ensaios se encontra por norma entre os valores de conversão dos reactores ideais – RP e RPA. Apesar das conversões para diferentes Reynolds não serem muito desviadas, verifica-se que para menores Reynolds a conversão é menor, derivado do volume ocupado por volumes mortos ser maior. As conversões são melhor aproximadas por um RPA mas com o aumento do número de Damköhler as conversões vão se ligeiramente aproximando de um RP. Contraditando a tendência demonstrada na dispersão, no caso da conversão são os números de Reynolds mais baixos que apresentam maior proximidade com um modelo de conversões de RPA.

Tabela A4.4.1: Tabela resumos de tempos de residência e volumes mortos

	Tempo de passagem (hr)	Tempo médio de residência (hr)	Volume morto (%)	Volume morto (m ³)
Q_max	29.76	30.32	-1.90%	-21.4
Q_med	132.5	129.4	2.32%	26.1
Q_min	1625	1504	7.48%	84.3

Ao contrário do que seria de esperar, por análise da tabela A4.4.1, para Reynolds elevados em vez de se verificar um maior volume morto do que para o caudal mínimo, devido às características da hidrodinâmica do reactor os tempos de residência médios vão ser inferiores ao tempo de passagem. Por outro lado, para Reynolds mais baixos o tempo de passagem vai ser superior ao tempo de residência médio pelo que origina volumes mortos. De acordo com a tabela A4.4.1, para uma operação do sistema a caudal mínimo verificamos um volume morto de 7.48%, que corresponde a 84.3 m³ de água residual estagnada no sistema. O sistema está dimensionado de uma forma aceitável uma vez que para o caudal médio de operação, apresenta uma percentagem de volumes mortos reduzida, 2.32% que no entanto tentamos melhorar com a introdução de um septo, descrito em detalhe de seguida.

4.5 Considerando o sistema como um reactor a volume máximo, com paredes reais e septo (time step = $\tau/50$) – Solução lagoas cobertas à noite

Com o objectivo de melhorar o escoamento nas lagoas introduzimos um septo centrado com o ponto de alimentação da segunda lagoa e com as dimensões de 5x0.5x2 metros, situado a uma distância de 10 metros da corrente de alimentação, a $\frac{1}{4}$ do comprimento da lagoa. O esquema de simulação é idêntico ao realizado nos ensaios anteriores e seguindo o (anexo A3) aplicam-se os mesmos critérios do ensaio anterior e tem como objectivos comparar se existem melhorias face à solução de sistema completamente isolado, com a introdução de um septo.

Malha:

A malha usada nesta simulação é idêntica à utilizada na simulação sem septo, variando apenas a introdução do septo com as dimensões de 5x0.5x2 metros, situado a uma distância de 10 metros da corrente de alimentação

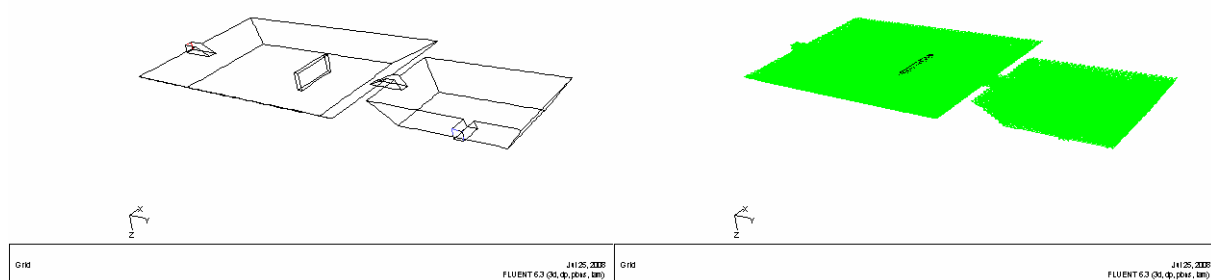


Figura A4.5.1: Representação da malha e septo em pormenor.

