

**AVALIAÇÃO DO EFEITO DO ESTUÁRIO DO AVE NA QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES DO  
CONCELHO DE VILA DO CONDE**

---

**Rui Miguel Bandeira da Silva**

**AVALIAÇÃO DO EFEITO DO ESTUÁRIO DO AVE NA  
QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES DO CONCELHO  
DE VILA DO CONDE**

**Universidade Fernando Pessoa**

**Porto, 2011**

**AVALIAÇÃO DO EFEITO DO ESTUÁRIO DO AVE NA QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES DO  
CONCELHO DE VILA DO CONDE**

---

**AVALIAÇÃO DO EFEITO DO ESTUÁRIO DO AVE NA QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES DO  
CONCELHO DE VILA DO CONDE**

---

**Rui Miguel Bandeira da Silva**

**AVALIAÇÃO DO EFEITO DO ESTUÁRIO DO AVE NA  
QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES DO CONCELHO  
DE VILA DO CONDE**

**Universidade Fernando Pessoa**

**Porto, 2011**

**Rui Miguel Bandeira da Silva**

**AVALIAÇÃO DO EFEITO DO ESTUÁRIO DO AVE NA  
QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES DO CONCELHO  
DE VILA DO CONDE**

Dissertação apresentada à Universidade  
Fernando Pessoa como parte dos  
requisitos para obtenção do grau de  
mestre em Engenharia e Gestão  
Ambiental.

---

Rui Miguel Bandeira da Silva

## SUMÁRIO

A contaminação microbiológica das zonas balneares é um problema que afecta a utilização recreativa das zonas costeiras do Mundo inteiro. A presença de microrganismos na água pode resultar num aumento de risco para a saúde pública, para os utilizadores das zonas balneares levando muitas das vezes à interdição de banhos nesses locais.

O objectivo geral deste trabalho é criar uma ferramenta que permita antecipar a ocorrência de poluição microbiológica nas praias de Vila do Conde (VC), em função de diversos factores físico-químicos e biológicos e que possa servir no futuro como um sistema de aviso relativo à qualidade da água balnear. Para atingir o objectivo proposto, a metodologia adoptada baseia-se na análise espacial e temporal de dados de qualidade microbiológica das águas costeiras do concelho de VC, na implementação de um modelo hidrodinâmico tridimensional, com um módulo de bactérias acoplado, para o estuário do Ave e zona costeira adjacente e na realização de simulações com o mesmo.

Do estudo efectuado verificou-se que tem havido uma melhoria na qualidade das águas balneares do concelho de Vila do Conde ao longo dos últimos anos. O modelo permitiu simular a dispersão e o decaimento da contaminação bacteriana do estuário para a zona costeira adjacente. As bactérias coliformes fecais (*Escherichia coli*) foram utilizadas como indicadores de qualidade das águas balneares sob a Directiva europeia relativa à qualidade das mesmas. Constatou-se que tanto os ventos predominantes de Norte como os de Sul têm um maior impacte negativo na qualidade microbiológica das águas das praias situadas ao Sul do estuário do que nas situadas a Norte do mesmo. Os resultados obtidos são ainda preliminares, pois não foi possível validar o modelo, em função da ausência de dados de caudal do Ave disponíveis para o período de amostragem. Estes resultados sugerem que o modelo subestima a penetração da cunha salina no estuário do Ave, apontando para a realização de mais trabalho de campo como forma de parametrizar melhor as condições de simulação.

## ABSTRACT

Microbiological contamination of bathing areas is a problem that threatens the recreational use of coastal areas around the world. Microorganisms in water can result in an increased risk to public health, to users of bathing areas and often leads to the prohibition of swimming in these locations.

The overall objective of this work is to create a tool to predict the occurrence of microbiological pollution on the beaches of Vila do Conde municipality (VC), according to various physical and biological factors, and that can be used as a future warning system on bathing water quality. To achieve this objective, the methodology is based on the analysis of spatial and temporal microbiological quality data of coastal waters of VC, on the implementation of a three-dimensional hydrodynamic model, with a module of bacterial decay for the Ave estuary and adjacent coastal areas, and on realization of several simulations with the model.

From the results of this study it was found that there has been an improvement in bathing water quality in the study area in recent years. The model allowed simulating the dispersal and decay of microbiological contamination from the estuary to the adjacent coastal area. Fecal coliform bacteria (*Escherichia coli*) was used as an indicator of water quality under the European Directive on the bathing water quality. Model results suggest that both northern and southern winds have a larger negative impact on bathing water quality in the area located to the south of the Ave estuary than in the northern areas. These results are still preliminary since it was not possible to validate the model due to lack of river flow data for the period under study. Obtained results also suggest that the model underestimates the salt intrusion into the estuary, stressing the need for further field work towards a better model parameterization.

## **DEDICATÓRIA**

Aos meus pais o muito obrigado por tudo o que fizeram ao longo das suas vidas, pois sem os seus sacrifícios nunca conseguiria chegar até aqui.

Por último, à minha esposa Andreia, por toda a paciência, dedicação e incentivo que prestou ao longo deste trabalho, por todo o carinho que me deu nos momentos mais difíceis.

## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de agradecer à pessoa do Professor Doutor Bordalo e Sá pela cedência do equipamento utilizado para a realização das campanhas, sem o qual não seria possível a realização desta tese.

Ao Professor Doutor Pedro Duarte pela orientação prestada e pelo empenho e afinco que sempre dedicou a este trabalho, aos seus conselhos sábios e à sua motivação.

## ÍNDICE GERAL

<b>I – INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
1.1 – Enquadramento geral.....	14
1.2 – Objectivo e âmbito .....	18
<b>II – CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....</b>	<b>20</b>
2.1 – Área de estudo.....	20
2.2 – Hidrologia e Clima .....	22
<b>III – MONITORIZAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA.....</b>	<b>24</b>
3.1 - Parâmetros de avaliação da qualidade das águas balneares .....	24
3.1.1 - Avaliação microbiológica da água.....	25
3.1.2 - Levantamento de todas as potenciais fontes de poluição.....	27
3.1.3 - Poluição de curta duração .....	28
3.1.4 - Poluição decorrente de situações anormais.....	29
3.1.5 - Poluição difusa .....	29
3.2 - Qualidade das águas balneares de Vila do conde .....	30
<b>IV – MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>37</b>
4.1 – Amostragem.....	37
4.2 – Descrição do modelo .....	39
4.2.1 – Hidrodinâmica dos sistemas aquáticos.....	42
4.2.2 – Termodinâmica .....	45
4.2.3 – Bactérias .....	46
4.3 – Implementação do modelo.....	47
4.4 – Dados de forçamento.....	50
4.5 – Organização e metodologia das simulações .....	51
<b>V – RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>56</b>
5.1 – Análise dos resultados da amostragem.....	56
5.2 – Análise das simulações .....	59
5.2.1 – Série I – Teste ao desempenho do modelo .....	59
5.2.1.1 – Simulações I.1 a I.8 .....	59
5.2.2 – Série II – Avaliação da contribuição do caudal .....	61
5.2.2.1 – Simulações II.1 a II.6 .....	61

5.2.3 – Série III – Avaliação da influência da direcção do vento na dispersão da pluma da água ao longo do estuário .....	75
5.2.3.1 – Simulações III.1 a III.3 .....	75
5.2.4 – Série IV – Avaliação da contaminação bacteriana nas zonas balneares em função dos regimes de vento .....	79
5.2.4.1 – Simulações IV.1 a IV.3 .....	79
<b>VI – CONCLUSÕES.....</b>	<b>84</b>
<b>BIBLIOGRAFIA.....</b>	<b>87</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> – Imagem do Rio Ave (fonte: Google Earth).....	20
<b>Figura 2</b> – Esquema de distribuição dos interceptores e das ETAR's (fonte Tratave, 2003).....	21
<b>Figura 3</b> – Zona costeira de Vila do Conde (fonte: IGEO).....	22
<b>Figura 4</b> – Localização das estações e pontos de amostragem existentes nas zonas balneares de Vila do Conde (fonte: SNIRH).....	31
<b>Figura 5</b> – Concentração bacteriana na zona balnear da Frente Urbana – Sul (concentração em unidades formadores de colónias) (fonte: adaptado de SNIRH)...	32
<b>Figura 6</b> – Concentração bacteriana na zona balnear da Frente Urbana – Norte (concentração em unidades formadores de colónias) (fonte: adaptado de SNIRH)...	33
<b>Figura 7</b> – Concentração bacteriana na zona balnear do Mindelo (concentração em unidades formadores de colónias) (fonte: adaptado de SNIRH).....	34
<b>Figura 8</b> – Concentração bacteriana na zona balnear de Vila Chã (concentração em unidades formadores de colónias) (fonte: adaptado de SNIRH).....	35
<b>Figura 9</b> – Evolução temporal da qualidade das águas balneares de Vila do Conde.....	36
<b>Figura 10</b> – Levantamento batimétrico (metros) e localização das estações de amostragem. 1) Foz, 2) Em frente ao CMIA, 3) Junto á ponte.....	38
<b>Figura 11</b> – Interface do modelo EcoDynamo.....	39
<b>Figura 12</b> – Identificação do domínio (fonte: anónima).....	48
<b>Figura 13</b> – Identificação do sub-domínio (fonte: anónima).....	49
<b>Figura 14</b> – Dados de forçamento da temperatura do ar.....	50
<b>Figura 15</b> – Dados de forçamento da velocidade do vento.....	51
<b>Figura 16</b> – Dados de forçamento da direcção do vento.....	51
<b>Figura 17</b> – Valores de salinidade (psu) observados.....	57
<b>Figura 18</b> – Valores de temperatura (°C).....	57
<b>Figura 19</b> – Valores das velocidades da corrente a 1 e a 4 m de profundidade observados e previstos em função dos diversos cenários simulados.....	58
<b>Figura 20</b> – Distribuição espacial da salinidade para uma profundidade de 3,80 m em situação de enchente a) e de vazante b) para a simulação padrão.....	60
<b>Figura 21</b> – Simulações II.1 a II.6 com 15 camadas verticais (cf. – Tabela 4). Comparação entre os valores observados e simulados de salinidade (psu) em função	

da profundidade (m) e do caudal fluvial para um período de enchente para a) 1, b) 2, c) 3.....	64
<b>Figura 22</b> – Simulações II.1 a II.6 com 15 camadas verticais (cf. – Tabela 4). Comparação da salinidade na camada superficial em período de enchente em função dos vários caudais sendo a) II.1, b) II.2, c) II.3, d) II.4, e) II.5, f) II.6. ....	66
<b>Figura 23</b> – Simulações II.1 a II.6 com 15 camadas verticais. Comparação da salinidade na camada superficial em período de vazante em função dos vários caudais sendo a) II.1, b) II.2, c) II.3, d) II.4, e) II.5, f) II.6. ....	67
<b>Figura 24</b> – Simulações II.1 a II.6 com 15 camadas verticais. Comparação da salinidade na camada 5 (3,80 m de profundidade) em período de enchente em função dos vários caudais sendo a) II.1, b) II.2, c) II.3, d) II.4, e) II.5, f) II.6. ....	68
<b>Figura 25</b> – Simulações II.1 a II.6 com 15 camadas verticais. Comparação da salinidade na camada de fundo (3,80 m) em período de vazante em função dos vários caudais sendo a) II.1, b) II.2, c) II.3, d) II.4, e) II.5, f) II.6.....	69
<b>Figura 26</b> – Distribuição espacial da salinidade na simulação II.2 para a camada superficial. ....	70
<b>Figura 27</b> – Campo de velocidades residuais da corrente para a simulação II.1.....	71
<b>Figura 28</b> – Campo de velocidades residuais da corrente para a simulação II.2.....	73
<b>Figura 29</b> - Campo de velocidades residuais da corrente para a simulação II.3. ....	73
<b>Figura 30</b> - Campo de velocidades residuais da corrente para a simulação II.4. ....	74
<b>Figura 31</b> - Campo de velocidades residuais da corrente para a simulação II.5. ....	74
<b>Figura 32</b> - Campo de velocidades residuais da corrente para a simulação II.6. ....	74
<b>Figura 35</b> – Dispersão da pluma salina para condições da simulação III.2 (salinidade em psu). ....	79
<b>Figura 36</b> – Simulação IV.1 ao fim de 12 horas de simulação (concentração bacteriana em ufc).....	80
<b>Figura 37</b> – Simulação IV.2 ao fim de 12 horas de simulação (concentração bacteriana em ufc).....	81
<b>Figura 38</b> – Simulação IV.3 ao fim de 12 horas de simulação (concentração bacteriana em ufc).....	82

## ÍNDICE DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> – Conformidade da Águas Costeiras e Interiores da União Europeia. ....	15
<b>Tabela 2</b> – Parâmetros de avaliação da qualidade microbiológica das águas balneares, e métodos de análise a utilizar, segundo a Directiva 2006/07/CE. ....	27
<b>Tabela 3</b> – Objectos do EcoDynamo e principais variáveis associadas (adaptado de Pereira e Duarte (2005)). ....	40
<b>Tabela 4</b> – Simulações efectuadas e respectivas condições testadas (ver texto). ....	54
<b>Tabela 5</b> – Análise da influência da alteração da rugosidade, difusividade máxima vertical e do coeficiente de difusão vertical máximo na concentração média salina do estuário. ....	60

## **I – INTRODUÇÃO**

### **1.1 – Enquadramento geral**

O litoral português é muito extenso e inclui um grande número de zonas balneares, muitas das quais com cursos de água afluentes, cuja foz é também utilizada para banhos. Algumas destas ribeiras e rios desempenhavam, até algum tempo atrás, um papel de drenagem das águas residuais de origem doméstica e industrial, provocando níveis de poluição preocupantes. No entanto, tem havido esforços no sentido de implementar ou melhorar infra-estruturas de saneamento básico, pelo que o panorama recente poderá estar a mudar. A necessidade de informação do estado de qualidade das ribeiras que desagüam para as zonas balneares oceânicas prende-se com diversos factores: (i) Estas zonas são muito procuradas por pessoas na época balnear, principalmente crianças, pois essas águas são geralmente mais calmas que o mar; (ii) Estas ribeiras podem ter uma influência importante na qualidade da água nas zonas costeiras; (iii) Algumas das ribeiras desagüam em zonas balneares galardoadas com a Bandeira Azul da Europa, em que um dos critérios a ter em consideração é o da qualidade microbiológica da água (Vieira, 2003).

As praias do litoral do concelho de Vila do Conde (VC) sofrem a influência do estuário do Ave e das ribeiras da Trofa, Covelas e Matadouro. Segundo dados do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH), a qualidade da água das praias de VC sofreu uma melhoria significativa desde o ano de 2003. Este facto pode ser confirmado através dos dados oficiais de verificação de conformidade da Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte, podendo os boletins de análise referentes às águas balneares marítimas e estuarinas ser consultados no endereço electrónico: <http://www.iambiente.pt> e <http://snirh.pt>.

A Directiva 2006/7/CE (transposta para a legislação nacional pelo Decreto-lei 135/2009) relativa à Gestão da Qualidade das Águas Balneares revoga a actual Directiva 76/160/CEE. Os seus principais objectivos consistem na preservação, protecção e melhoria da qualidade do ambiente e na protecção da saúde humana, em

complemento da Directiva 2000/60/CE (Directiva Quadro da Água, doravante designada DQA) (Directiva 2006/7/CE). A Directiva 2006/7/CE impõe novos desafios na sua implementação relativamente a: i) classificação da qualidade das águas balneares; ii) gestão da qualidade ambiental; e iii) prestação de informação ao público. Pretende ainda sensibilizar as diferentes entidades nacionais, regionais e locais com competência na sua implementação, bem como na gestão ambiental da poluição que afecta a qualidade das águas balneares, para a necessidade de ser desenvolvido um conjunto de acções que visem a protecção da saúde pública dos banhistas. Esta Directiva surge com o objectivo de acompanhar os novos conhecimentos científicos na matéria, e de responder à actual procura e usufruto das águas balneares. Tem como objectivo a preservação, protecção e melhoria da qualidade do ambiente e a protecção da saúde humana, em complemento da Directiva 76/160/CEE.

Uma das grandes diferenças, relativamente à Directiva 76/160/CEE, é a sua pro-actividade, uma vez que não incide na qualidade da água por si só, mas sim em todo o meio envolvente de modo a entender as suas fraquezas e potencialidades, exigindo uma avaliação prévia das possíveis fontes de poluição.

Segundo a União Europeia (COM, 2001) a qualidade das Águas Balneares melhorou nos últimos anos, como se pode verificar na tabela seguinte, que apresenta os resultados do relatório das épocas balneares de 1992 e 2001.

**Tabela 1** – Conformidade da Águas Costeiras e Interiores da União Europeia.

Ano	Águas Costeiras		Águas Interiores da UE	
	Conformes(a) )	Outras (b)	Conforme s	Outras
1992	84.9%	15.1 %	47.5 %	52.5 %
2001	95.8%	4.2 %	91.1 %	8.9 %

(a) Conformes às normas de cumprimento obrigatório estabelecidas na Directiva 76/160/CEE

(b) Zonas balneares não conformes às normas obrigatórias da Directiva 76/160/CEE, objecto de amostragem insuficiente ou com interdição de banho

A Directiva 2006/07/CE propõe uma nova definição de águas balneares:

Todas as águas interiores de superfície, correntes ou paradas, águas de transição e águas costeiras (ou partes destas) em que:

- a) O banho não é proibido e é habitualmente praticado por um grande número de banhistas ou
- b) Organismos públicos ou interesses comerciais promovem activamente o banho.

A nova directiva das águas balneares contribui de forma distinta para a integração das políticas em matéria de ambiente e turismo, incluindo a participação pública em todo o processo. Esta directiva apresenta novos pontos, dos quais se podem destacar:

- A análise de, somente, dois parâmetros microbiológicos: *Enterococos intestinais* (EI) e *Escherichia coli* (EC); em contraste com os dezanove parâmetros físico-químicos e microbiológicos previstos na directiva anterior;
- A análise da possibilidade de proliferação de cianobactérias, micro/macro algas e fitoplâncton é analisada como complemento aos dois parâmetros microbiológicos;
- A qualidade das águas balneares não se limita à amostragem e monitorização: é atribuído às autoridades um papel importante no desenvolvimento do perfil das águas balneares, na identificação de fontes potenciais de contaminação (com medidas de atenuação adequadas), na recolha, análise e interpretação da informação sobre a qualidade das águas e no seu fornecimento ao público. As autoridades devem também reagir em situações de emergência e, em especial, informar o público quando não for aconselhável tomar banho;

- A definição do conceito de “poluição de curta duração” (por exemplo, provocada por situações meteorológicas excepcionais na época balnear): que provoca a contaminação microbiológica, com causas claramente identificáveis, e que se preveja que, em princípio, não afectará a qualidade das águas balneares por mais de cerca de 72 horas e para a qual a autoridade competente tenha estabelecidos procedimentos de previsão e minimização dos efeitos, tal como previsto no anexo II da directiva;
  
- A definição do conceito de “Situação anormal” de poluição (por exemplo, avarias em estações elevatórias): implica um acontecimento ou uma combinação de acontecimentos com repercussões na qualidade das águas balneares no local em questão, o qual não se prevê que ocorra, em média, mais do que uma vez de quatro em quatro anos;
  
- A possibilidade de a água balnear ser conforme, mesmo perante e ocorrência de poluição de curta duração;
  
- A qualificação das águas balneares tem como base a avaliação dos dados de monitorização recolhidos durante os últimos 3 anos;
  
- As águas balneares podem ser classificadas em quatro níveis de qualidade: medíocres, suficientes/aceitáveis, boas e excelentes;
  
- O papel do cidadão: o cidadão pode tomar parte em todo o processo, participando no processo de consulta pública do plano de gestão da praia;
  
- A informação ao público: é garantida uma melhor e mais rápida informação ao público, utilizando tanto os recursos disponíveis a nível local e regional, como as abordagens tecnológicas, como a Internet ou os sistemas de informação geográfica;

- A gestão ambiental da qualidade das águas balneares inclui duas vertentes distintas, uma de implementação de medidas de redução da poluição que garantam que todas as águas balneares apresentem, no mínimo, uma qualidade "Suficiente", até ao final da época balnear de 2015, e de gestão em circunstâncias excepcionais, que incluem os “episódios de poluição de curta duração” e as “situações anormais de poluição”.

Efectuando-se uma análise às várias águas balneares com problemas recorrentes de qualidade pode-se constatar que se devem sobretudo à contaminação de origem fecal. Esta contaminação de origem fecal decorre, por um lado, da adopção de más práticas agro-pecuárias e por outro, mais significativo, de sistemas de saneamento inexistentes, inadequados ou em mau estado de funcionamento, o que resulta em descargas de águas residuais no solo, nas linhas de água e nos colectores de águas pluviais (Salvado, 2008).

Nestas águas balneares devem ser implementados programas e medidas com o intuito de melhorar a sua qualidade ou então, caso não se registre uma tendência de melhoria da sua qualidade, deverá equacionar-se um desaconselhamento permanente da prática balnear. Estes problemas de contaminação fecal têm actualmente a possibilidade de ser resolvidos através de candidaturas ao Quadro de Referência Estratégico Nacional 2007-2013, por iniciativa das entidades gestoras dos sistemas de saneamento e de colectores de águas pluviais ou autarquias servidas (Salvado, 2008).

## **1.2 – Objectivo e âmbito**

O objectivo geral deste trabalho é criar uma ferramenta que permita antecipar a ocorrência de poluição microbiológica nas praias de Vila do Conde, em função de diversos factores físico-químicos e biológicos e que possa servir no futuro como um sistema de aviso relativo à qualidade das águas balneares. Para atingir este objectivo geral é necessário atingir os seguintes objectivos parcelares:

1. Analisar dados históricos relativos à contaminação microbiológica do estuário do Ave e zona costeira adjacente;
2. Implementar um modelo hidrodinâmico tridimensional, acoplado a um modelo de dispersão e decaimento de bactérias, para o estuário do Ave e zona costeira adjacente;
3. Configurar o modelo para poder ser facilmente utilizado no futuro como uma ferramenta operacional de previsão da qualidade das águas balneares em estudo, permitindo antecipar situações de risco, a nível de contaminação microbiológica;

O modelo implementado neste estudo foi utilizado para responder às seguintes questões:

1. Qual a importância do estuário do Ave na qualidade balnear das praias?
2. De que modo a qualidade balnear das águas costeiras em estudo é condicionada pelo regime de descarga do estuário, pelo regime de ventos e marés?