Passo 1 – Simulação de escoamento em estado estacionário

- **Caudal mínimo = 17 m³/dia**

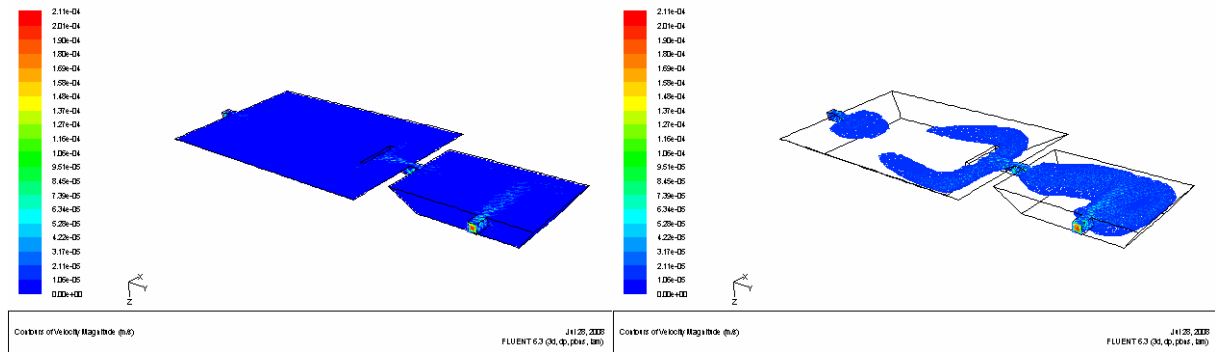


Figura A4.5.2: Gráficos de contornos de velocidade a caudal mínimo.

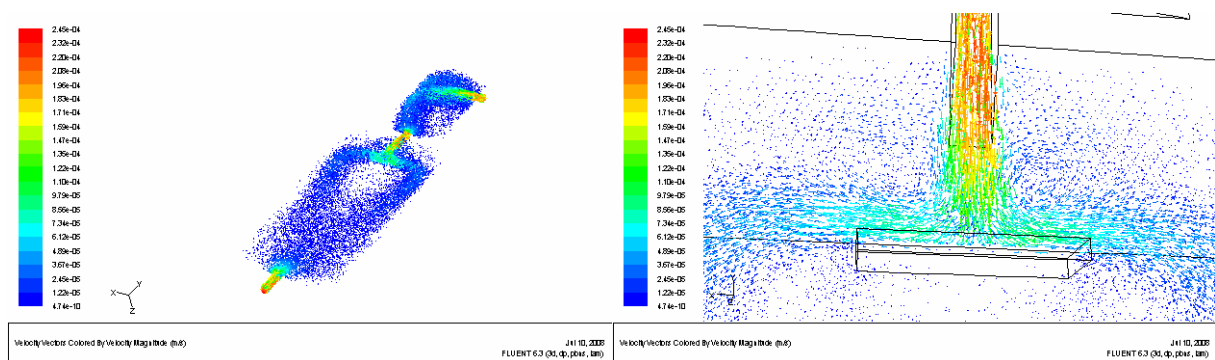


Figura A4.5.3: Gráficos de vectores de velocidade a caudal mínimo.