## II – CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

### 2.1 – Área de estudo

O rio Ave (Figura 1) nasce na Região Norte de Portugal, também conhecida como Alto Minho, na Serra da Cabreira (1.200 metros de altitude). Percorrendo 93,5 Km, passa directamente por 7 concelhos e a área da bacia abrange 1.390 Km<sup>2</sup> (50% de zona agrícola, 44% de zonas de florestas e 6% de zonas urbanas), distribuídos por 14 concelhos dos distritos de Braga e Porto, em que cerca de 247 Km<sup>2</sup> e 340 Km<sup>2</sup> correspondem, respectivamente, às áreas das bacias dos seus dois afluentes mais importantes – os rios Este e Vizela (Adrave, 2003).

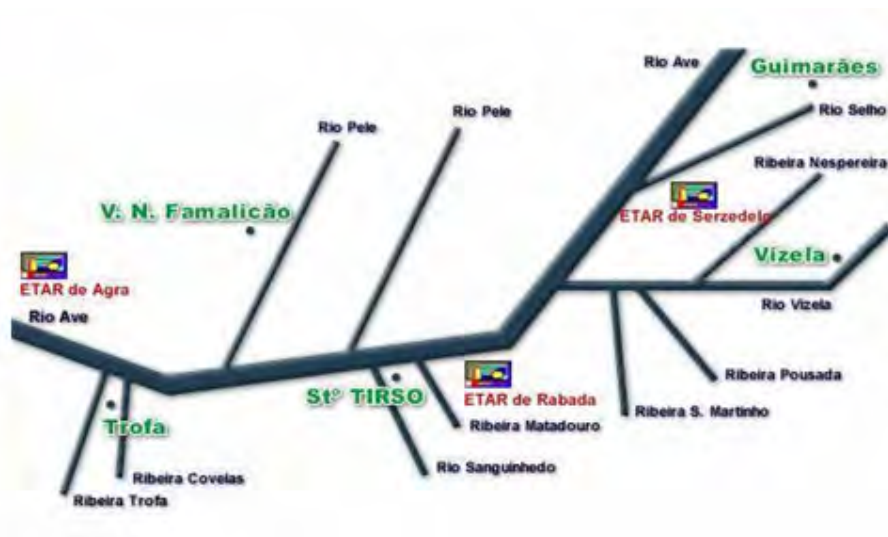


**Figura 1** – Imagem do Rio Ave (fonte: Google Earth).

Nos últimos trinta anos, a bacia hidrográfica do Ave, com excepção das zonas a montante, contíguas à nascente, tem sido sujeita a descargas de efluentes sem qualquer tipo de tratamento prévio, provenientes da actividade industrial, nomeadamente a relativa à do sector têxtil, fortemente implantado nesta região. Toda esta situação contribuiu de forma determinante para a deterioração da qualidade da água, resultando em água imprópria para vários usos: consumo humano, utilização industrial, usos recreativos, pesca e irrigação, representado, deste modo, um perigo grave para a saúde pública. O rio Ave, antes de chegar à foz, em Vila do Conde, é um corpo receptor directo de águas residuais, tratadas ou não, de um contingente de 505.613 habitantes e 478 unidades industriais. Considerando-se toda a bacia hidrográfica, a população passa de 700.000 habitantes e as indústrias são mais de 700. A estrutura produtiva é baseada

no sector secundário, principalmente a indústria têxtil e de calçados (Amave, 2003; Tratave, 2003).

A despoluição do rio Ave teve os seus primeiros passos iniciados em meados da década de 1970, através de estudos técnicos sobre a sua poluição; mas somente em 1985, com a criação da Comissão de Gestão Integrada da Bacia Hidrográfica do Rio Ave - CGIBHA, é que teve início o plano que direccionou a solução para o sistema integrado de despoluição do vale do Ave. Em 1990 o plano foi aprovado e ficou sob a responsabilidade da Associação de Municípios do Vale do Ave (AMAVE) toda a gestão da solução proposta (Amave, 2003). A Figura 2 mostra o esquema de distribuição dos interceptores e as ETARs na região do Vale do Ave. Apesar de todos os esforços desenvolvidos pelas autoridades locais, e de alguma melhoria da qualidade da água, o Rio Ave continua a ser um dos mais poluídos da Europa (Amave, 2003). Deve ser salientado que a ETAR que procede ao tratamento das águas de VC e da Póvoa de Varzim apenas iniciou a sua actividade no ano transacto



**Figura 2** – Esquema de distribuição dos interceptores e das ETAR's (fonte: Tratave, 2003).

A orla costeira de Vila do Conde (Figura 3) tem uma extensão de cerca de 18 km e dispõe de 17 zonas balneares. Esta zona costeira está inserida no Grande Porto e apresenta-se como um espaço ameno sob o ponto de vista climático e de suave

topografia com grande acessibilidade. Beneficiou de grandes transformações e melhorias, acompanhando o objectivo estabelecido pelo Município de todas as zonas balneares reunirem as condições para ostentarem o galardão Bandeira Azul (INAG, 2005).



**Figura 3** – Zona costeira de Vila do Conde (fonte: IGEO).

## **2.2 – Hidrologia e Clima**

A região abrangida pelo rio Ave apresenta valores de precipitação média anual que variam entre 900 e 3.900 mm. As precipitações mais elevadas ocorrem na região da Serra da Cabreira, onde se observam valores médios anuais variando entre 2.700 e 3.900 mm anuais. Existe uma tendência para a precipitação diminuir progressivamente de montante para jusante, registando-se valores inferiores a 1.500 mm anuais nas zonas próximas da foz do rio Ave. Cerca de 73 % da precipitação anual ocorre no semestre húmido (Outubro a Março) enquanto que nos meses de Verão, verificam-se valores sempre inferiores a 120 mm mensais. Por outro lado, nos meses de Novembro a Março registam-se valores médios superiores a 200 mm mensais. Verifica-se que 20% dos anos apresentam precipitações inferiores a 1.550 mm e outros 20% superiores a 2.213 mm (INAG, 2005).

O escoamento anual na foz do rio Ave é, em média, de 1.250 hm<sup>3</sup>. Estima-se que a precipitação média anual sobre a bacia seja de 1.791 mm, correspondendo a 2.498 hm<sup>3</sup>. Desta quantidade de água, 1.248 hm<sup>3</sup> perdem-se por evaporação e 1.203 hm<sup>3</sup> infiltram-se, recarregando os aquíferos. Resulta, portanto, um escoamento superficial imediato de 47 hm<sup>3</sup>. Os 1.203 hm<sup>3</sup> que se infiltram surgem à superfície, perfazendo um escoamento superficial total de 1.250 hm<sup>3</sup> (INAG, 2005).

O clima da região do Rio Ave é resultado da sua posição geográfica e proximidade do Atlântico e da forma e disposição dos principais conjuntos montanhosos do noroeste de Portugal. Uma parte significativa da bacia (correspondente aos sectores de jusante e intermédio e às áreas expostas a barlavento do sector de montante) insere-se numa vasta região de clima de tipo marítimo. A maior parte da área da bacia apresenta temperaturas entre 13°C e 15°C. A faixa localizada a leste do alinhamento Póvoa do Lanhoso-Fafe, mais elevada, apresenta temperaturas entre 11°C e 13°C, mantendo os vales do rio Ave e da ribeira de Tabuaças temperaturas superiores (INAG, 2005).

### **III – MONITORIZAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA**

O perfil das águas balneares, segundo os parâmetros da directiva 2006/07/CE, constitui uma caracterização abrangente destas águas, e é uma tarefa a estar cumprida em 2011, descrevendo a directiva os aspectos a abordar.

A directiva prevê a definição de um “perfil” para cada água balnear, ou para águas balneares contíguas, onde, além de referidas as características físicas, geográficas e hidrológicas da água balnear, são identificadas as fontes poluentes existentes na bacia drenante, bem como a probabilidade de ocorrência de circunstâncias excepcionais de poluição a elas associadas. Nesse perfil deverão ainda constar as medidas programadas para prevenir, reduzir ou eliminar as causas de poluição em circunstâncias excepcionais, com vista a prevenir a exposição dos banhistas à poluição. Os perfis das águas balneares serão estabelecidos pela primeira vez em Março de 2011.

Do ponto de vista da gestão da praia existe todo o interesse em que se conheçam as potenciais causas de contaminação para desenvolver medidas de contenção, e que se consigam enquadrar as situações esporádicas que ocorrem. A política de implementação do perfil das águas balneares vai permitir que cada praia, em cada época balnear, esteja apta para a protecção do público contra focos de poluição crónica ou accidental. Assim o “Perfil das Águas Balneares” serve não só para fazer um levantamento e caracterização da praia, como constitui também uma ferramenta que permite a adopção de medidas de gestão e de combate a possíveis focos de poluição.

#### **3.1 - Parâmetros de avaliação da qualidade das águas balneares**

As águas balneares estão sujeitas a vários tipos de poluição, tanto a poluição pontual, cuja fonte é conhecida, sendo possível monitorizar, como a poluição difusa que pode ter várias causas, tanto naturais, como antropogénicas, e que dada a dinâmica das águas costeiras nem sempre é fácil de quantificar ou detectar a respectiva origem.

Segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS, 2003), tal como na nova directiva, a avaliação da qualidade das áreas balneares deve ser obtida utilizando duas variáveis:

- Análise microbiológica da água;
- Levantamento de todas as potenciais fontes de poluição.

### **3.1.1 - Avaliação microbiológica da água**

As águas balneares contêm geralmente uma mistura de microrganismos patogénicos e não patogénicos. A presença destes organismos deve-se, em parte, à descarga de efluentes de indústrias, residências, agricultura, entre outros factores. Estes microrganismos patogénicos podem causar doenças como a gastroenterite, a doença respiratória febril aguda (DRFA), infecções gastrointestinais, nos olhos, ouvidos, cavidade nasal e pele (OMS, 2003). Vários estudos mostraram uma relação significativa entre o aparecimento de sintomas de doenças gastrointestinais e o uso de águas balneares contaminadas com bactérias fecais (Pruss, 1998).

A OMS (2003), tendo em conta vários estudos epidemiológicos e avaliando os resultados de monitorizações, concluiu que os *Enterococos intestinais*, assim como a bactéria *Escherichia coli*, podem ser utilizados como indicadores de poluição fecal nas águas balneares.

Uma análise realizada por Pruss (1998), após a revisão de vários estudos, sugere que a taxa de aparecimento de sintomas de doenças é maior em grupos mais jovens, o que torna as crianças um grupo de risco. É de realçar que a avaliação dos resultados da monitorização leva à conclusão de que a poluição microbiológica constitui, na maioria dos casos, o factor limitativo para se atingir uma boa qualidade das águas balneares (Pruss, 1998).

Deste modo, a nova directiva estabelece dois indicadores fecais, *Enterococos intestinais* (EI) e *Escherichia coli* (EC), que proporcionam a melhor correspondência entre poluição fecal e impactos na saúde em águas de recreio.

No Decreto-lei 236/98, revogado pelo Decreto-lei 135/2009, os parâmetros microbiológicos analisados eram os coliformes totais, os coliformes fecais e os estreptococos intestinais (também designados por *Enterococos intestinais*). No entanto, os coliformes totais incluem os coliformes fecais, que por sua vez incluem a *Escherichia coli*. Os coliformes totais podem não ser todos de origem fecal e são resistentes à desinfecção. Os coliformes fecais têm ainda a capacidade de em condições apropriadas se reproduzirem na água e nos efluentes. A *Escherichia coli* predomina nos intestinos humanos indicando contaminação fecal recente oriunda de esgotos domésticos e/ou agropecuários. Os *Enterococos intestinais*, tal como os coliformes fecais, indicam a presença de matéria fecal de animais de sangue quente. No entanto, os *Enterococos intestinais* sobrevivem no ambiente sem se reproduzir. Assim, os estreptococos constituem uma medida que refina os valores de coliformes fecais, pois estes últimos podem reproduzir-se no meio ambiente e gerar sobre-estimativas das descargas.

A Comissão Europeia, tal como está exposto na Tabela 2, propõe um valor vinculativo de “boa qualidade” e um valor-guia de “excelente qualidade”, tendo em conta a presença de *Enterococos intestinais* e *Escherichia coli*. Estes valores são dados em número de unidades formadoras de colónias (ufc), e de modo a que não haja discrepância entre os valores obtidos em cada estado membro. Para a obtenção destes valores é utilizado o valor do percentil 95, na função densidade probabilidade log10 dos dados microbiológicos, ou do percentil 90, para o caso da qualidade aceitável. Na Tabela explica-se como se obtêm esses valores.

**Tabela 2** – Parâmetros de avaliação da qualidade microbiológica das águas balneares, e métodos de análise a utilizar, segundo a Directiva 2006/07/CE.

	A	B	C	D	E
	Parâmetro	Qualidade Excelente (valor guia)	Boa Qualidade (obrigatória)	Qualidade Suficiente/Aceitável 1	Métodos de análise
1	<b>Enterococos intestinais (ufc/100 ml)</b>	100(*)	200(*)	185(**)	ISO 7899-1 ou ISO 7899-2
2	<b><i>Escherichia coli</i> (ufc/100ml)</b>	250(*)	500(*)	500(**)	ISO 9308-3 ou ISO 9308-1

(\*) - Com base numa avaliação do percentil 95.

(\*\*) - Com base numa avaliação do percentil 90.

### 3.1.2 - Levantamento de todas as potenciais fontes de poluição

O levantamento de todas as potenciais fontes de poluição da bacia drenante das águas balneares é um dos pontos mais importantes na implementação de um perfil das águas balneares. É de salientar que a poluição que está em causa é essencialmente a poluição microbiológica das águas balneares pois a directiva tem em consideração apenas dois parâmetros microbiológicos, embora tenha que se considerar outros tipos de poluição, organismos ou resíduos que afectem a qualidade das águas balneares e constituam um risco para a saúde dos banhistas, assim como a avaliação do potencial de proliferação de cianobactérias, macroalgas e fitoplâncton.

Muitas vezes, a poluição microbiológica está relacionada com eventos extremos de precipitação, que provocam grandes escorrências superficiais, com elevada poluição fecal, que acabam por desaguar nas praias (OMS, 2003). Esta causa de poluição é de difícil previsão e minimização, pois a redução dos seus efeitos exige a tomada de medidas de fundo, que passam pela alteração na gestão da ocupação do solo. No

entanto, existem outras fontes de contaminação que se podem identificar, monitorizar e minimizar. Deste modo, é essencial o levantamento e estudo dessas fontes de poluição. Estas fontes de poluição são consideradas fontes de poluição pontuais, no entanto qualquer praia está sempre sujeita a fontes de poluição difusa.

Para a realização do "perfil das águas balneares" é então essencial o levantamento de todas as causas de poluição de curta duração, eventos extraordinários de poluição, um estudo relativo à poluição difusa e focos remanescentes de poluição. O levantamento de todas as potenciais fontes de poluição tem como objectivo prever qualquer acidente e assim garantir a protecção dos banhistas através da prevenção.

O levantamento acima referido passa pela descrição das características de todas as águas de superfície que possam causar poluição, e que constem da Directiva 2000/60/CE, pela análise da zona de estudo, da ocupação do solo, da distribuição da densidade populacional ao longo de toda a zona drenante, pela análise de indústrias e estabelecimentos existentes, dando especial atenção à indústria agropecuária. É também importante um mapeamento de todo o sistema de saneamento existente e da presença de fossas e de aterros, entre outras estruturas, de modo a identificar possíveis focos de poluição.

### **3.1.3 - Poluição de curta duração**

Na directiva das águas balneares, são consideradas como fontes de poluição de curta duração, todas aquelas que provocam contaminação microbiológica, através de *Enterococos intestinais* e *Escherichia coli*, com causas claramente identificáveis, que se preveja que, em princípio, não afectarão a qualidade das águas balneares por mais de cerca de 72 horas, a contar do momento em que a qualidade dessas águas começou a ser afectada, e para as quais a autoridade competente tenha estabelecido procedimentos de previsão e minimização dos seus efeitos, tal como previsto no anexo II da directiva.

É assim necessário fazer o levantamento de todas as possíveis fontes de poluição de curta duração que possam afectar as águas balneares e a saúde dos banhistas. Este

levantamento deve passar pela descrição da natureza, frequência e duração esperadas, da poluição de curta duração, assim como das medidas de gestão a serem tomadas de modo a controlar esses focos de poluição, e pela identificação e contactos dos organismos responsáveis pela adopção dessas medidas. É ainda necessário fazer um levantamento dos dados sobre quaisquer causas de poluição remanescentes, incluindo as medidas de gestão tomadas e o calendário para a sua eliminação.

#### **3.1.4 - Poluição decorrente de situações anormais**

É considerada como situação anormal “um acontecimento ou uma combinação de acontecimentos com repercussões na qualidade das águas balneares no local em questão, o qual não se prevê que ocorra, em média, mais do que uma vez de quatro em quatro anos”. Um exemplo de um caso de poluição anormal é a ocorrência de acidentes com petroleiros. Deste modo, para o correcto levantamento de todas as fontes de poluição que possam afectar a qualidade das águas balneares, é essencial fazer um levantamento da possibilidade de ocorrência de situações anormais de poluição. A nova directiva prevê que na ocorrência de situações anormais de poluição seja suspenso o calendário de amostragem, que poderá ser retomado após o termo da situação anormal de poluição.

#### **3.1.5 - Poluição difusa**

Este tipo de poluição resulta das variadas actividades de uso e ocupação do solo, e está dispersa ao longo da zona drenante atingindo as águas balneares, e contribuindo para a existência de problemas de poluição da água, como os “blooms” de algas ou fitoplâncton e cianobactérias, e a contaminação microbiológica das águas balneares (Yan et al, 2007). Nas águas balneares em estudo, a poluição difusa tanto pode ter origem nas áreas urbanas, agrícolas e outras da bacia drenante, como poderá ter origem em toda a área drenante de um estuário, devido à agricultura e às escorrências urbanas (INAG, 2005). Estas fontes de poluição podem afectar todos os recursos aquáticos, desde os rios, às águas subterrâneas e as águas balneares. Uma das principais causas deste tipo de poluição é a impermeabilização dos solos. Esta impermeabilização resulta

da cobertura do solo através da construção de habitações, estradas e outras ocupações, reduzindo a superfície do solo disponível para reter água. Um dos grandes responsáveis por este tipo de alterações é o acentuado e desordenado crescimento urbano (CONFRAGRI, 2007).

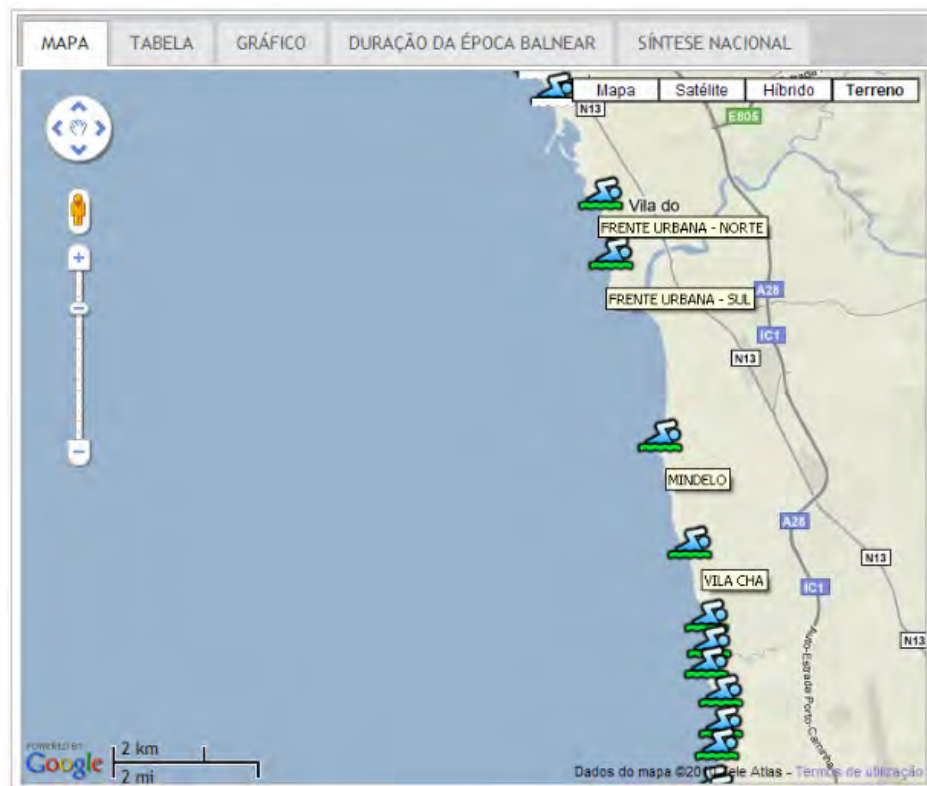
Ao contrário das fontes de poluição pontuais, as difusas não são de fácil quantificação e qualificação. Um estudo pormenorizado de toda a bacia drenante, de todas as fontes de poluição, e uma gestão adequada do perfil das águas balneares permitirá a médio prazo, uma diminuição da contribuição da poluição difusa nas águas balneares, tanto pela diminuição da sua emissão (através das medidas de gestão), como pela identificação da sua origem e melhor controlo do seu impacte, passando então de fonte difusa para pontual.

### **3.2 - Qualidade das águas balneares de Vila do conde**

No que se refere à qualidade das águas balneares existe uma monitorização regular das praias através de uma rede de monitorização de recursos hídricos desenvolvida pelo INAG/SNIRH, constituída por várias estações de qualidade da água.

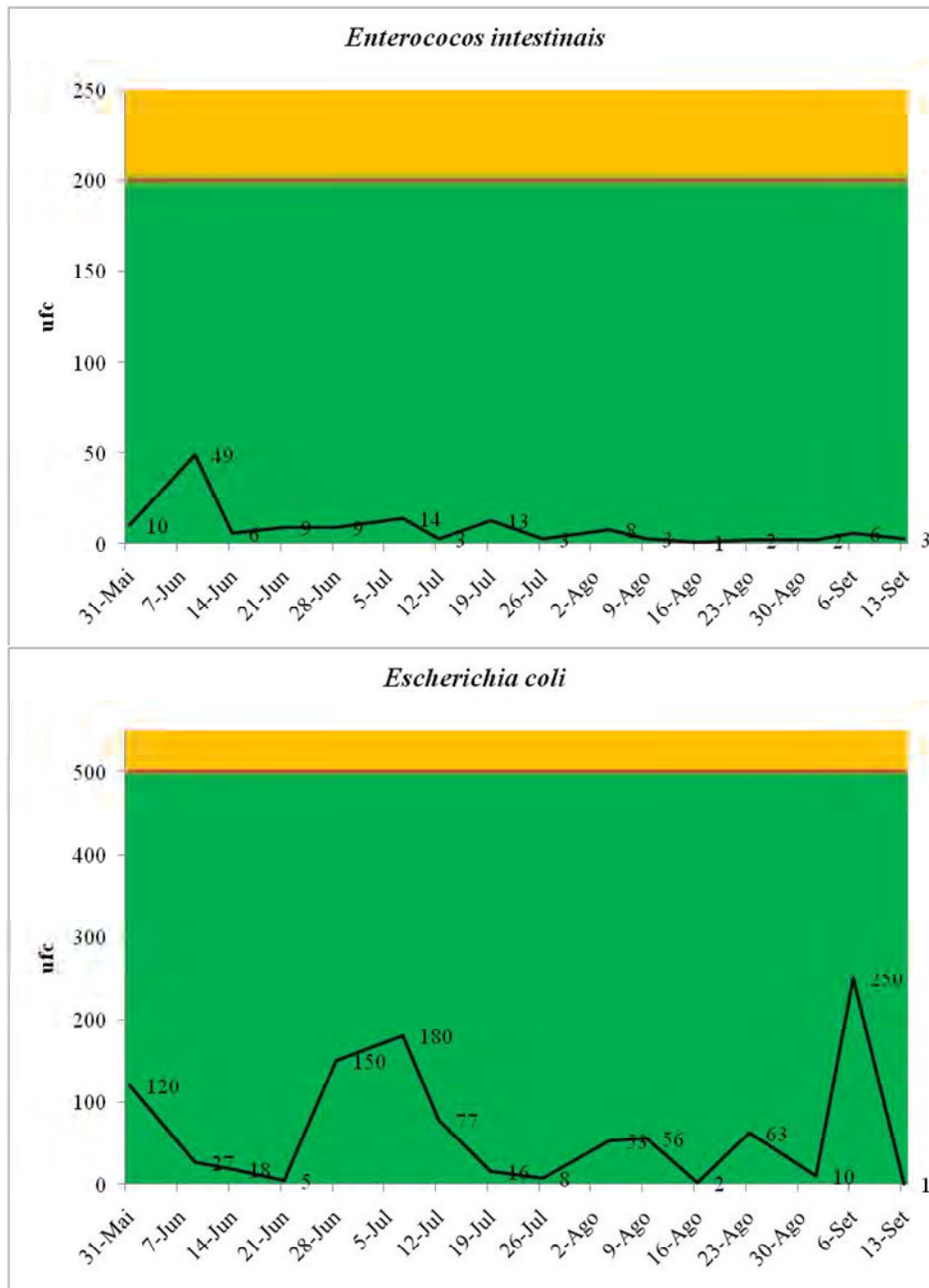
Os dados provenientes das estações de monitorização da qualidade da água da região litoral Norte encontram-se armazenados na Base de Dados de Qualidade da água pertença da Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte (CCDR-N). Na Figura 4 apresenta-se, esquematicamente, a localização destas estações/pontos de amostragem na zona balnear de VC assim como as Figuras 5 a 8 que apresentam os resultados analíticos para as várias praias para a época balnear de 2010 em que as zonas do gráfico a verde e a laranja representam qualidade da água boa e, aceitável, respectivamente. Conforme se pode verificar, todos os resultados apresentados sugerem que a qualidade da água foi boa durante a época balnear de 2010.

**AVALIAÇÃO DO EFEITO DO ESTUÁRIO DO AVE NA QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES DO  
CONCELHO DE VILA DO CONDE**



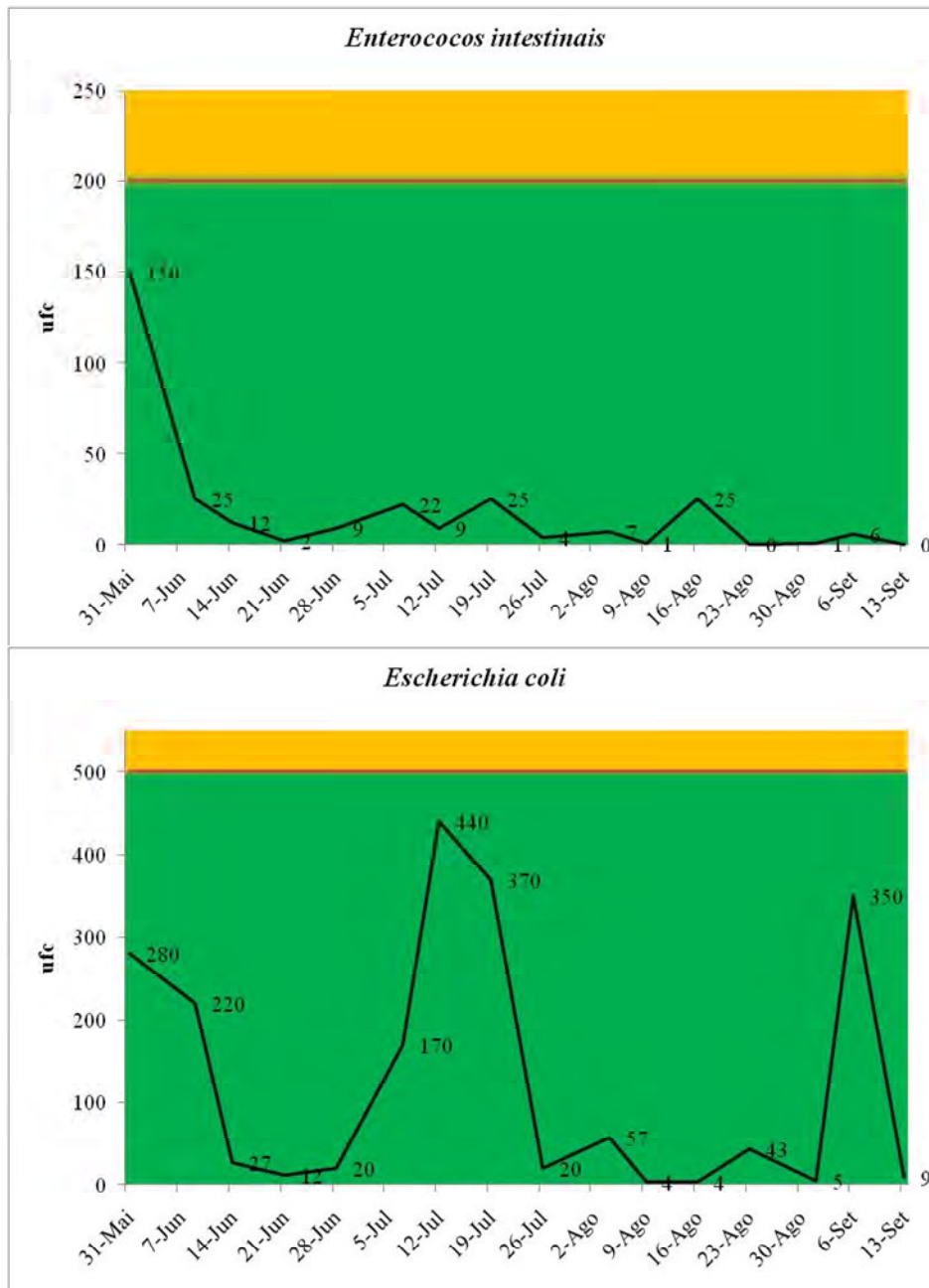
**Figura 4** – Localização das estações e pontos de amostragem existentes nas zonas balneares de Vila do Conde (fonte: SNIRH).

AVALIAÇÃO DO EFEITO DO ESTUÁRIO DO AVE NA QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES DO CONCELHO DE VILA DO CONDE



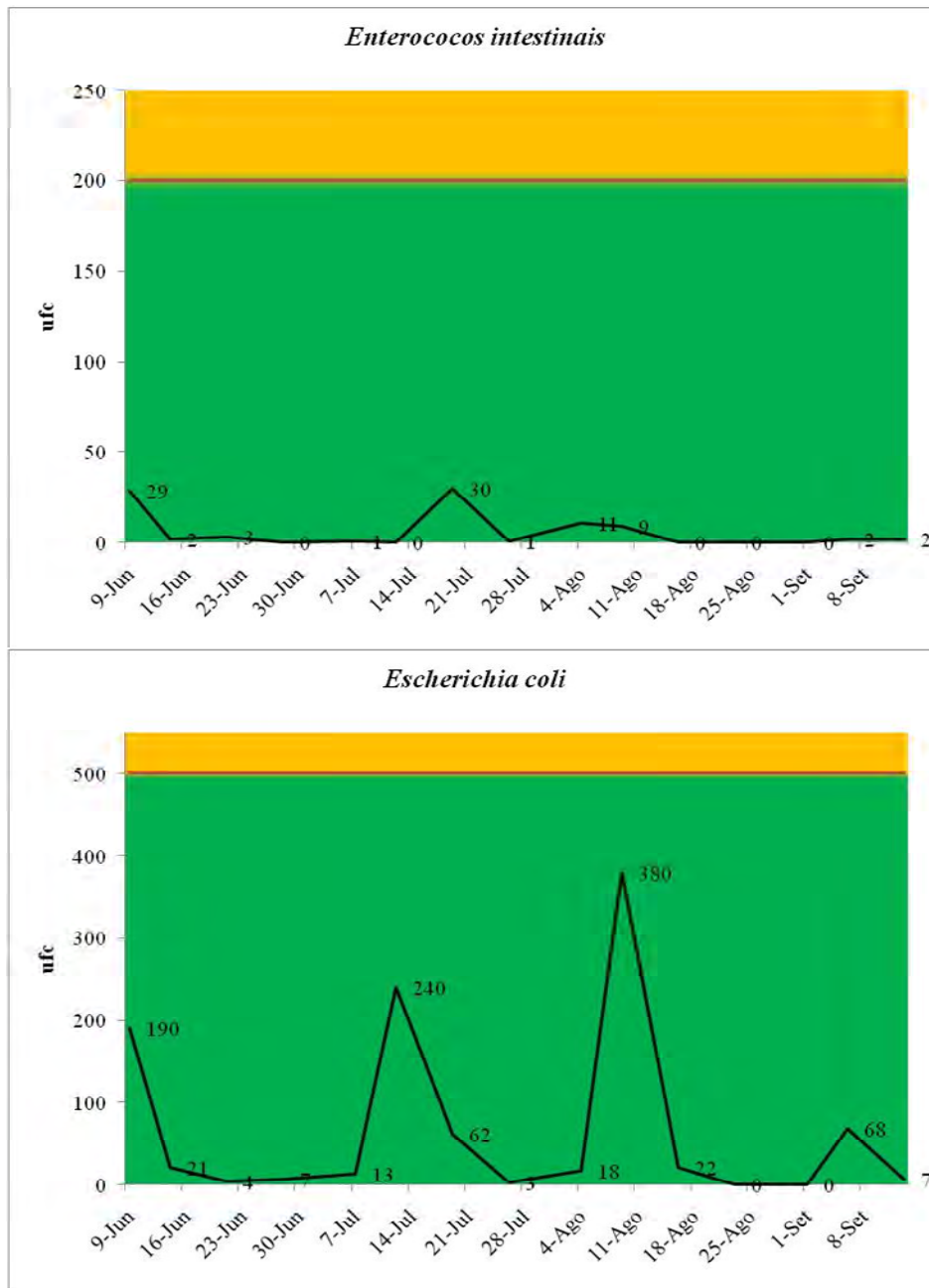
**Figura 5** – Concentração bacteriana na zona balnear da Frente Urbana – Sul (concentração em unidades formadoras de colónias) (fonte: adaptado de SNIRH).

AVALIAÇÃO DO EFEITO DO ESTUÁRIO DO AVE NA QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES DO CONCELHO DE VILA DO CONDE



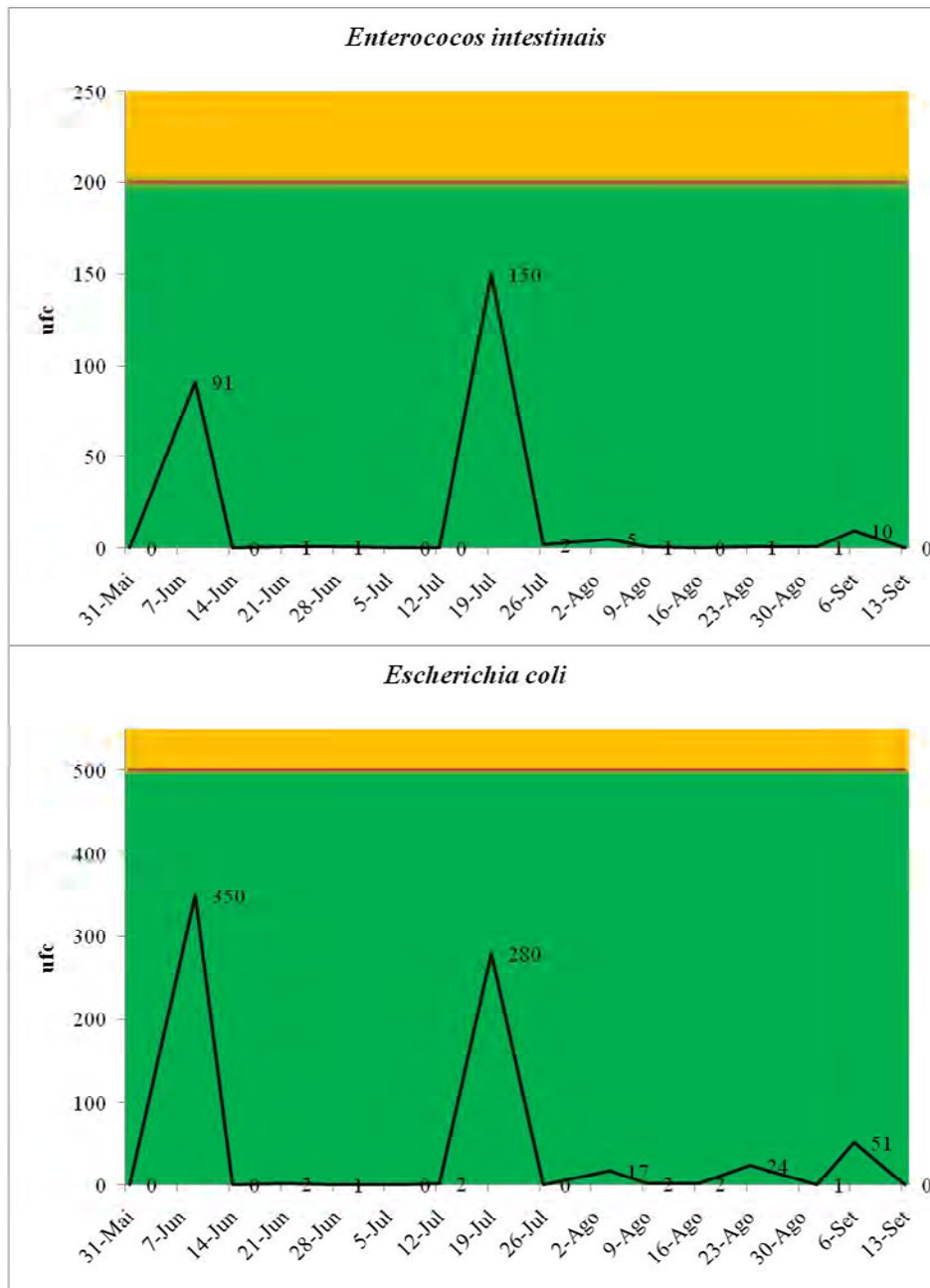
**Figura 6** – Concentração bacteriana na zona balnear da Frente Urbana – Norte (concentração em unidades formadoras de colónias) (fonte: adaptado de SNIRH).

AVALIAÇÃO DO EFEITO DO ESTUÁRIO DO AVE NA QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES DO  
CONCELHO DE VILA DO CONDE



**Figura 7** – Concentração bacteriana na zona balnear do Mindelo (concentração em unidades formadoras de colónias) (fonte: adaptado de SNIRH).

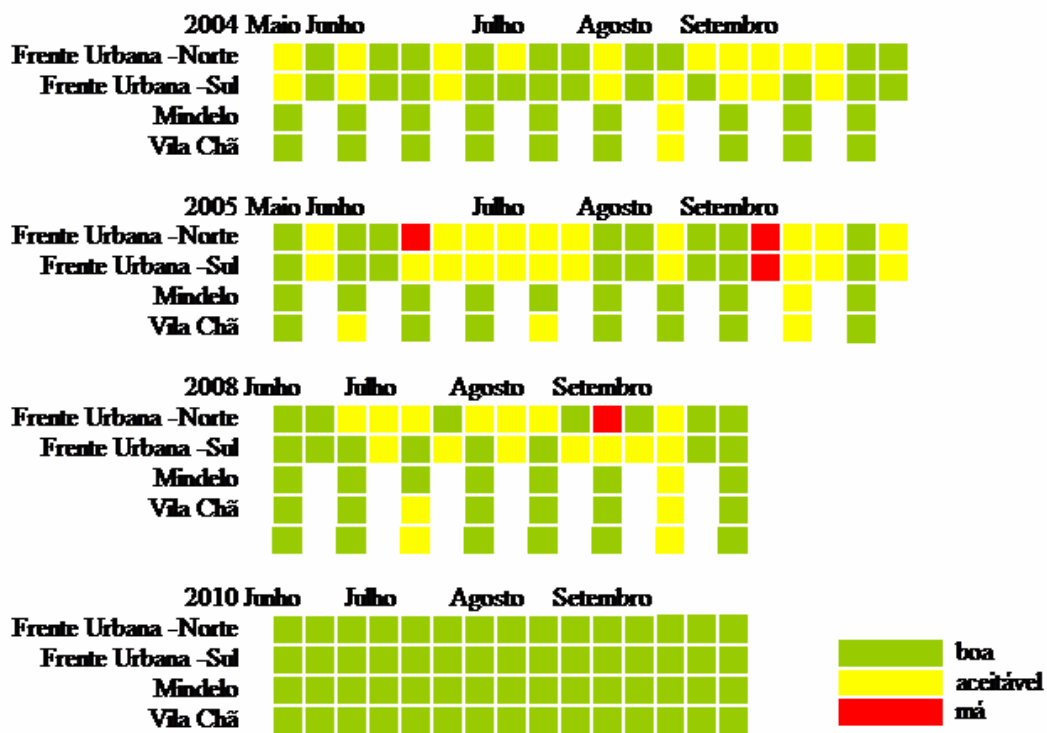
AVALIAÇÃO DO EFEITO DO ESTUÁRIO DO AVE NA QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES DO CONCELHO DE VILA DO CONDE



**Figura 8** – Concentração bacteriana na zona balnear de Vila Chã (concentração em unidades formadoras de colónias) (fonte: adaptado de SNIRH).

A melhoria da qualidade da água balnear, que se tem vindo a verificar (Figura 9), deve-se principalmente ao controle das fontes de poluição de origem fecal existentes nas áreas de influência, dados os avultados investimentos a nível de implementação de

infra-estruturas de tratamento de águas residuais e uma gestão equilibrada a nível do ordenamento com a entrada em vigor de vários instrumentos de gestão territorial, nomeadamente os Planos Especiais de Ordenamento do Território (PEOT) que apresentam várias tipologias: Planos de Ordenamento da Orla Costeira (POOC), Planos de Ordenamento de Albufeiras (POA), Planos de Ordenamento de Áreas Protegidas (POAP), Planos de Ordenamento de Parques Arqueológicos (POPA) e Planos de Ordenamento de Estuários (POE) (Salvado, 2008).