- **Caudal médio = 204 m³/dia**

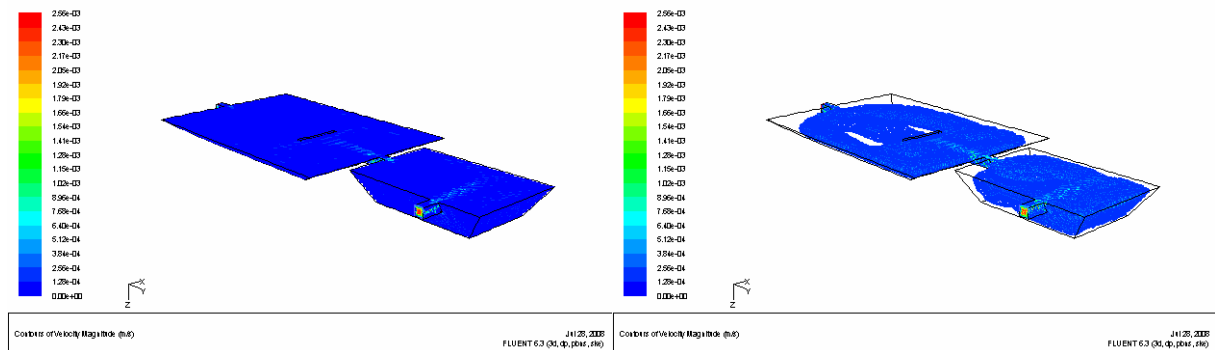


Figura A4.5.4: Gráficos de contornos de velocidade a caudal médio.

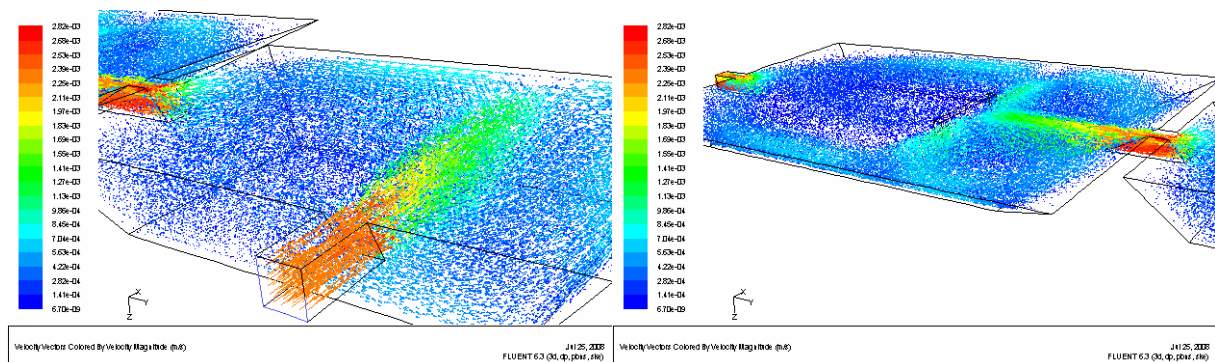


Figura A4.5.5: Gráficos de vectores de velocidade a caudal médio.

- Caudal máximo = 909 m³/dia

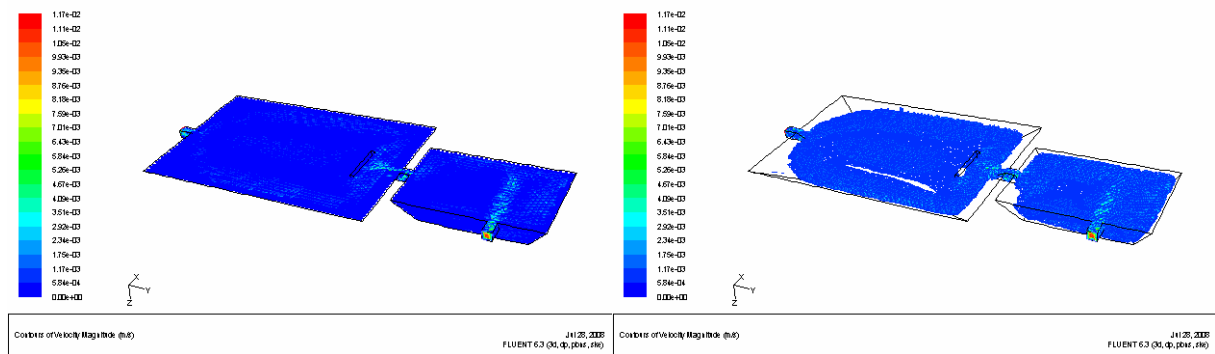


Figura A4.5.6: Gráficos de contornos de velocidade a caudal máximo.