**Figura 9** – Evolução temporal da qualidade das águas balneares de Vila do Conde.

## IV – MATERIAIS E MÉTODOS

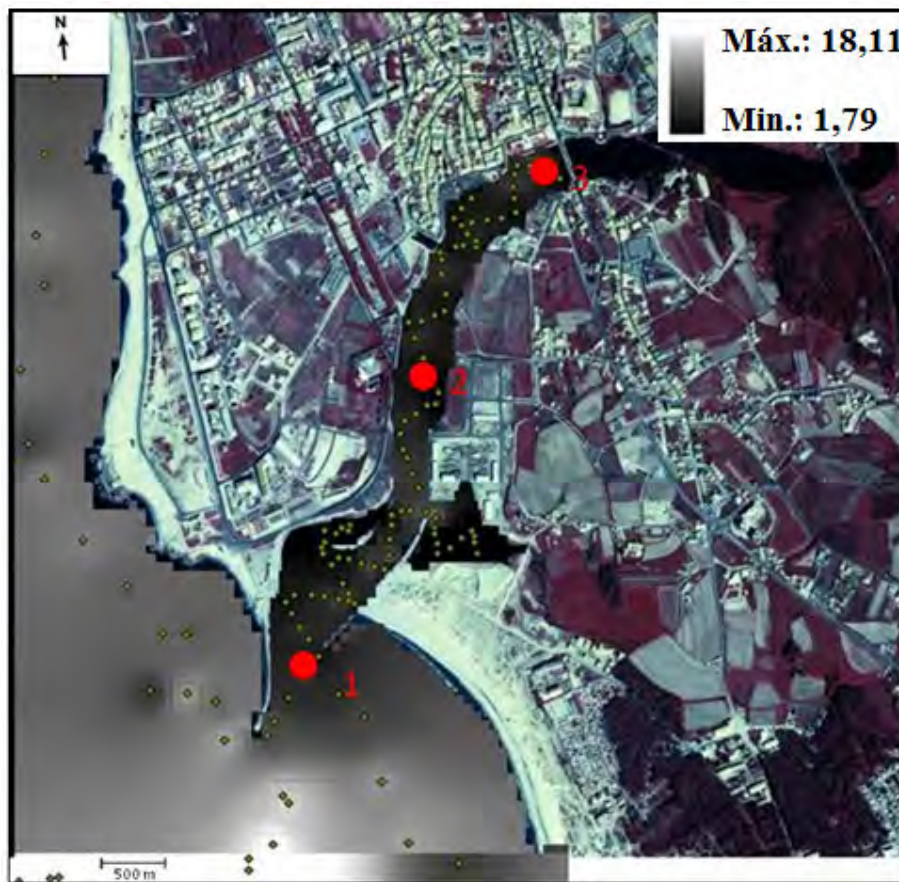
### 4.1 – Amostragem

O trabalho de modelação numérica implica a existência de dados relativos às características climatéricas, biofísicas e morfológicas da zona em estudo, assim como dados hidrológicos, hidrodinâmicos e de qualidade da água com a maior resolução temporal e espacial possível.

Deste modo, para a caracterização das condições locais são necessários dados de:

- Climatologia: temperatura, humidade do ar, velocidade e direcção do vento, humidade relativa e radiação solar;
- Geomorfologia: topografia da área de estudo, com identificação das condições de fronteira;
- Hidrodinâmica: caudais afluentes com identificação da localização de descarga;
- Qualidade da água para iniciar o modelo: temperatura e outras propriedades simuladas (ex: salinidade, concentrações de bactérias, etc.), bactérias e coeficiente de extinção da luz.

Os dados usados para as simulações foram obtidos de campanhas conduzidas em Janeiro e em Julho de 2010. O levantamento batimétrico do sistema estuarino do Rio Ave e da zona costeira adjacente foi realizado com a utilização de um barco a motor e de um sonar. Todos os pontos amostrados foram geo-referenciados ao Datum de Lisboa (coordenadas militares Hayford-Gauss do Instituto Geográfico do Exército) (Figura 10). Foram amostrados 120 pontos.



**Figura 10** – Levantamento batimétrico (metros) e localização das estações de amostragem. 1) Foz, 2) Em frente ao CMIA, 3) Junto á ponte.

Perfis verticais de temperatura e salinidade foram obtidos através de um CTD, durante uma campanha de um dia em Janeiro de 2010, para três estações (Figura 11). Durante 12 horas foram registados valores quase contínuos de salinidade e temperatura da água a diferentes profundidades. A velocidade e direcção da corrente foram medidas com recurso a um correntómetro.

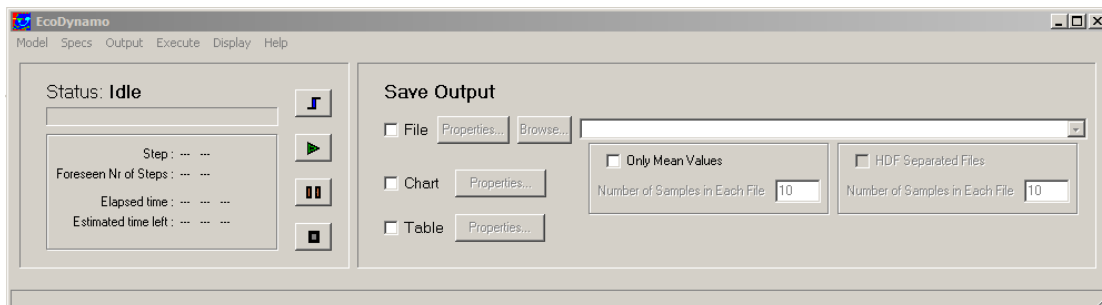
As medições de velocidade foram efectuadas quase na sua totalidade no ponto 2, sendo que efectuou-se uma série de medições da velocidade junto à saída do rio com o intuito de estimar o caudal do mesmo. Os resultados para a velocidade e direcção da corrente no ponto 2 foram obtidos para períodos de meia hora junto ao fundo ou à superfície (alternadamente). As medições em cima retratadas foram apenas interrompidas para a

medição de outras variáveis nas restantes estações. Foram feitas amostragens nos três pontos em maré vazia e em maré cheia.

No período de medição da velocidade e direcção da corrente foram também registados em contínuo o oxigénio dissolvido, o pH, a temperatura da água, a salinidade e a intensidade luminosa. O intuito desta amostragem foi o de caracterizar o sistema em maré cheia e em maré vazia e perceber o seu estado de estratificação.

#### **4.2 – Descrição do modelo**

O modelo utilizado foi o EcoDynamo, uma plataforma de modelação ecológica em ambiente Windows (Pereira et al., 2006), seguindo uma metodologia de programação orientada por objectos. Na Figura 11 é apresentada a interface do modelo utilizado.



**Figura 11 – Interface do modelo EcoDynamo.**

Os processos simulados pelos diferentes objectos são descritos em Duarte et al. (2007; 2008). Estes incluem:

- Hidrodinâmica dos sistemas aquáticos
  
- Termodinâmica
  
- Bactérias

A Tabela 3 apresenta as principais variáveis e processos associados a cada objecto.

**Tabela 3** – Objectos do EcoDynamo e principais variáveis associadas (adaptado de Pereira e Duarte (2005)).

Tipos de objectos	Nomes dos objectos	“Outputs” dos objectos
Objectos responsáveis pelo forçamento do modelo	1. “Temperatura do ar”	Temperatura do ar (a partir de séries temporais)
	2. “Vento”	Velocidade do vento (a partir de séries temporais)
	3. “Intensidade luminosa”	Radiação solar à superfície e a qualquer profundidade
Objectos responsáveis pelas variáveis de estado	4. “Hidrodinâmico”	Nível da água, velocidade e direcção da corrente
	5. “Bactérias”	Concentração de <i>Escherichia coli</i> , constante de mortalidade
	6. “Temperatura da água”	Fluxos radiativos entre a água e a atmosfera e temperatura da água

É possível ligar ou desligar diversos objectos para avaliar a importância relativa de cada um dos processos por eles representados nas previsões do modelo. Os objectos foram programados de modo a incluir uma interface com outros programas em Fortran, permitindo que sejam utilizados por outras plataformas de modelação (Pereira e Duarte, 2005). Os resultados podem ser exportados em formato \*.xls (Microsoft Excel) e em formato \*.hdf (HDF - Hierarchical Data Format), possibilitando obter, através de outros softwares, tais como o MatLab ou o Noesys, imagens interpoladas ou campos de vectores.

O EcoDynamo pode funcionar em multi-processamento para aplicações mais complexas, em que os cálculos relativos a cada objecto podem ser efectuados em

processadores diferentes. A sincronização entre os diferentes processos é feita pela “shell” do modelo.

O modelo admite a simulação de descargas em qualquer ponto da malha, o que possibilita a criação de uma rede de influxos de poluição pontual no domínio simulado. Permite ainda a remoção de camadas de água quando o nível da superfície baixe mais do que determinado limite. A dimensão da malha é variável, sendo apenas fixo o comprimento das células ao longo de cada coluna  $j$  e a espessura ao longo de cada camada  $i$ , excepto a da superfície, devido às oscilações na elevação da água simuladas pelo modelo.

A malha de diferenças finitas utilizada para implementar o modelo tridimensional é do tipo descentrado (Vreugdenhil, 1989). As propriedades vectoriais, tais como as velocidades e os caudais, são calculadas nos lados das células da malha. As propriedades escalares, como as concentrações das diversas variáveis, são calculadas no centro.

As características e propriedades do ecossistema são descritas na base de dados do modelo nos diferentes ficheiros:

- Morfologia – representação geométrica do modelo e das dimensões da malha utilizada;
- Classes – lista dos objectos disponíveis para um determinado modelo, dependendo dos processos e variáveis considerados;
- Variáveis – lista das variáveis, assim como os seus valores iniciais para cada célula da malha;
- Parâmetros – lista dos parâmetros e respectivos valores;

- Rios – valores e localização da entrada de afluentes dentro do domínio;
- Cargas e descargas – valores e localização das cargas e descargas dentro do domínio.

#### 4.2.1 – Hidrodinâmica dos sistemas aquáticos

Simula a elevação da água, velocidade e direcção das correntes com as equações de Navier-Stokes e a equação da continuidade, com base numa malha de diferenças finitas (Vreugdenhil, 1989). É forçado pelos caudais afluentes, pelo vento e pelos gradientes de densidade ao longo da área de estudo. Trata-se de um modelo baroclínico que utiliza as aproximações hidrostática e de Boussinesq, considerando a tensão de corte causada pelo vento à superfície e um modelo de comprimento de mistura para resolver a turbulência junto ao fundo. Resolve a equação do transporte (Knauss, 1997) a partir do campo de velocidades e dos processos de produção e consumo de cada variável. Estes processos são calculados pelos restantes objectos que simulam as diferentes variáveis de estado. Tanto o campo de velocidades horizontais como as variações do nível da água são resolvidos implicitamente, de modo a reduzir constrangimentos temporais ao passo de cálculo. O campo de velocidades verticais é resolvido através da equação da continuidade (Azevedo et al, 2010).

Equação da conservação da quantidade de movimento:

$$\frac{\partial u_x}{dt} + \frac{\partial(uu)}{\partial x} + \frac{\partial(uv)}{\partial y} + \frac{\partial(uw)}{\partial z} - v_x \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} - v_y \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} - v_z \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} = -\frac{\partial P}{\rho \partial x} - \frac{Cf|u|u}{H} + \frac{\partial \tau_x}{\rho \partial z} + f_{v_y} \quad \boxed{4.1}$$

$$\frac{\partial v_y}{dt} + \frac{\partial(vv)}{\partial y} + \frac{\partial(vu)}{\partial x} + \frac{\partial(vw)}{\partial z} - v_x \frac{\partial^2 v}{\partial x^2} - v_y \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} - v_z \frac{\partial^2 v}{\partial z^2} = -\frac{\partial P}{\rho \partial y} - \frac{Cf|v|v}{H} + \frac{\partial \tau_y}{\rho \partial z} - f_{u_x} \quad \boxed{4.2}$$

Equações da continuidade:

$$\frac{d\xi}{dt} = \frac{\partial u_x}{\partial x} + \frac{\partial v_y}{\partial y} + \frac{\partial w_z}{\partial z} \quad \boxed{4.3}$$

$$\frac{\partial u_x}{\partial x} + \frac{\partial v_y}{\partial y} + \frac{\partial w_z}{\partial z} = 0 \quad \boxed{4.4}$$

Equação do transporte:

$$\frac{dS}{dt} + \frac{\partial(uS)}{\partial x} + \frac{\partial(vS)}{\partial y} + \frac{\partial(wS)}{\partial z} = \frac{\partial\left(A_x \frac{\partial S}{\partial x}\right)}{\partial x} + \frac{\partial\left(A_y \frac{\partial S}{\partial y}\right)}{\partial y} + \frac{\partial\left(A_z \frac{\partial S}{\partial z}\right)}{\partial z} \quad \boxed{4.5}$$

Onde,

$u, v$  e  $w$  – Velocidade horizontal (direcção  $x$  (longitude) e  $y$  (latitude)) e vertical (direcção  $z$ ) da corrente ( $\text{ms}^{-1}$ );

$t$  – Tempo (s);

$x$  e  $y$  – Distâncias horizontais e verticais (m);

$\nu_x$  e  $\nu_z$  – Coeficientes horizontais e verticais de difusão turbulenta ( $\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ );

$P$  – Pressão ( $\text{N}\cdot\text{m}^{-2}$ );

$\rho$  – Massa específica ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ );

$C_f$  – Coeficiente de atrito;

$H$  – Profundidade (m);

$\xi$  – Elevação da superfície (m);

$\tau$  – Tensão de corte do vento ( $N.m^{-2}$ ).

Os termos do lado esquerdo das Equações 4.1 e 4.2 representam a variação da velocidade ao longo do tempo, a advecção e a difusão turbulenta nas três direcções. Os termos da direita representam a força do gradiente de pressão - calculadas a partir da componente barotrópica e da componente baroclínica - o atrito, a tensão de corte do vento e a força de Coriolis. A equação da continuidade (Equação 4.3, para a camada superficial, e Equação 4.4, para as restantes camadas), permite calcular a elevação da superfície (4.3) e a componente vertical da velocidade (4.4) de modo a garantir a conservação do volume. As variações na altura da água dão origem à componente barotrópica do gradiente de pressão. A componente baroclínica resulta de gradientes de pressão causados por variações horizontais de densidade. Para que este objecto funcione precisa de alguns parâmetros. É necessário fixar um conjunto de parâmetros do modelo que dependem das características do sistema, como é o caso do coeficiente de pressão do vento, também denominada de coeficiente de tensão de corte do vento, do coeficiente de difusão horizontal ou difusividade horizontal e da difusividade vertical máxima. Estes parâmetros são estabelecidos preferencialmente a partir da calibração do modelo. Os valores iniciais são escolhidos em função da bibliografia disponível. A tensão do vento é uma força de atrito com origem na sua acção na superfície da água (Stewart, 2005). A energia resultante da acção do vento na superfície da massa de água é transferida para as camadas inferiores por turbulência. Assim, é frequente a consideração de uma relação constante que permite quantificar as tensões superficiais devidas ao vento (Ghisolfi, 1995). Para aprofundar todos os detalhes técnicos da solução das equações numéricas 4.1 a 4.4 consultar Duarte (2008).

Embora para a maior parte das massas de água e durante quase todo ano, as velocidades dos ventos sejam menores que  $10 m.s^{-1}$  (Hellerman, 1967), o coeficiente de tensão de corte do vento constitui uma das principais acções forçadoras dos gradientes térmicos à superfície. A gama de valores apresentada por Stewart (2005) varia entre 0,0005 e  $0,0025 kg.m^{-3}$  (para velocidades do vento entre 7 e  $22,5 m.s^{-1}$ ). De acordo com Simpson e Dickey (1981), para velocidades do vento inferiores a  $10 m.s^{-1}$  a temperatura à superfície é principalmente influenciada pela difusão e pela troca de calor com a

atmosfera enquanto que para velocidades do vento superiores a  $20 \text{ m.s}^{-1}$ , a mistura vertical é muito mais intensa, tendendo a “erodir” a estratificação vertical (Ghisolfi, 1995).

A difusão pode ocorrer nas três direcções mas normalmente é anisotrópica (direcções preferenciais em função da fricção entre linhas de corrente). Segundo Okubo (1971), a difusividade horizontal situa-se entre  $1 \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$  e  $100 \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ . A difusividade vertical pode variar de  $1 \times 10^{-5}$  a  $1 \times 10^{-2} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$  (Ghisolfi, 1995). A difusividade corresponde aos coeficientes das parcelas das equações de Navier-Stoks (4.1 e 4.2) que calculam a difusão turbulenta ou, como se costuma chamar, a dispersão.

#### 4.2.2 – Termodinâmica

Simula a temperatura da água a partir de equações descritas em Portela e Neves (1994). Os processos termodinâmicos são forçados pelas trocas de água, simuladas no objecto hidrodinâmico, pela radiação solar e pelas trocas energéticas com a atmosfera. O balanço energético calculado pelo modelo pode ser apresentado sob a seguinte forma:

$$R_B = i_z + R_{IV-ATM} + R_{IV-ÁGUA} \pm R_{CL} \pm R_{CS}$$

4.6

Onde:

$i_z$  – radiação solar ( $\text{W.m}^{-2}$ ) (+);

$R_{IV-ATM}$  – radiação infra-vermelha atmosférica ( $\text{W.m}^{-2}$ ) (+);

$R_{IV-ÁGUA}$  – radiação infra-vermelha da água ( $\text{W.m}^{-2}$ ) (-);

$R_{CL}$  – perdas ou ganhos de calor latente (+/-);

$R_{CS}$  – perdas ou ganhos de calor sensível (+/-);

Os valores são apresentados em  $W.m^{-2}$  e os sinais (+) e (-) representam ganhos ou perdas de calor pela massa de água. No balanço nas camadas abaixo da superfície apenas são contabilizadas as diferenças entre os valores da radiação no topo e no fundo da mesma.

#### 4.2.3 – Bactérias

As bactérias coliformes são geralmente expressas como uma função de decaimento de primeira ordem, dada pela lei de Chick's (Kashefipour et al., 2006). Canteras et al (1995) calculam a redução total de bactérias coliformes através de um modelo teórico em que a mortalidade bacteriana ou inativação em ordem ao tempo segue uma função exponencial decrescente (4.7):

$$N_t = N_0 e^{-kt}$$

4.7

Onde,

$N_t$  e  $N_0$  - Representam a concentração inicial e final do indicador;

$k$  – Constante de mortalidade;

$t$  – Tempo.

Entre os factores principais associados com a inativação dos processos das bactérias coliformes encontram-se: a radiação solar (El-Sharkawi et al, 1988), a temperatura (McFeters e Stuart, 1972) e a salinidade (Anderson et al, 1979).

Considerando que o coeficiente de mortalidade bacteriana devido a todos os factores acima enumerados segue a seguinte equação (4.7) (Thomann e Mueller, 1987):

$$k = k_0 k_{t20}^{t-20} k_s^s + k_l i_z$$

4.8

A correspondente equação de regressão foi calculada por Canteras e tal (1995) seguindo o método de Marquardt (1963) onde o  $k_0$ ,  $k_{t20}$ ,  $k_s$  e  $k_l$  são constantes de mortalidade bacteriana sob condições sem luz, a 20°C, a uma determinada salinidade e radiação, respectivamente; e  $i_z$  a radiação á profundidade  $z$ .

Segundo Cantera et al (1995) o principal factor de mortalidade das bactérias na água do mar é a luz, como já havia sido descrito por vários autores (El-Sharkawi et al, 1995; Bonnefont et al, 1990).

#### **4.3 – Implementação do modelo**

A zona de estudo foi dividida na vertical e na horizontal, com uma malha tridimensional, que compõe o domínio do modelo (Figura 12). Inicialmente, foi implementada uma quadrícula de 25 m de resolução, perfazendo 63 linhas por 91 colunas.



**Figura 12** – Identificação do domínio (fonte: anónima).

Para criar a malha de cálculo do modelo foi necessário recorrer a diversos softwares. Os dados necessários foram as profundidades da zona de estudo e uma imagem georeferenciada da mesma que permitiu definir os limites do domínio com o rigor necessário. A partir dos dados de batimetria, obtidos no Datum WGS84 procedeu-se a uma conversão dos mesmos para o Datum de Lisboa (coordenadas militares Hayford-Gauss do Instituto Geográfico do Exército) através da aplicação disponibilizada no site do IGEO. Em seguida foi criada uma “shapefile” de pontos usando o ArcGIS. Após, definiu-se um polígono abrangendo o domínio a simular, sobre a imagem acima referida. A partir da extensão “Spatial Analyst” do ArcGIS, procedeu-se à interpolação das profundidades dentro do polígono referido, obtendo-se um ficheiro raster (visível na Figura 10, pelos pixéis em tons de cinzento que identificam diferentes profundidades). Este ficheiro foi convertido para formato ASCII e, com uma aplicação em MatLab, especialmente desenvolvida para o efeito, o ficheiro ASCII foi convertido no ficheiro de Morfologia do modelo. O ficheiro de Morfologia do modelo contém as coordenadas da grelha de cálculo num sistema de linhas, colunas e camadas. Para estabelecer a

correspondência entre as coordenadas da grelha e as coordenadas geográficas obtiveram-se as coordenadas do canto inferior esquerdo do “raster” acima referido, adicionando-se de seguida a cada linha e a cada coluna a distância correspondente ao tamanho das células do “raster”. Foi assim criado um ficheiro com as coordenadas do modelo em termos de linhas e colunas e as correspondentes coordenadas geográficas.

Foi ainda elaborado um ficheiro de sub-domínio, em que apenas são consideradas as células que estão contidas no espelho de água e as células abrangidas por um contorno (buffer). Este sub-domínio permite que o modelo seja mais célere, efectuando cálculos apenas nestas células. O sub-domínio resultou da intercepção de uma ShapeFile representando o contorno do domínio com a ShapeFile contendo os pontos com as coordenadas do modelo (Figura 13).



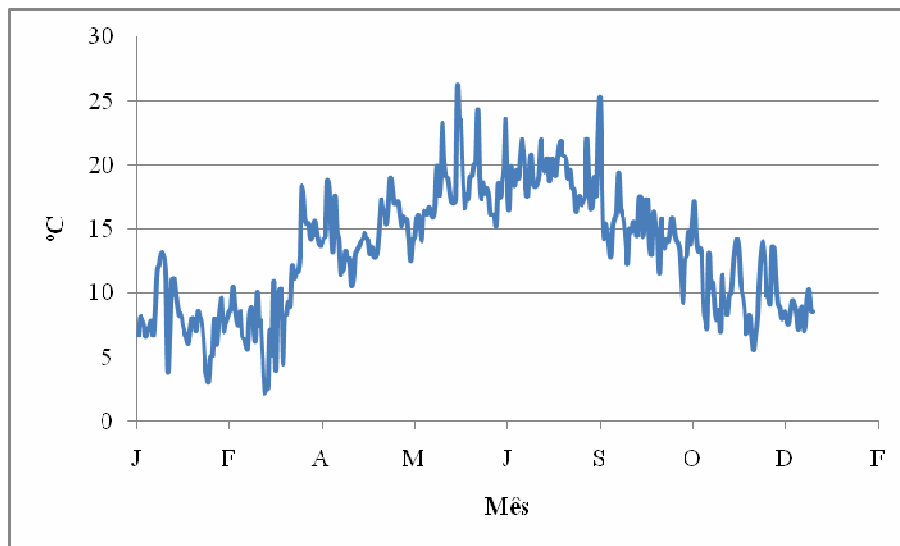
**Figura 13** – Identificação do sub-domínio (fonte: anónima).