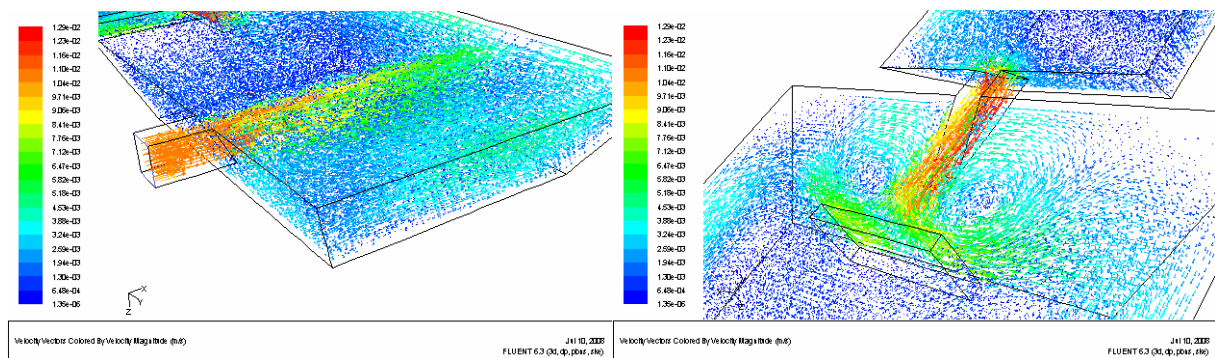


Figura A4.5.7: Gráficos de vectores de velocidade a caudal máximo.

Verifica-se que a lagoa 1 vai com o aumento do número de Reynolds, apresentando uma melhor distribuição de velocidades por toda a sua área. A lagoa 2 apresenta também uma melhor distribuição de velocidades com o aumento do número de Reynolds, ou seja, por uma análise comparativa, verifica-se a presença de um maior volume com velocidades compreendidas até uma ordem de grandeza inferior à velocidade de entrada. É notório em ambas as lagoas o efeito de entrada e saída, com a presença de maiores velocidades mas com a introdução do septo atenua a formação de um efeito de jacto e conduz a uma redução dos volumes mortos presentes na lagoa perante a solução do anexo A4.4. Perante as soluções do anexo A4.2 e A4.3 os resultados aparentam-se próximos.

Após a realização do passo1, inicializamos o sistema com água para que o perfil de velocidades esteja completamente definido aquando a introdução do degrau de tracer – passo 2 (Anexo A3).

Passo 3 – Simulação de um ensaio de tracer

O sistema começa contendo apenas água á qual é adicionado em t=0 um degrau unitário de tracer observando-se a evolução temporal da concentração de saída.

- **Caudal mínimo = 17 m³/dia**

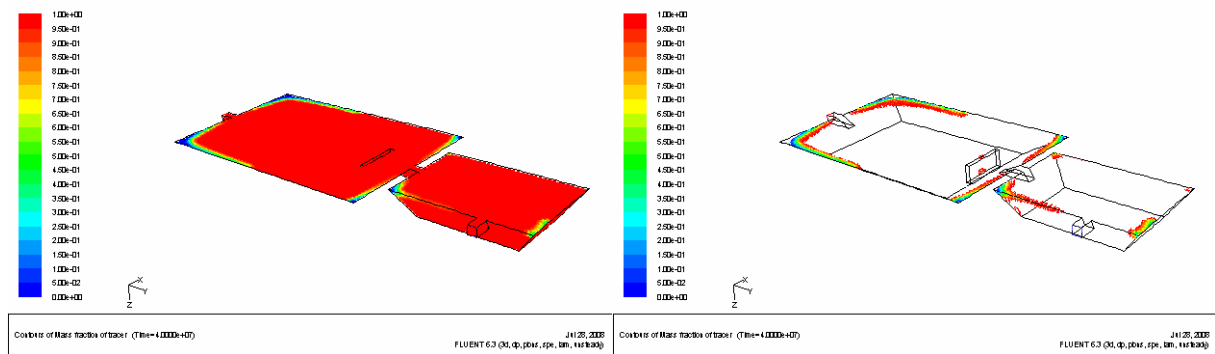


Figura A4.5.8: Gráficos de contornos da fracção de tracer na lagoa a caudal mínimo.