#### 4.4 – Dados de forçamento

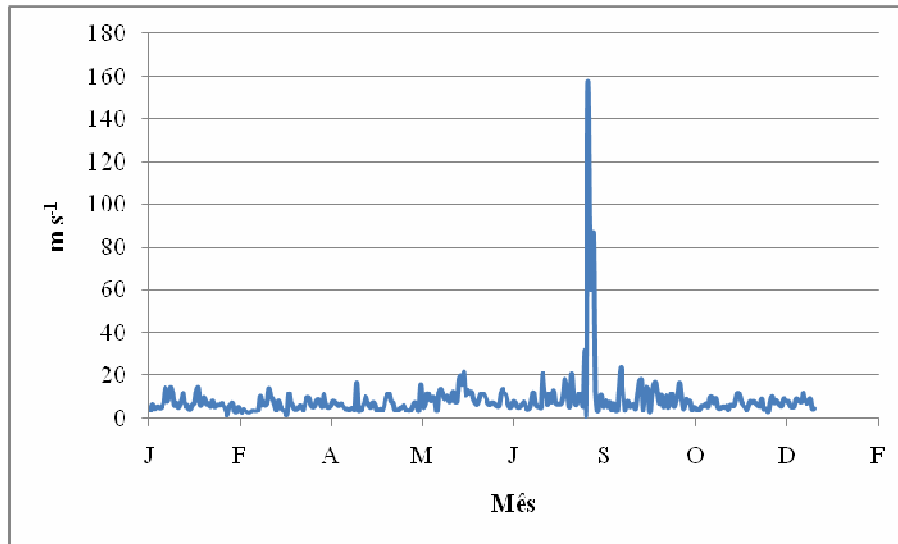
Como foi descrito anteriormente os dados de batimetria, caudal, salinidade e temperatura da água foram obtidos por medições *in situ* realizadas nas campanhas de amostragem. Contudo, são necessários outros dados, nomeadamente, a temperatura do ar, velocidade e direcção do vento. As fontes destes dados foram o Instituto Nacional da Água (INAG), através do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH).

Os dados meteorológicos encontram-se distribuídos por estações que constituem a rede meteorológica automática. No presente trabalho foram utilizadas as estações de Vila Chã (06E/03UG) e Parada (05F/02UG). Os critérios de selecção das estações tiveram em conta não só a representatividade para toda a área de estudo dos valores observados, mas também a possibilidade de comparação com registos obtidos de outras fontes, assim como a qualidade e a quantidade dos dados disponíveis para o ano de 2010.

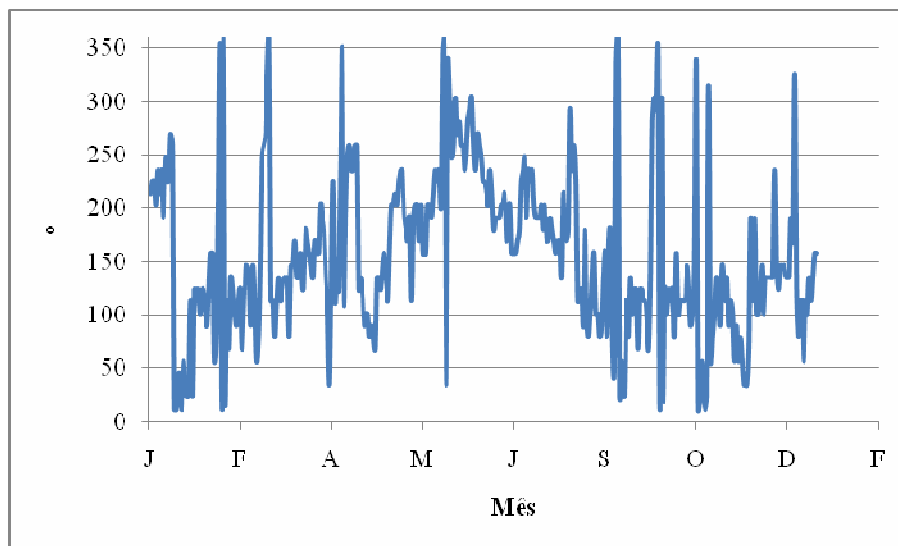
Os valores introduzidos no modelo com frequência horária para a temperatura do ar, velocidade e direcção do vento estão representados nas Figuras 14 a 16.



**Figura 14** – Dados de forçamento da temperatura do ar.



**Figura 15** – Dados de forçamento da velocidade do vento.



**Figura 16** – Dados de forçamento da direcção do vento.

#### 4.5 – Organização e metodologia das simulações

De forma a atingir os objectivos propostos para o presente trabalho, foram levados a cabo quatro conjuntos de simulações (doravante também designados por I, II, III e IV). Em ambos os conjuntos, simularam-se somente 3 dias de tempo real. Após a análise dos

dados recolhidos durante a campanha de amostragem de Janeiro de 2010 (cf. – 4.1 Amostragem) foi possível constatar a importância da estratificação vertical da água no estuário do Ave. As primeiras simulações realizadas com o modelo levaram a concluir que seria difícil reproduzir aquele fenómeno com a intensidade sugerida pelas observações (cf. – 5.2.1 Simulações I.1 a I.8). Deste modo, parte importante do trabalho realizado com o modelo, foi no sentido de compreender os fenómenos que mais influência têm na estratificação, procurando otimizar alguns parâmetros de funcionamento do modelo, de modo a melhorar representação daquele fenómeno. Importa aqui salientar que a estratificação pode ter uma influência significativa na dispersão da contaminação microbiológica, dado que se a água doce, onde se espera a maior concentração de bactérias de origem fecal, se mantiver à superfície, ficarão as mesmas mais expostas ao seu principal factor físico de mortalidade – a radiação solar. Por outro lado, sofrem menos a influência de outro factor importante – a salinidade (cf. – 5.2.4 Simulações IV.1 a IV.3). Importa salientar que os dados recolhidos durante a campanha de Janeiro de 2010 foram utilizados como referência em todas as simulações realizadas e para testar o modelo.

Relativamente aos parâmetros do modelo hidrodinâmico, utilizaram-se os seguintes valores:  $5 \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$  para a difusividade horizontal,  $0,005 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$  para a difusividade máxima vertical e 0,025 para a rugosidade.

As simulações do conjunto I destinaram-se somente a testar o modelo. Dado que só se dispunha da batimetria dentro do estuário (só foi possível realizar o levantamento batimétrico da zona costeira adjacente em Junho de 2010), procurou-se testar o modelo definindo as profundidades na zona adjacente ao estuário de forma muito aproximada e a partir de cartas marítimas. Durante a realização deste conjunto de simulações testou-se o modelo com um número variável de camadas verticais. Procurou-se assim melhorar a representação da estratificação vertical da coluna de água sem comprometer demasiado o tempo de cálculo. Assim, efectuaram-se simulações com 5, 9 e 15 camadas, aumentando-se a resolução vertical de 1 para 0.25 m. O aumento da resolução vertical levou a um aumento do número de células da malha de cálculo de 28665 para 82215. Neste primeiro conjunto de simulações, foram realizadas experiências em que se usou

apenas o objecto termodinâmico e os objectos de funções forçadoras (ver Tabela 3) e outras em que foi usado também o hidrodinâmico de modo a compreender a importância relativa dos processos termodinâmicos e hidrodinâmicos no desenvolvimento da estratificação térmica vertical. Foi também efectuada uma análise de sensibilidade, em que foram modificados os valores iniciais dos parâmetros do objecto hidrodinâmico: coeficiente de difusão horizontal, difusividade máxima vertical e rugosidade. Esta análise de sensibilidade baseou-se na morfologia com 5 camadas por uma questão de economia de tempo de cálculo. A Tabela 4 apresenta uma síntese das simulações realizadas. Com as simulações I.1 a I.8 analisou-se a influência do coeficiente de difusão horizontal, difusividade máxima vertical e rugosidade na estratificação vertical prevista pelo modelo.

O segundo conjunto de simulações já foi baseado na batimetria real. Com as simulações II.1 e II.6 analisou-se a contribuição do caudal para o fenómeno de estratificação vertical. A motivação para a realização deste conjunto de simulações resultou da incerteza relativa ao valor do caudal fluvial – função forçadora de grande importância no funcionamento do modelo. Durante a campanha de Janeiro de 2020 não houve condições para estimar este caudal com rigor. Assim, procurou-se verificar a influência do caudal nas previsões do modelo, fazendo variar o mesmo conforme descrito na Tabela 4 e avaliando em que condições de caudal o modelo reproduz melhor os valores de temperatura e de salinidade medidos durante a campanha de Janeiro de 2010.

Nas simulações III.1 a III.3 avaliou-se a influência da direcção do vento na dispersão da pluma de água do estuário ao longo da zona costeira adjacente. Procurou-se assim, avaliar a probabilidade de contaminação das praias em função do regime de vento.

Com o acrescento do objecto bactérias ao modelo, realizaram-se as simulações IV.1 a IV.3, de modo a avaliar as zonas balneares com maior risco de contaminação bacteriana, em função de diferentes regimes de vento. Nas duas primeiras simulações foram usadas as bactérias como um traçador passivo com o objectivo de avaliar o pior cenário – em que a concentração de bactérias não é reduzida pela mortalidade natural, dependendo somente da sua diluição pela água do mar. Na última simulação tentou-se representar a

variação da concentração bacteriana em função da mortalidade ao longo do estuário e zonas costeiras adjacentes.

Todas as simulações foram realizadas considerando as condições observadas para o mês de Janeiro de 2010 (excepto relativamente aos caudais que foram variáveis conforme descrito acima e na Tabela 4). Assumiu-se uma temperatura inicial da água de 11,57 °C (próximo do valor médio de Inverno) e uma salinidade de 35 e analisaram-se os resultados das simulações de modo a avaliar se o modelo previa adequadamente o desenvolvimento da termoclina e da haloclina.

A inexistência de dados sinópticos do caudal fluvial e de todas as funções forçadoras utilizadas, bem como de velocidades da corrente, temperaturas e salinidades dentro do estuário, impossibilitou uma calibração e validação adequadas do modelo. Assim, procurou-se avaliar as previsões com base no comportamento geral do mesmo.

É feita uma análise individual e comparativa entre os resultados das diferentes situações de caudal e de direcção do vento. Para melhor apreender os valores obtidos pelo modelo, analisaram-se as variações ao longo do tempo de simulação para toda a massa de água sob a forma de séries temporais e de “mapas de cores” representando a distribuição espacial das variáveis simuladas. Foram ainda elaborados gráficos da salinidade em função da profundidade.

**Tabela 4** – Simulações efectuadas e respectivas condições testadas (ver texto).

<b>Simulação</b>	<b>Condições testadas</b>
I.1	Rugosidade 0
I.2	Rugosidade 0,0125
I.3	Rugosidade 0,025
I.4	Difusividade máxima vertical 0
I.5	Difusividade máxima vertical 0,0025
I.6	Difusividade máxima vertical 0,01
I.7	Coefficiente de difusão horizontal 2,5
I.8	Coefficiente de difusão horizontal 7
II.1	Caudal Padrão (102,505 m <sup>3</sup> /s)
II.2	10% Caudal Padrão

**AVALIAÇÃO DO EFEITO DO ESTUÁRIO DO AVE NA QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES DO  
CONCELHO DE VILA DO CONDE**

---

II.3	12,5% Caudal Padrão
II.4	25% Caudal Padrão
II.5	50% Caudal Padrão
II.6	75% Caudal Padrão
III.1	Sem vento
III.2	Vento direcção Norte
III.3	Vento direcção Sul
IV.1	Caudal Padrão com vento Norte, com objecto bactérias conservativo
IV.2	Caudal Padrão com vento Sul, com objecto bactérias conservativo
IV.3	Caudal Padrão com padrão de ventos variável e com constante de mortalidade bacteriana variável

## V – RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 – Análise dos resultados da amostragem

Os valores observados nas campanhas relativos à salinidade e à temperatura da água foram organizados nas Figuras 17 e 18, onde se observa a penetração da cunha salina até à ponte, assim como se regista nesta estação e na que se encontra em frente ao CMIA (estações 3 e 2, respectivamente – ver Figura 11) a formação de estratificação halina e térmica para situações de Preia mar (P) e Baixa mar (B).

Verificou-se que, em termos de salinidade, distinguem-se as três zonas típicas de um estuário. A montante ou sector superior, apresentou valores de salinidade inferiores a 2 psu. É uma zona tipicamente fluvial, com predomínio de água doce e classifica-se, em termos de salinidade, de oligohalina. O limite de intrusão salina desloca-se em função do caudal fluvial e da maré. O sector médio, pode classificar-se de mesoalino a polialino, com valores de salinidade médios entre 20 a 30 psu. Nesta região a coluna de água apresenta estratificação vertical, confirmando-se a presença de uma cunha salina. A jusante do estuário (canal de saída), os valores médios de salinidade tendem progressivamente para os valores característicos de água de mar de 35 psu. Esta região é classificada como euhalina (INAG, 2005).

Como seria de esperar, os valores mais elevados de salinidade encontram-se na estação 1, situada na foz (Figura 11), diminuindo para montante, em função da diluição provocada pela água do rio. As temperaturas mais elevadas registaram-se junto à foz.

Os resultados obtidos permitem mostrar a entrada de água salgada junto ao fundo e a saída de água doce junto à superfície, em função da direcção da corrente indicada pelo correntómetro à superfície e junto ao fundo.

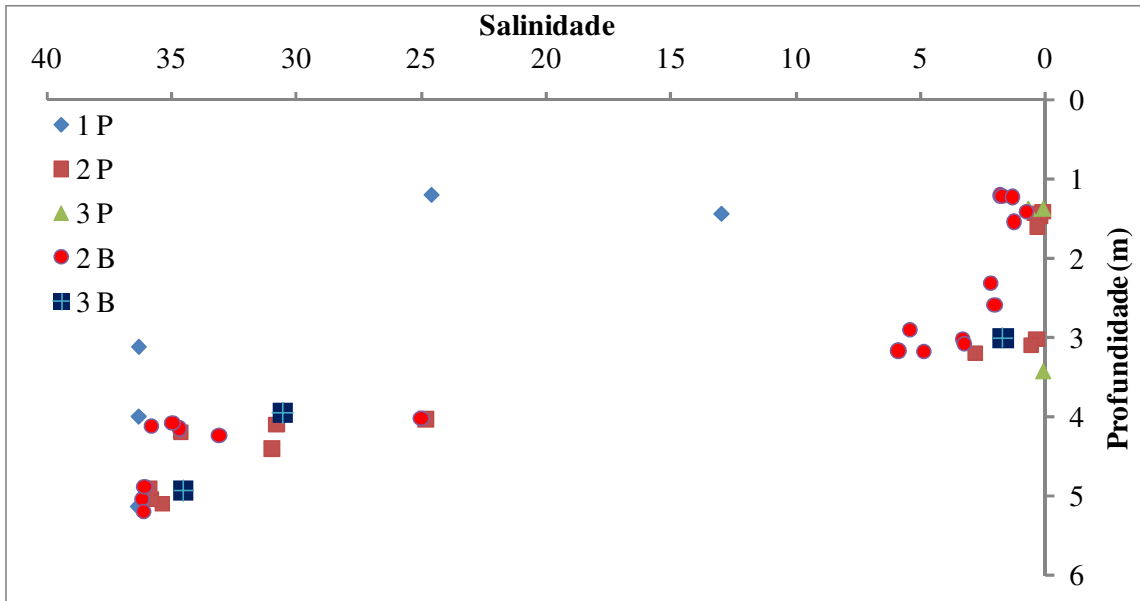


Figura 17 – Valores de salinidade (psu) observados.

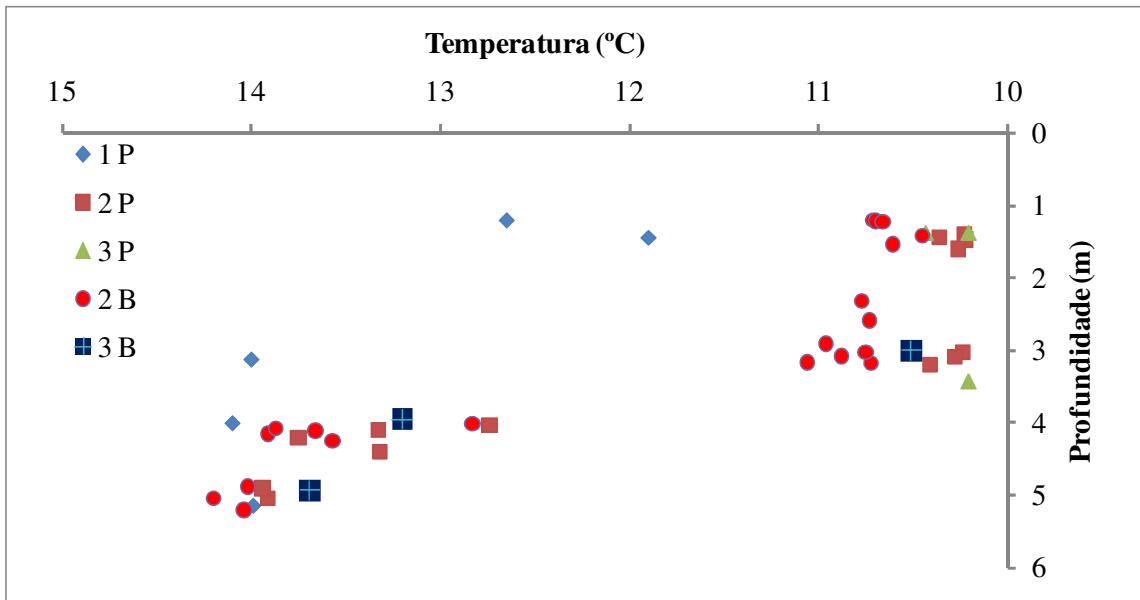
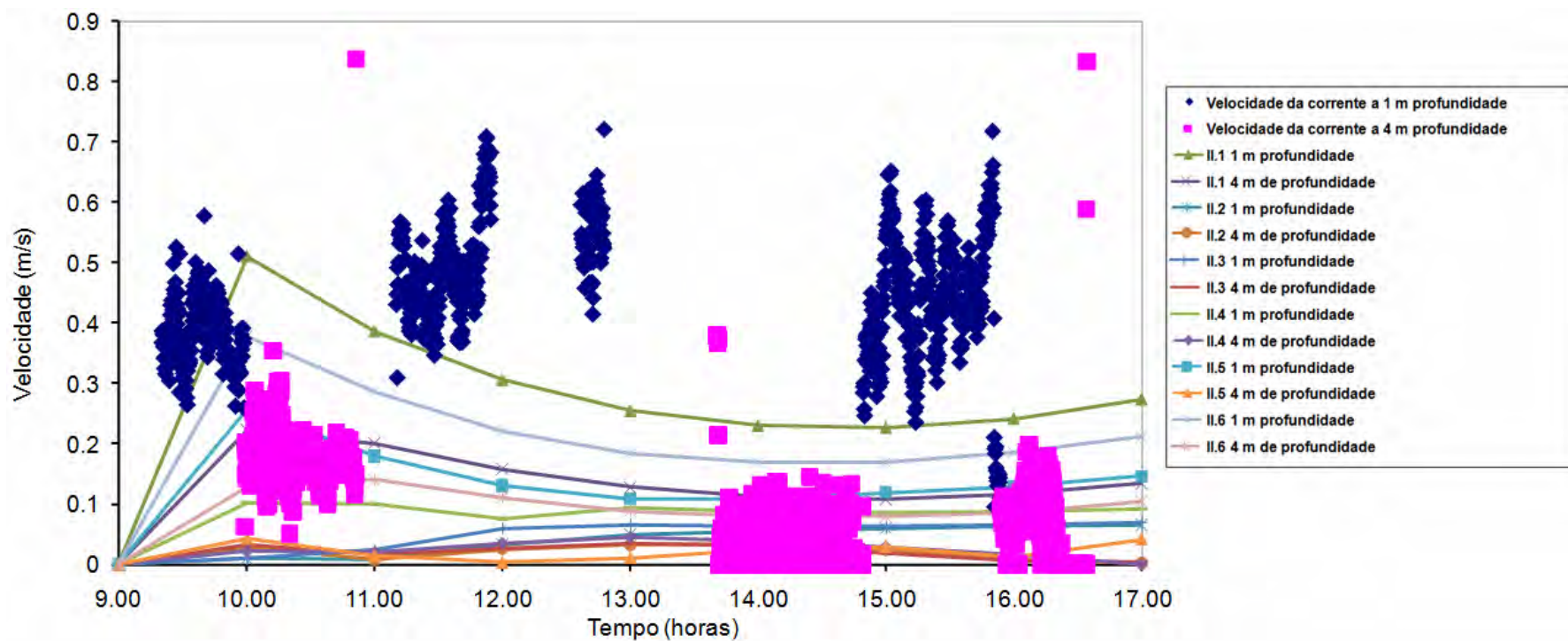


Figura 18 – Valores de temperatura (°C).

Na Figura 19 estão representadas as velocidades da corrente observadas a 1 e a 4 m de profundidade comparadas com as simulações realizadas com os diversos padrões de caudal.

AVALIAÇÃO DO EFEITO DO ESTUÁRIO DO AVE NA QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES DO  
CONCELHO DE VILA DO CONDE



**Figura 19** – Valores das velocidades da corrente a 1 e a 4 m de profundidade observados e previstos em função dos diversos cenários simulados.

## **5.2 – Análise das simulações**

### **5.2.1 – Série I – Teste ao desempenho do modelo**

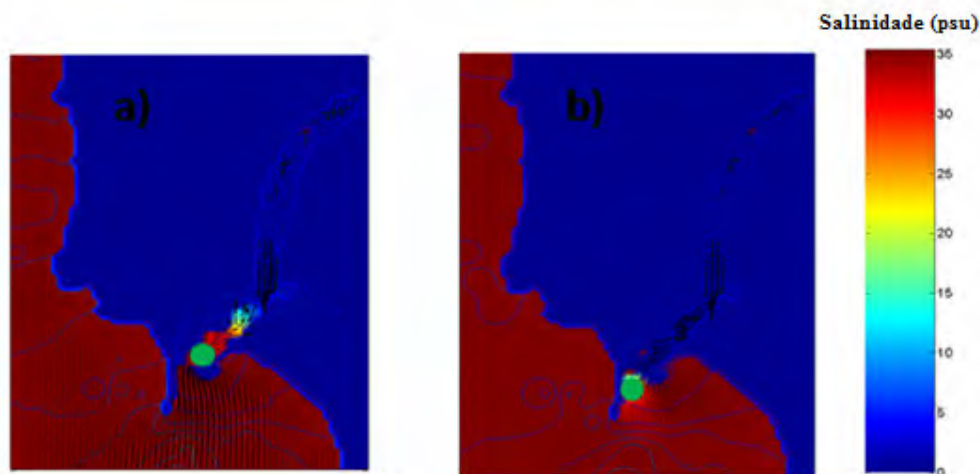
#### **5.2.1.1 – Simulações I.1 a I.8**

A correcta reprodução da variação da salinidade num estuário depende de uma representação adequada das condições hidrodinâmicas. A qualidade da água é influenciada directamente pelos fenómenos resultantes da estratificação induzida pela salinidade e pela temperatura e, conseqüentemente, pela densidade.

Os estuários são tradicionalmente definidos como bacias semi-fechadas no interior das quais a água doce proveniente de drenagem terrestre se mistura com a água salgada. A salinidade constitui um parâmetro fundamental no estudo dos estuários pela sua influência em processos físicos (com interferência no transporte de sedimentos e na produção primária), em processos químicos (afectando a floculação de partículas em suspensão e contribuindo para uma maior sedimentação) e em processos biológicos (afectando a distribuição das espécies) (Portela e Neves, 1994).

Da análise da figura 19, pode verificar-se que o modelo, para as condições de caudal Padrão, apresenta valores próximos dos observados, sendo que à medida que o caudal é reduzido também se observa uma diminuição das velocidades da corrente.

As simulações realizadas sugerem que o modelo subestima a penetração para montante da excursão de maré, pois durante a campanha de Janeiro observaram-se salinidades de 33 psu aproximadamente a meio do estuário e junto ao fundo, enquanto que no modelo tais valores se observaram somente até à zona assinalada com o ponto verde como se pode ver na Figura 20.



**Figura 20** – Distribuição espacial da salinidade (psu) para uma profundidade de 3,80 m em situação de enchente a) e de vazante b) para a simulação padrão.

Das simulações realizadas foi elaborada a Tabela 5 que pretende apresentar as variações ocorridas com as alterações nos valores padrão dos seguintes parâmetros: difusividade horizontal, difusividade máxima vertical e rugosidade.

**Tabela 5** – Análise da influência da alteração da rugosidade, difusividade máxima vertical e do coeficiente de difusão vertical máximo na concentração média salina do estuário.

	Valor	Salinidade psu	Simulação Padrão	Variação
Difusividade horizontal	2,5	9,4E-25	5,8E-16	-5,8E-16
	7	1,4E-12		1,4E-12
Difusividade Máxima Vertical	0	3,7E-16		-2,1E-16
	0,0025	6,4E-16		6,2E-17
	0,01	5,5E-16		-2,8E-17
Rugosidade	0,0125	5,8E-16		3,4E-18
	0,05	5,6E-16	-2,2E-17	

Verifica-se que as alterações introduzidas não produzem mudanças significativas nos valores de salinidade e, conseqüentemente, não irão introduzir melhorias na reprodução da estratificação e na penetração para montante da cunha salina. Prandle (2004) verificou que as aplicações de modelação demonstraram uma limitação na relação entre os valores observados e previstos para a intrusão salina. North et al (2004) descobriram ser necessário afinar a parametrização da mistura vertical dos modelos para representar correctamente a estrutura da frente salina. Estes autores concluíram que uma melhor parametrização da turbulência em caudais estratificados é crucial para descrever a modelação da circulação nos estuários. Warner et al (2005) concluíram que o aumento do número de camadas verticais dos modelos leva à obtenção de resultados mais consistentes com os observados.

## **5.2.2 – Série II – Avaliação da contribuição do caudal**

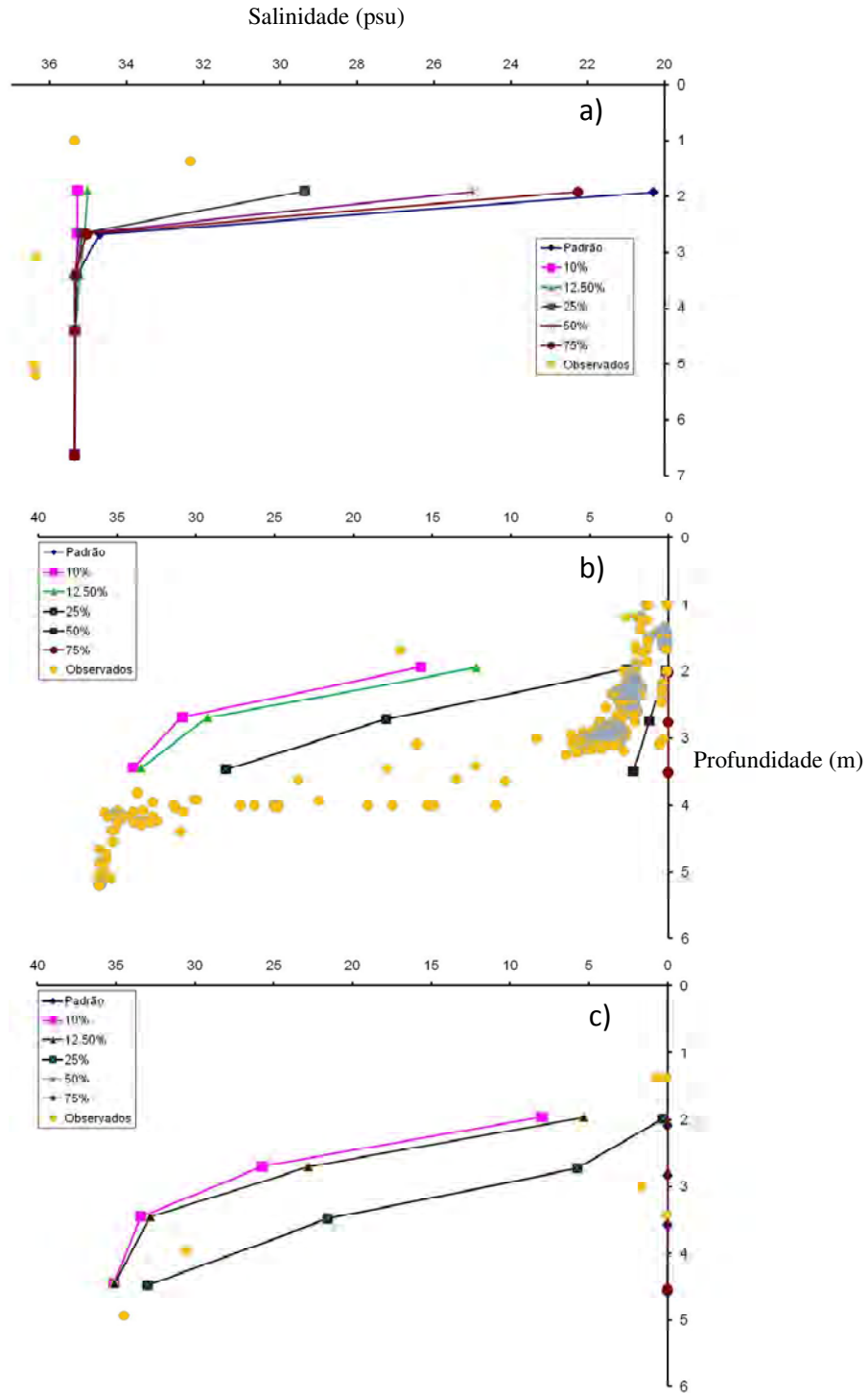
### **5.2.2.1 – Simulações II.1 a II.6**

A estratificação vertical da coluna de água no interior dos estuários é controlada, como no caso das águas costeiras, pela competição entre as forças de impulsão e os mecanismos de mistura (Wheless e Valle-Levinson, 1996). No caso dos estuários, a principal fonte de impulsão provém do caudal de água doce do rio. Os gradientes horizontais assim produzidos são depois deformados aumentando a estabilidade durante a vazante devido à convecção de água menos salina perto da superfície (Wheless e Valle-Levinson, 1996).

As Figuras 21 e 22 apresentam os resultados simulados da salinidade da água à superfície para as células correspondentes às estações onde foram realizadas as campanhas. O modelo não consegue seguir relativamente bem as variações da salinidade no estuário, durante o período simulado. Deve ser salientado que as previsões do modelo dependem fortemente do caudal imposto, sendo que o caudal utilizado foi estimado através das medições de velocidades no estuário do Ave, podendo ter ocorrido uma sobre estimação do mesmo.

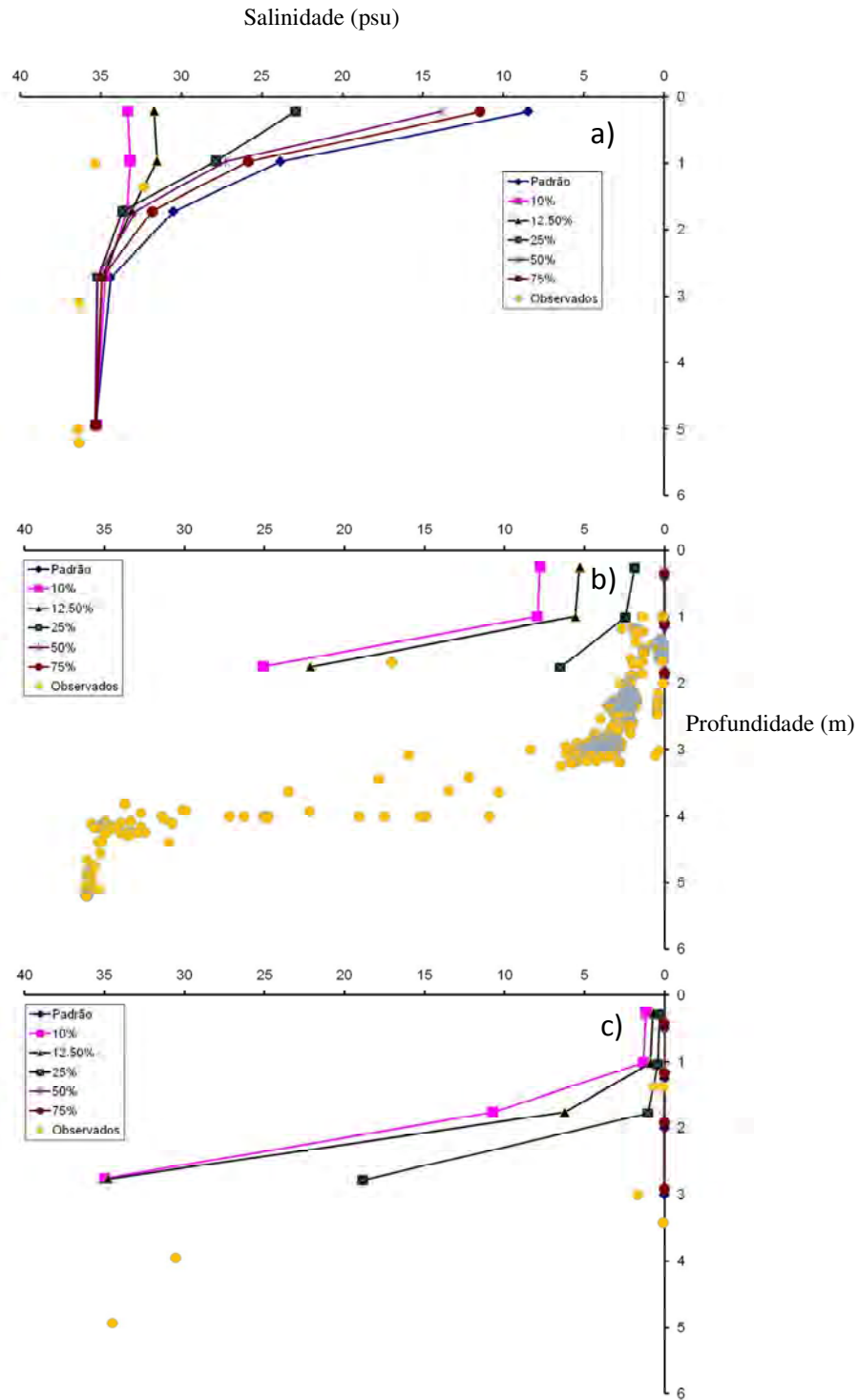
Warner et al (2005), nos seus trabalhos sobre o estuário do rio Hudson, constaram que o modelo utilizado previa a variação vertical da salinidade da superfície para o fundo mas de forma mais difusa do que os valores observados. Hodges et al (2000) demonstraram que a duração das simulações de sistemas altamente estratificados e fortemente forçados por ventos, é limitada pela acumulação de erros numéricos na estratificação vertical.

AVALIAÇÃO DO EFEITO DO ESTUÁRIO DO AVE NA QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES DO CONCELHO DE VILA DO CONDE



**Figura 21** – Simulações II.1 a II.6 com 15 camadas verticais (cf. – Tabela 4).  
Comparação entre os valores observados e simulados de salinidade (psu) em função da profundidade (m) e do caudal fluvial para um período de enchente para a) 1, b) 2, c) 3.

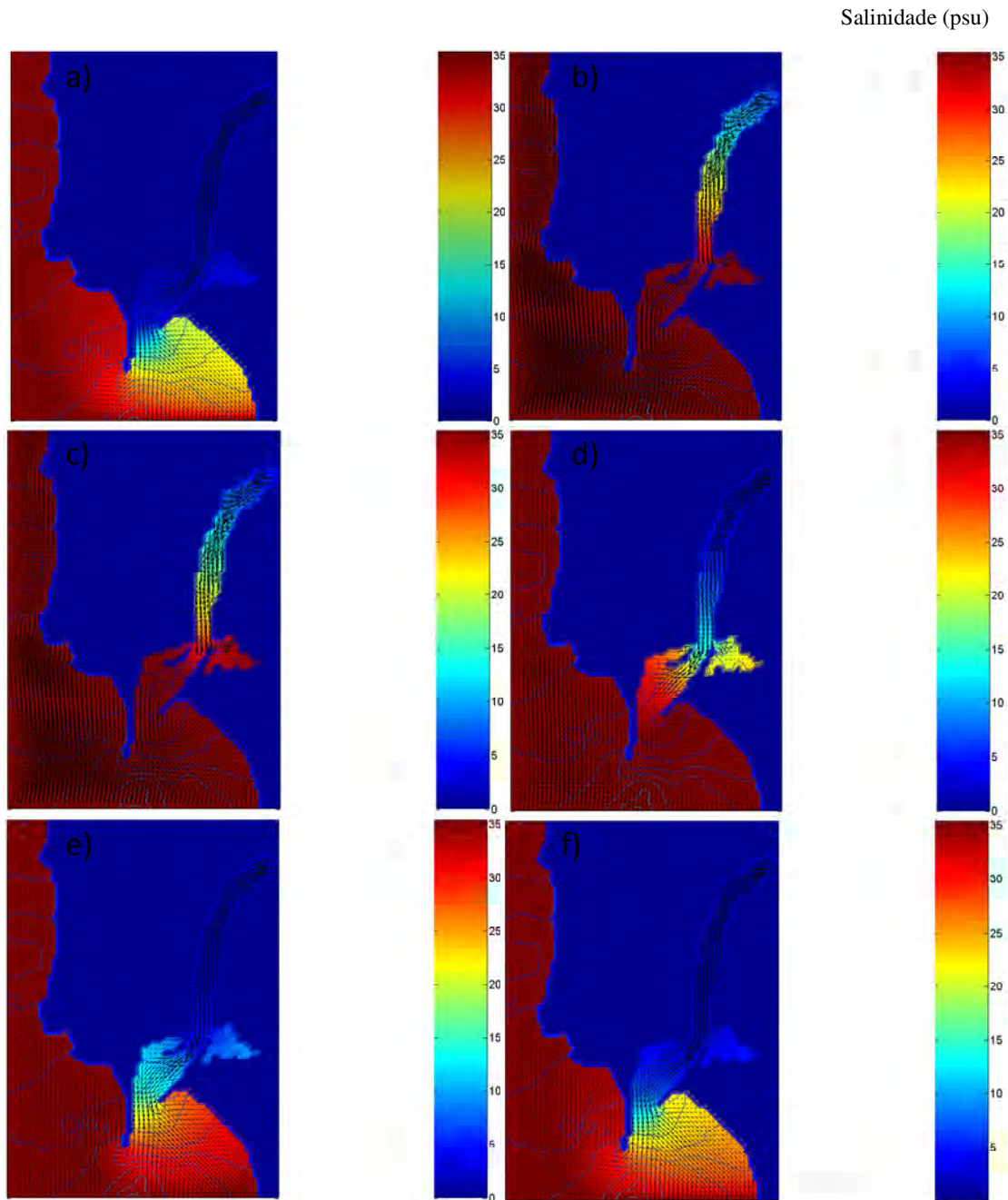
AVALIAÇÃO DO EFEITO DO ESTUÁRIO DO AVE NA QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES DO CONCELHO DE VILA DO CONDE



**Figura 22** – Simulações II.1 a II.6 com 15 camadas verticais (cf. Tabela 4).

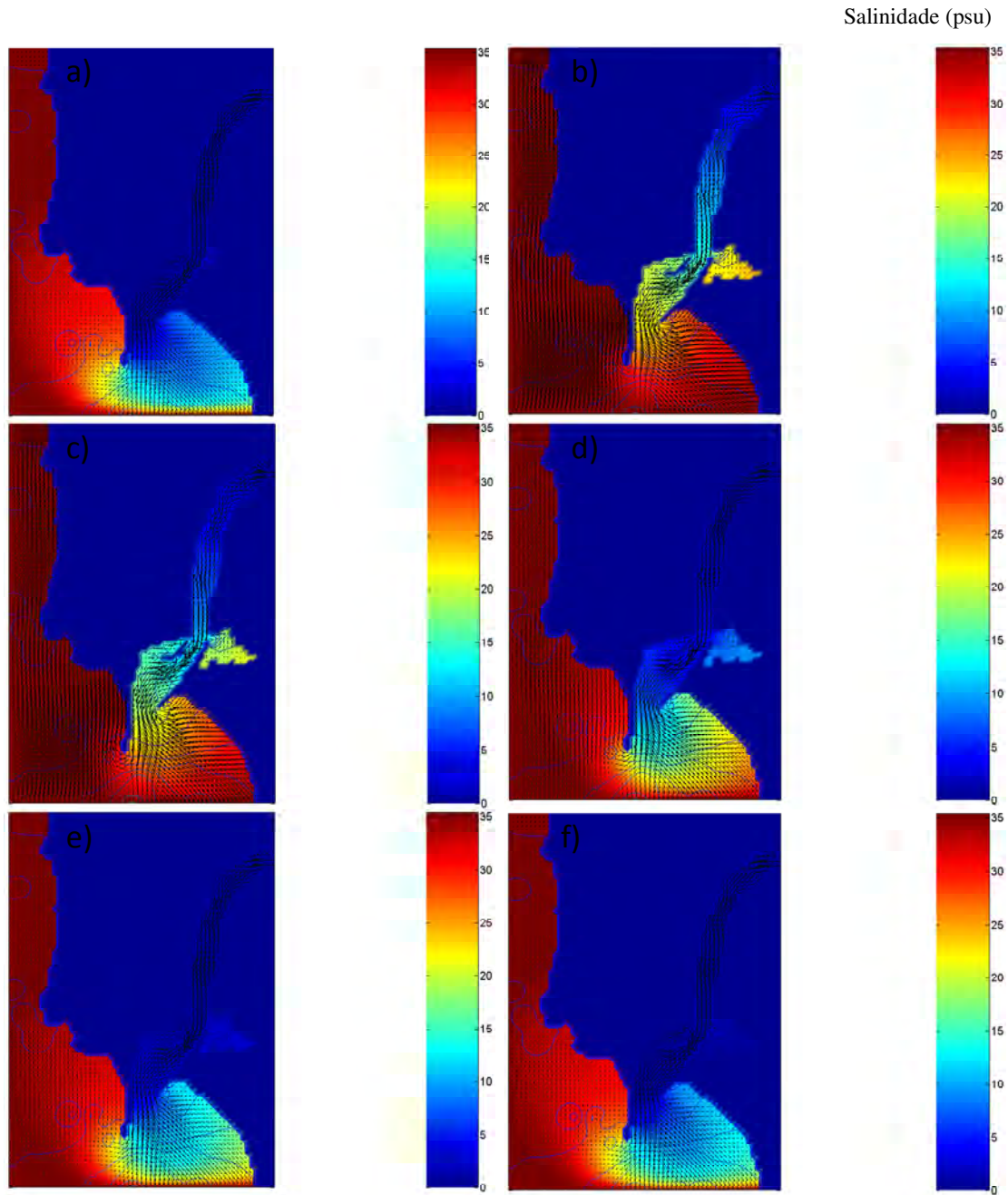
Comparação dos valores observados e simulados de salinidade (psu) em função da profundidade (m) para um período de vazante e do caudal fluvial para a) 1, b) 2, c) 3.