- **Caudal médio = 204 m³/dia**

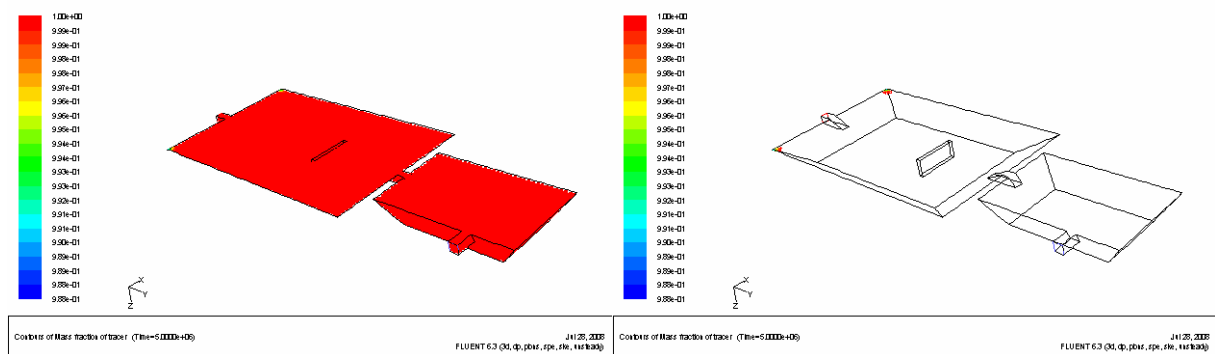


Figura A4.5.9: Gráficos de contornos da fracção de tracer na lagoa a caudal médio.

- **Caudal máximo = 909 m³/dia**

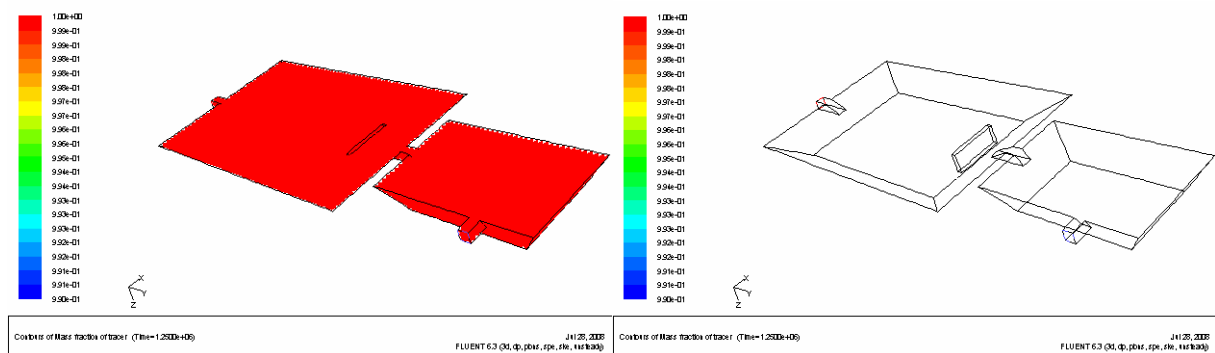


Figura A4.5.10: Gráficos de contornos da fracção de tracer na lagoa a caudal máximo.