Com a alteração dos regimes de caudal verificou-se uma aproximação dos valores simulados aos observados, assim como uma maior penetração da cunha salina no estuário e formação da haloclina (Figuras 22 a 25).

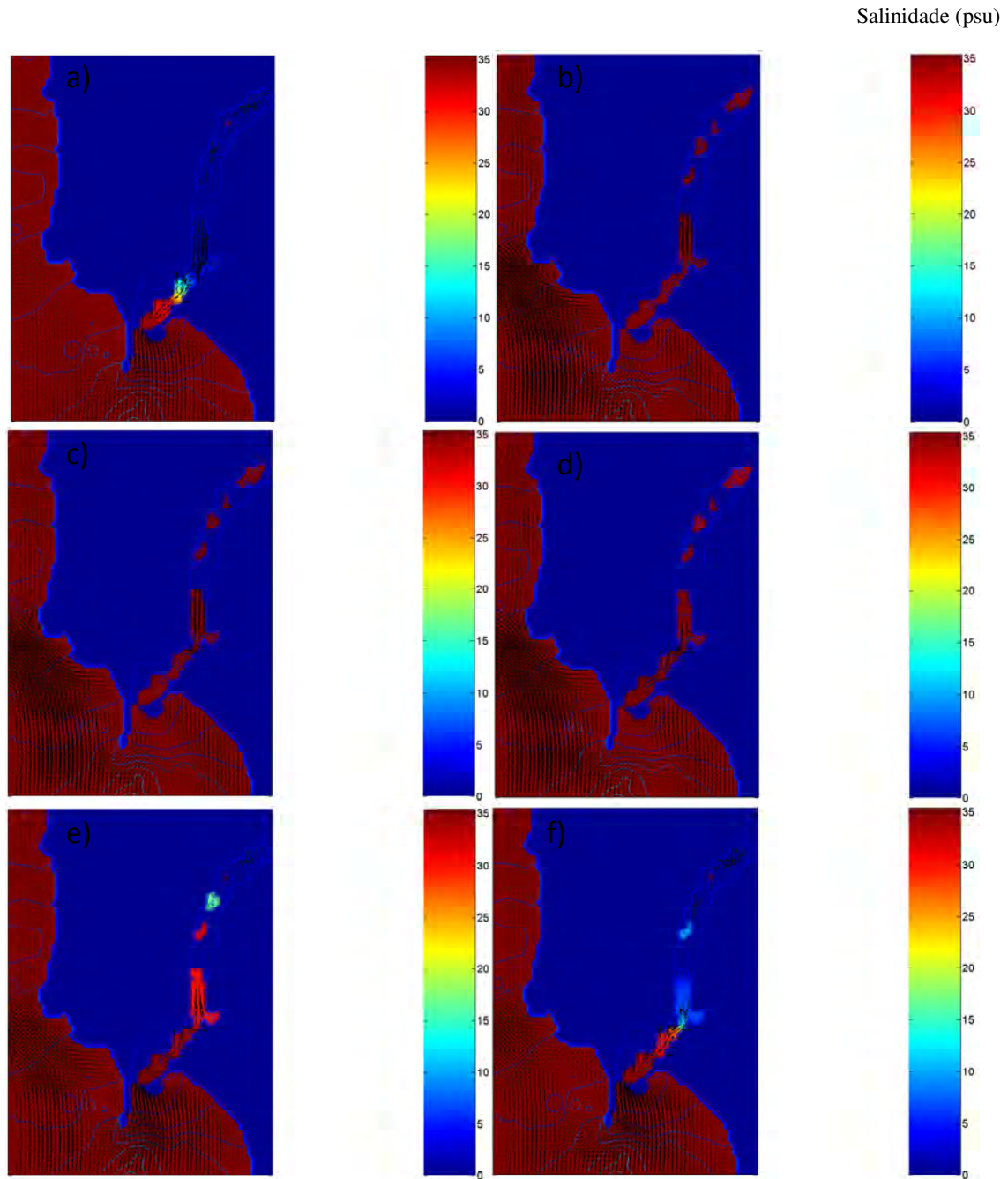


**Figura 22** – Simulações II.1 a II.6 com 15 camadas verticais (cf. – Tabela 4).

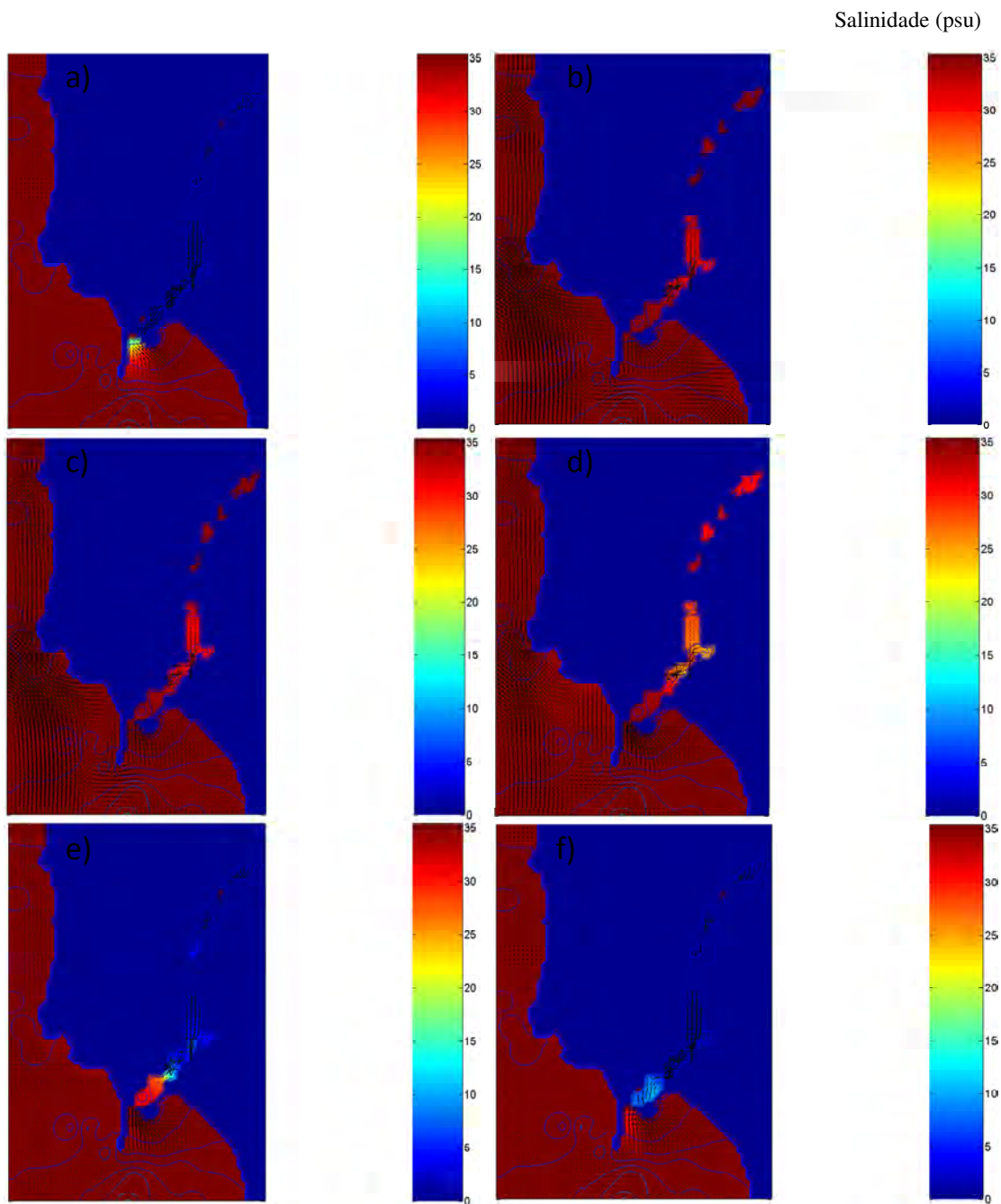
Comparação da salinidade na camada superficial em período de enchente em função dos  
vários caudais sendo a) II.1, b) II.2, c) II.3, d) II.4, e) II.5, f) II.6.



**Figura 23** – Simulações II.1 a II.6 com 15 camadas verticais. Comparação da salinidade na camada superficial em período de vazante em função dos vários caudais sendo a) II.1, b) II.2, c) II.3, d) II.4, e) II.5, f) II.6.



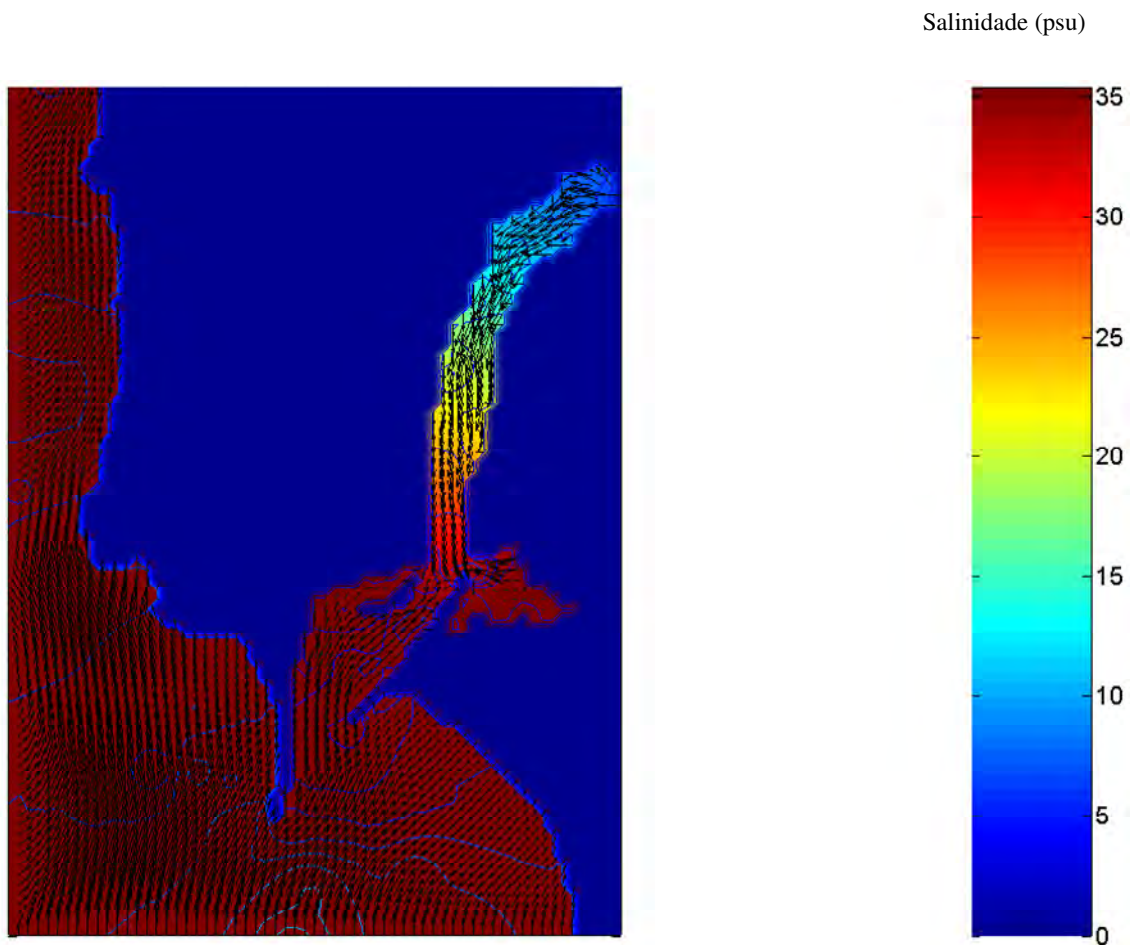
**Figura 24** – Simulações II.1 a II.6 com 15 camadas verticais. Comparação da salinidade na camada 5 (3,80 m de profundidade) em período de enchente em função dos vários caudais sendo a) II.1, b) II.2, c) II.3, d) II.4, e) II.5, f) II.6.



**Figura 25** – Simulações II.1 a II.6 com 15 camadas verticais. Comparação da salinidade na camada de fundo (3,80 m) em período de vazante em função dos vários caudais sendo a) II.1, b) II.2, c) II.3, d) II.4, e) II.5, f) II.6.

De um modo geral, e como seria de esperar, em todas as simulações a salinidade na camada 5 (camada de fundo (3,80 m)) é superior à camada 15 (superfície) devido à diferença de densidades entre a água doce e salgada, uma vez que a cunha salina penetra junto ao leito do rio.

Passando a fazer uma análise mais específica da simulação II.2 (Figura 26) verificou-se que, em termos de salinidade o modelo conseguiu reproduzir o observado no estuário do Ave, distinguindo-se claramente as três zonas típicas, e com concentrações salinas na mesma ordem de grandeza das registadas na amostragem.

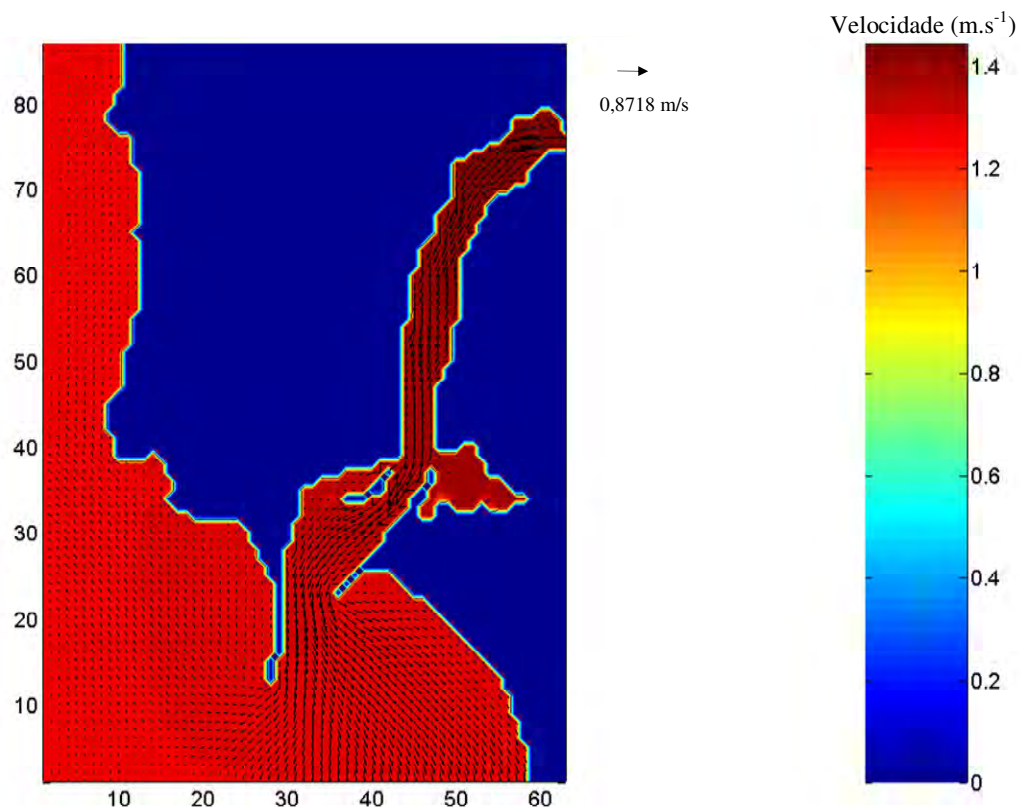


**Figura 26** – Distribuição espacial da salinidade na simulação II.2 para a camada superficial.

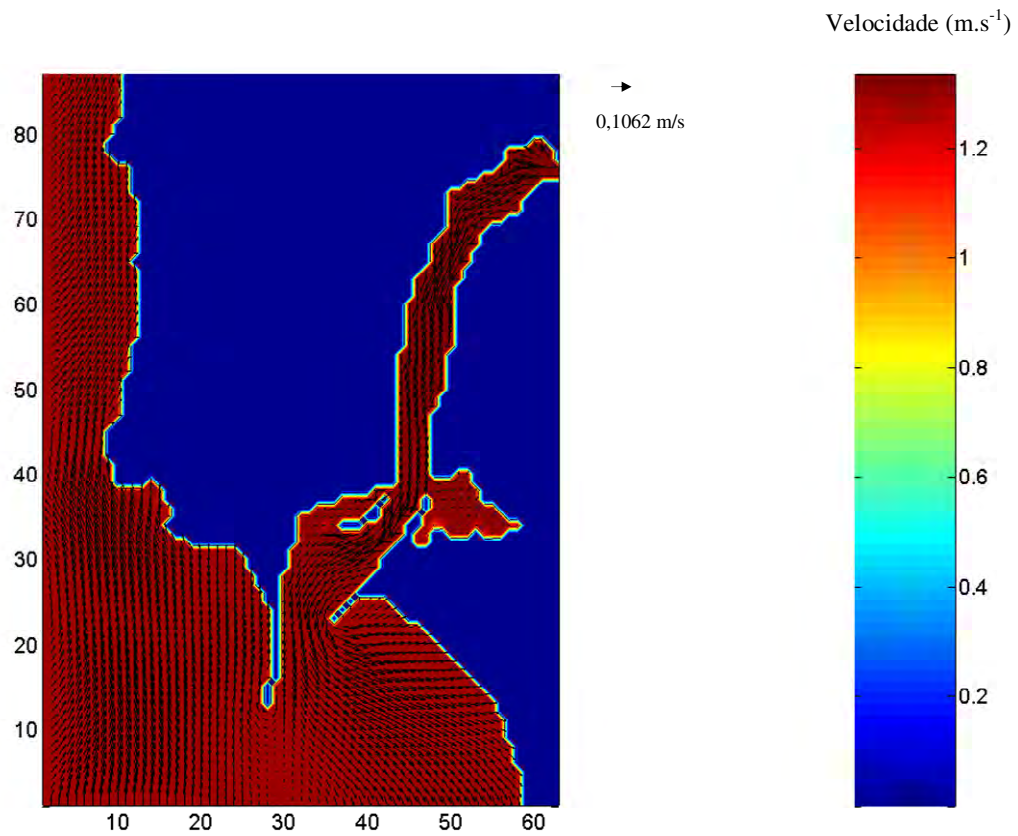
O regime de ventos apresenta uma importância fulcral para a caracterização das condições de circulação da água. A acção do vento sobre a superfície da água é

responsável pela criação de ondas superficiais e formação de correntes (Warner et al, 2005). As correntes apresentam significativos gradientes verticais. Segundo dados do SNIRH os ventos mais frequentes para Vila do Conde são de NW.

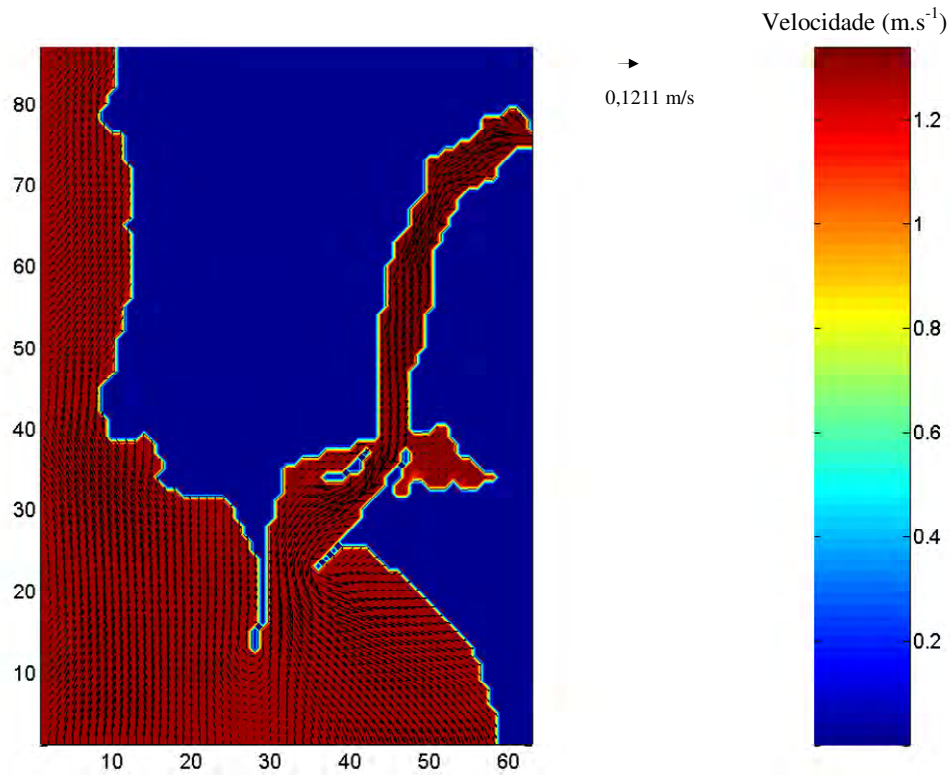
As velocidades residuais foram calculadas a partir dos valores médios das duas componentes horizontais da velocidade:  $u$  e  $v$ . Nas Figuras 27 a 32 são apresentadas as direcções das velocidades residuais à superfície, para as simulações II.1 a II.6, verificando-se que são coincidentes com a direcção predominante do vento, na zona costeira ao sul do estuário do Ave.