Por comparação com os ensaios sem septo (Figuras A4.5.7 a A4.5.9), podemos verificar que a presença do septo (Figuras A4.5.8 a A4.5.10) a nível do ensaio de tracer favoreceu ligeiramente a distribuição de tracer por todas as zonas do sistema de lagoas, mas como o valor de volume sem tracer é bastante reduzido ao final dos dez tempos de passagem não é notória uma melhoria ou não dos volumes mortos.

É portanto importante uma análise da distribuição dos tempos de residência dentro das lagoas para tentar quantificar os efeitos em termos de escoamento da introdução do septo no sistema.

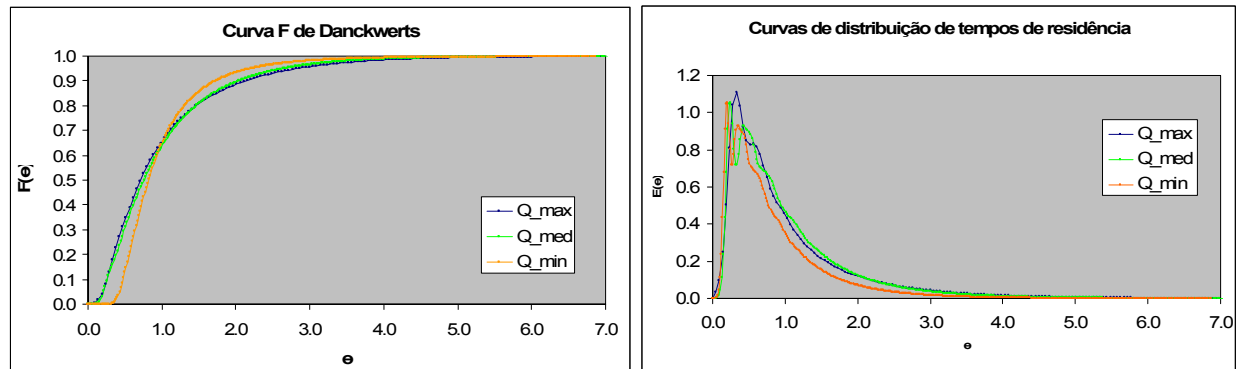


Figura 4.3.11: Curvas F de Dankwerts e Curvas de distribuição de tempos de residência para os caudais de estudo.

A figura A4.5.11 apresenta as curvas F de Dankwerts em que podemos verificar que após a introdução do degrau de tracer, este é denotado primeiro na corrente de saída para caudais maiores, no entanto a sua concentração na saída atinge o valor unitário com um menor número de tempos de passagem equivalentes para o ensaio de caudal mínimo, ao contrário do que se verificava na figura A4.5.10. As curvas de distribuição de tempos de residência (Figura A4.5.11) apresentam agora menores intensidades e um comportamento muito mais estável e homogêneo para os diferentes caudais. De verificar que com o aumento do caudal a dispersão das curvas $E(\theta)$ vai aumentando, aproximando-se o comportamento do reactor real a um RPA.

Ao nível das conversões em reactor aberto o sistema a operar a um caudal mínimo tem um comportamento próximo de um reactor pistão, contrariamente ao que se verificava no ensaio sem septo. As lagoas a operar a caudais médios ou máximos tem um comportamento similar a um RPA para baixos números de Damköhler e vão-se aproximando de um comportamento de RP para Damköhler elevados (Figura A4.5.12).

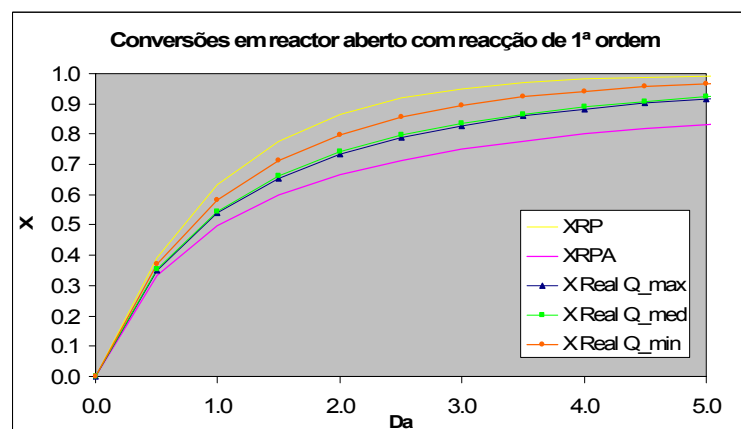


Figura A4.5.12: Conversões em reactor aberto com reacção de 1ª ordem para os caudais de estudo.

Contrariamente ao verificado no ensaio sem septo, a tendência verificada na Figura A4.5.11 de uma maior dispersão para caudais mais elevados e consequente aproximação de um modelo RPA, é também corroborada pelo estudo de conversões em reactor aberto com reacção de 1ª ordem presente na figura A4.5.12.

Tabela A4.5.1: Tabela resumos de tempos de residência e volumes mortos

	Tempo de passagem (hr)	Tempo médio de residência (hr)	Volume morto (%)	Volume morto (m ³)
Q_max c/septo	29.63	30.13	-1.71%	-19.1
Q_med c/septo	131.9	133.0	-0.83%	-9.31
Q_min c/septo	1618	1629	-0.68%	-7.58

Com a introdução do septo (Tabela A4.5.1) existe uma melhora das percentagens de volume morto, estando contudo o sistema constantemente em ligeiro bypass. A caudal mínimo o volume morto do reactor reduziu de 84.3 m³ para um volume em bypass de 7.58 m³, enquanto para o caudal médio a redução é menos significativa, de 26.1 para 9.31 m³ e ao caudal máximo a redução de volume em bypass é de 2.3 m³. A melhoria é portanto regular para todos os caudais, parecendo contudo o sistema estar melhor condicionado para caudais baixos. A existência de um bypass é uma situação anormal e que numa análise da situação real se apresenta muito pouco provável dado que a entrada e saída das correntes dista de 65 m e as velocidades de escoamento na lagoa são relativamente baixas.

Este facto pode se relacionar com qualquer anomalia na simulação ou, como as variações dos tempos de residência são reduzidas para as soluções apresentadas nos anexos A4.2 a A4.4 e podem ser atribuídas a erros numéricos do simulador devido à utilização de um passo de tempo elevado (mais rápido mas menos preciso). No entanto os gráficos de contornos de velocidades e tracer fornecem informações que podem ser úteis para avaliar o impacto de a alteração de algum parâmetro de layout no sistema de tratamento da ETAR.

Anexo 5 Base bibliográfica de análise económica



Banco de Portugal
EUROSISTEMA

segunda-feira, 19 de Maio de 2008

Taxas de juro EONIA/EURIBOR

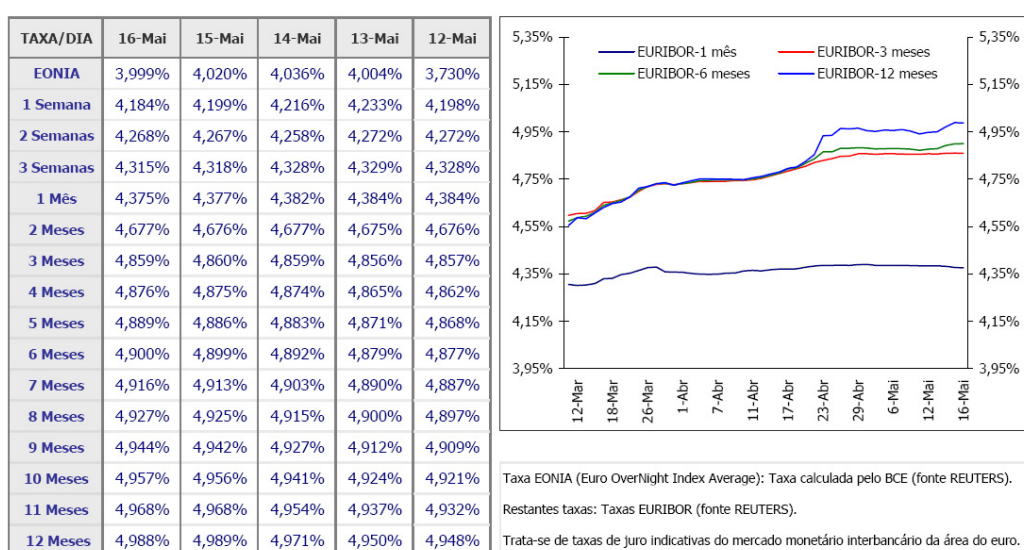


Figura A4.1: Tabela de Taxas de Juro EURIBOR



TARIFÁRIO

A praticar pela AC, Águas de Coimbra, E.M., a partir de 1 de Janeiro de 2008

TARIFA VOLUMÉTRICA DE ÁGUA (por mês)		DISPONIBILIDADE SERVIÇO DE ÁGUA (por mês)	
Consumos familiares			
0 - 5 m ³	0,446 €/m ³	Até 15 mm	3,20 €
6 - 15 m ³	0,743 €/m ³	20 mm	4,80 €
> 15 m ³	1,486 €/m ³	25 mm	7,50 €
		30 mm	14,75 €
		40 mm	25,00 €
		50 mm	60,00 €
		60/65 mm	70,00 €
		80 mm	85,00 €
		100 mm	105,00 €
		125 mm	130,00 €
		150 mm	160,00 €
Tarifa Especial Familiar (1)			
0 - 5 m ³	0,446 €/m ³		
> 5 m ³	0,743 €/m ³		
Tarifa Social (2)			
0 - 15 m ³	0,435 €/m ³		
Consumos Não Familiares			
Comércio, Indústria ou Serviços	1,018 €/m ³		
Hospitais e Centros de Saúde	1,486 €/m ³		
Restantes Serviços Públicos	2,972 €/m ³		
Protocolos c/Autarquias Locais	0,743 €/m ³		
Instituições de Solidariedade Social	0,743 €/m ³		
Escolas Públicas do Ensino Básico e Secundário	1,486 €/m ³		
Outros	1,018 €/m ³		
Instalação, Substituição ou Renovação de Ramal de Água		Instalação, Substituição ou Renovação de Ramal de Saneamento	
Até 4,00 m de extensão	295,00 €	Até 6,00 m de extensão	400,00 €
Por acréscimo de cada metro de extensão ou fracção de metro	32,50 €	Por acréscimo de cada metro de extensão ou fracção de metro	37,50 €
Tarifa de Vazamento de Fossas Sépticas		Ensaio e Fiscalização	
Familiar	60,00 € + 0,247 €/m ³		41,40 €
Não Familiar	60,00 € + 0,741 €/m ³	Aferição do Contador	
			40,50 €
Interrupção		Transferência do Contador	
	15,70 €		36,50 €
Restabelecimento		Tarifa de Colocação do Contador	
	15,70 €		36,50 €

Estes valores são acrescidos do IVA à taxa legal em vigor.

Nota 1: A obtenção da **Tarifa Especial Familiar** deverá ser solicitada na AC, Águas de Coimbra, E.M., mediante apresentação do Cartão Social para famílias numerosas.

Nota 2: A obtenção da **Tarifa Social** deverá ser solicitada na AC, Águas de Coimbra, E.M., mediante apresentação de declaração da Segurança Social que comprove que o rendimento do agregado familiar do titular do contrato não ultrapassa o dobro do valor da pensão mínima legalmente estabelecida.

Figura A4.2: Tabela de tarifas municipais de águas residuais.