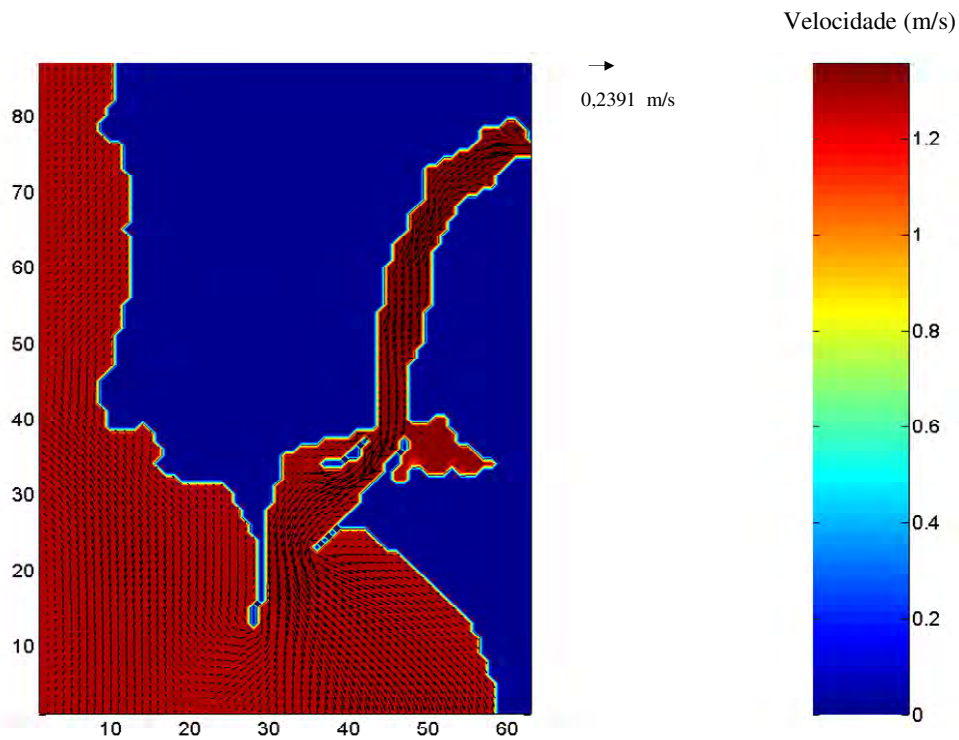
**Figura 27** – Campo de velocidades residuais da corrente para a simulação II.1.



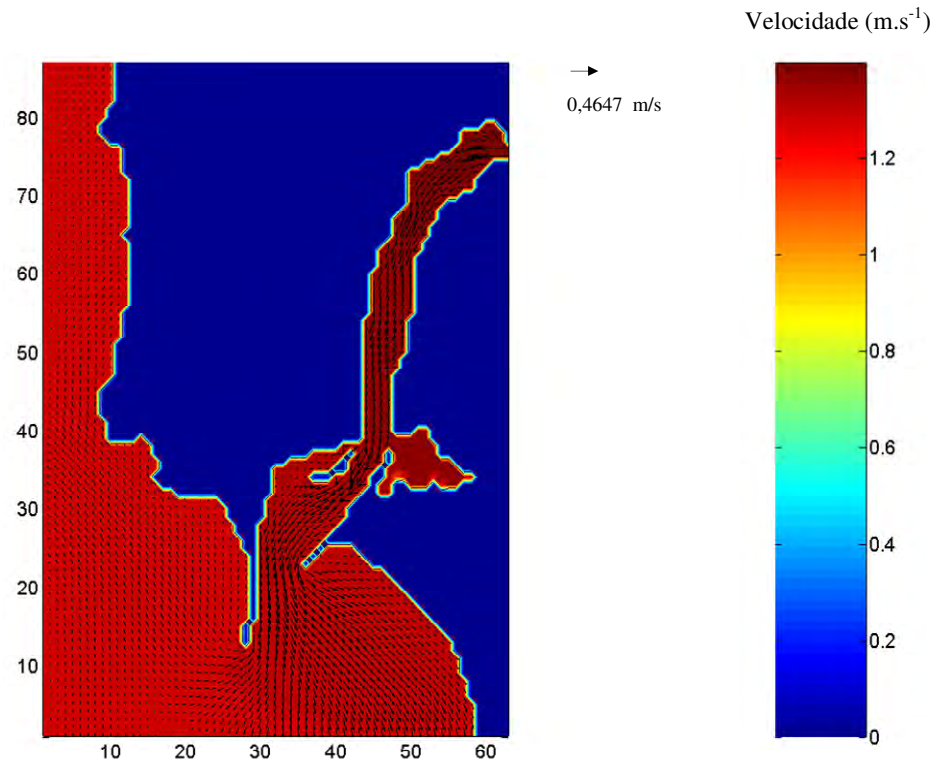
**Figura 28** – Campo de velocidades residuais da corrente para a simulação II.2.



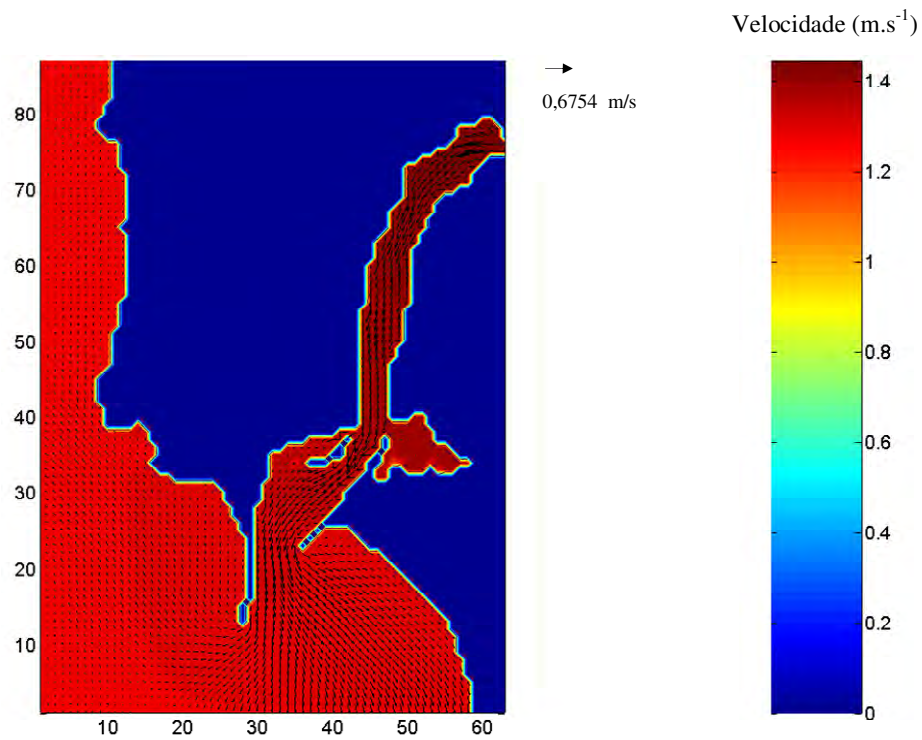
**Figura 29** – Campo de velocidades residuais da corrente para a simulação II.3.



**Figura 30** – Campo de velocidades residuais da corrente para a simulação II.4.



**Figura 31** – Campo de velocidades residuais da corrente para a simulação II.5.



**Figura 32** – Campo de velocidades residuais da corrente para a simulação II.6.

O campo de velocidades residuais permite compreender a circulação média e as direcções preferenciais da corrente. Os resultados apresentados mostram que a água que sai do estuário influencia principalmente as praias localizadas para sul do mesmo, em função da orientação da foz. Será de esperar que este tipo de circulação tenha uma influência importante na dispersão da contaminação microbiológica, afectando principalmente as praias localizadas a sul do estuário. Mudanças na hidrodinâmica do estuário afectam a dispersão dos contaminantes provenientes das descargas de águas residuais, que é particularmente crítica em estuários urbanos (Azevedo et al, 2010).

### **5.2.3 – Série III – Avaliação da influência da direcção do vento na dispersão da pluma da água ao longo do estuário**

#### **5.2.3.1 – Simulações III.1 a III.3**

A compreensão dos fenómenos climáticos observados na área em estudo tem importância fundamental no entendimento do comportamento hidrodinâmico costeiro e consequentemente do transporte de contaminantes e da qualidade das águas balneares. Isto pode ser verificado no que diz respeito à circulação atmosférica induzindo a formação de correntes de superfície.

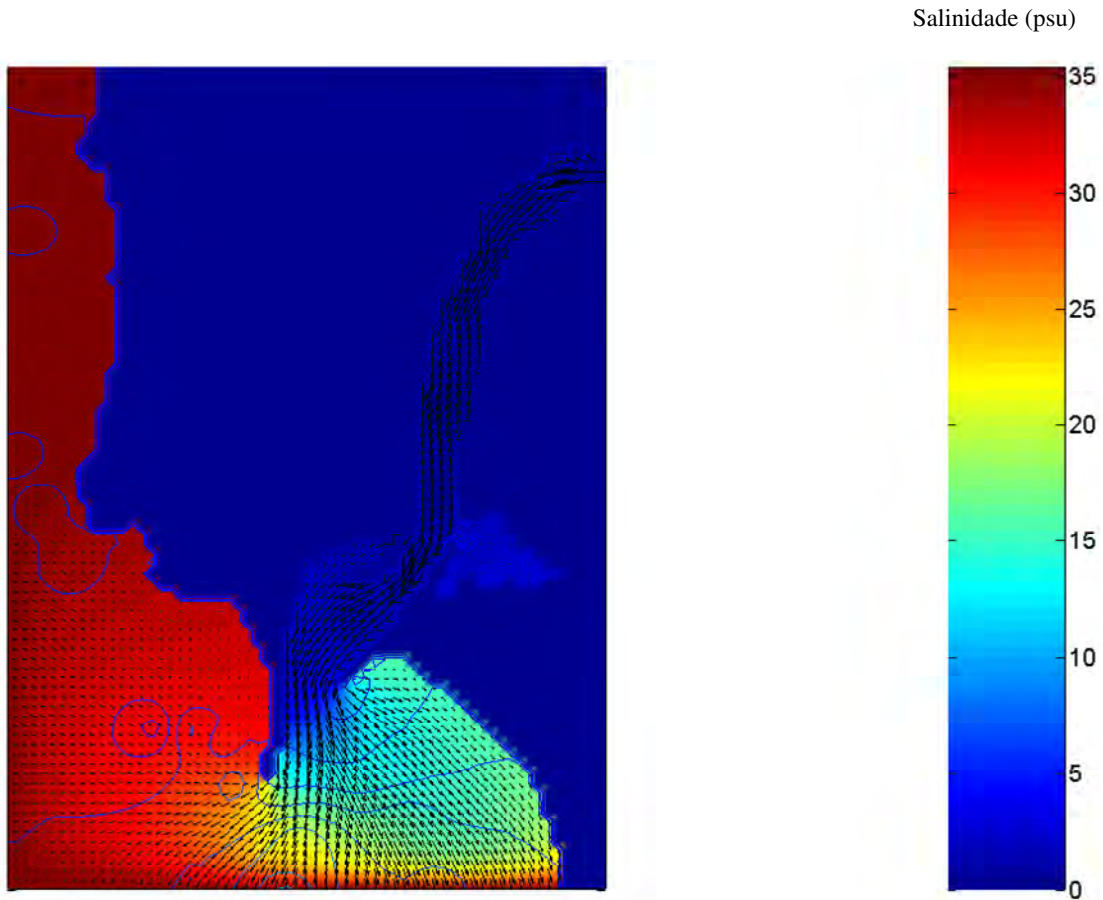
Com o interesse de avaliar a influência dos ventos no comportamento hidrodinâmico, foram realizadas as simulações III.1 a III.3 para todos os regimes de caudal. As simulações foram feitas para condições sem vento, vento Sul e vento Norte, de forma a permitir a observação da influência do mesmo na dispersão da pluma salina e nas velocidades residuais da corrente. Dado que os resultados obtidos para todas as simulações, com diferentes caudais, mostraram padrões semelhantes, optou-se por apresentar somente os resultados obtidos com um dos regimes de caudal - 50% do caudal estimado em Janeiro de 2010 e usado na simulação padrão.

A Figura 33 representa a dispersão da pluma estuarina em condições sem vento (Simulação III.1 – cf. Tabela 4) verificando-se que a água do estuário sai no sentido Sul,

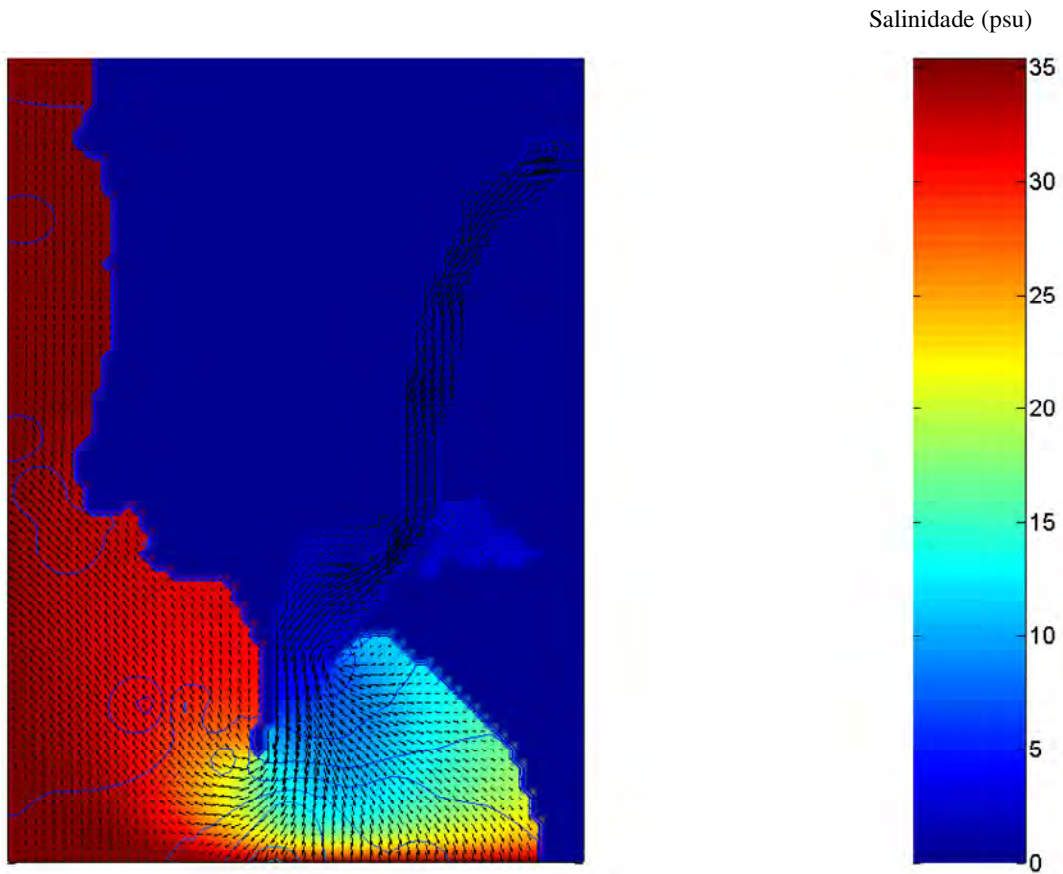
sendo que o caudal de descarga do rio afecta predominantemente a costa Sul de VC. Existe alguma deflecção da corrente para a costa Norte devido ao efeito de Coriolis.

A Figura 34 representa a simulação com vento Sul e pode constatar-se que a zona balnear Sul de VC continua a ser a mais afectada pela água do estuário, embora em menor grau do que na simulação anterior. Verifica-se uma ampliação do efeito de Coriolis devido à influência da direcção do vento, sendo que as zonas balneares a Norte recebem uma maior contribuição fluvial do que na simulação anterior.

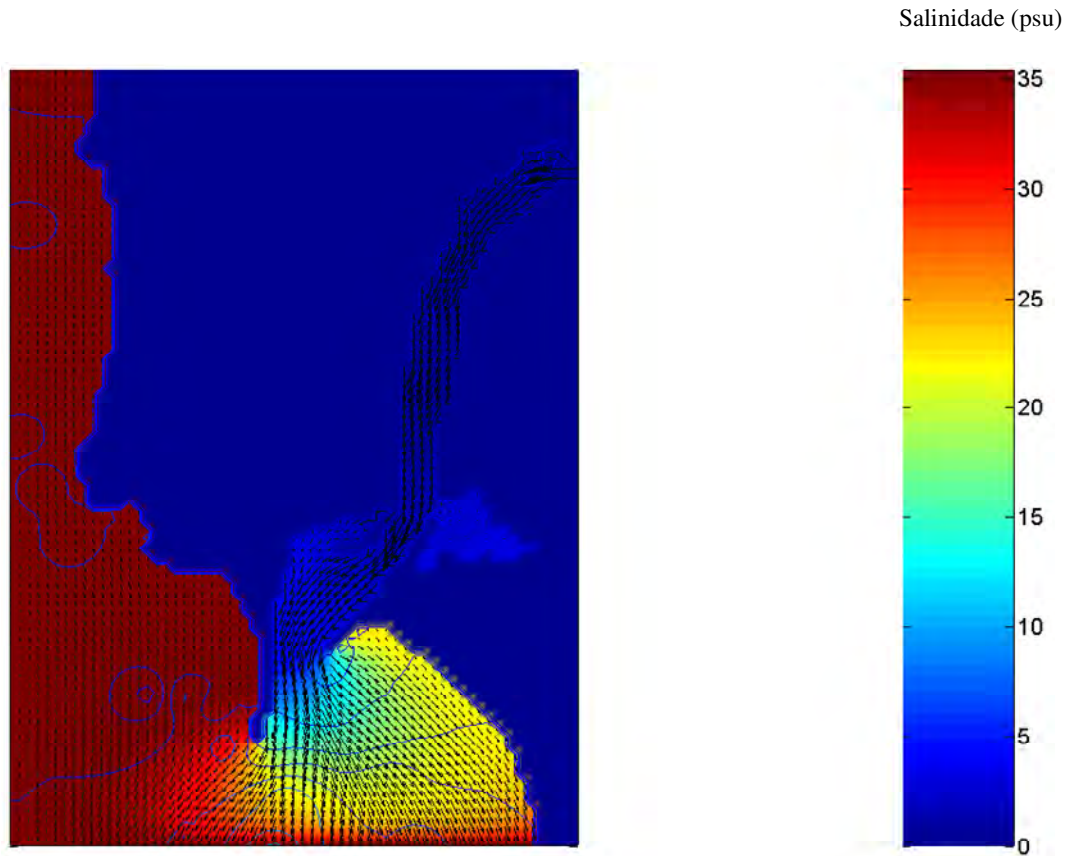
A simulação com vento Norte apresenta uma maior concentração da pluma estuarina na zona costeira Sul, constatando-se ainda que na Figura 35 não se observa o efeito da força de Coriolis, sendo que a influência da pluma do Ave na costa Norte é muito reduzida.



**Figura 33** – Dispersão da pluma salina para condições da simulação III.1 (salinidade em psu).



**Figura 34** – Dispersão da pluma salina para condições da simulação III.2 (salinidade em psu).



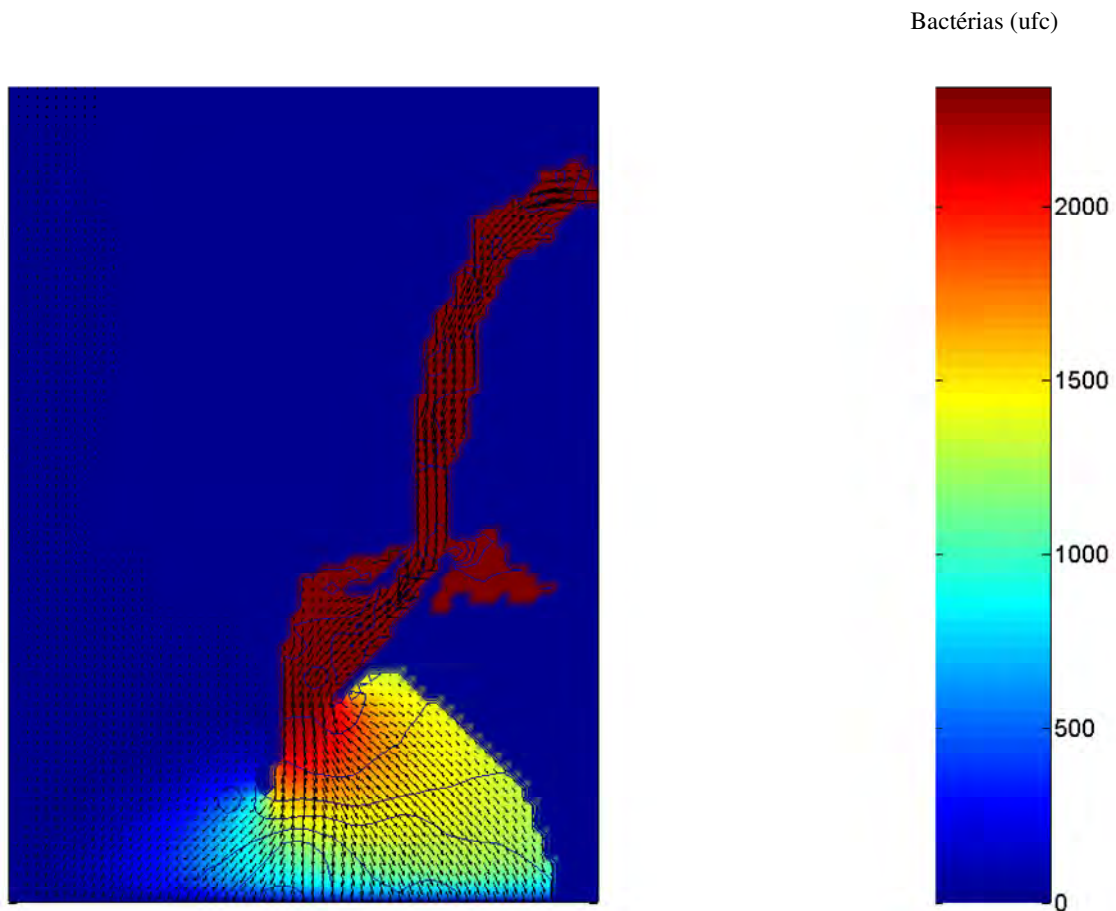
**Figura 35** – Dispersão da pluma salina para condições da simulação III.2 (salinidade em psu).

#### **5.2.4 – Série IV – Avaliação da contaminação bacteriana nas zonas balneares em função dos regimes de vento**

##### **5.2.4.1 – Simulações IV.1 a IV.3**

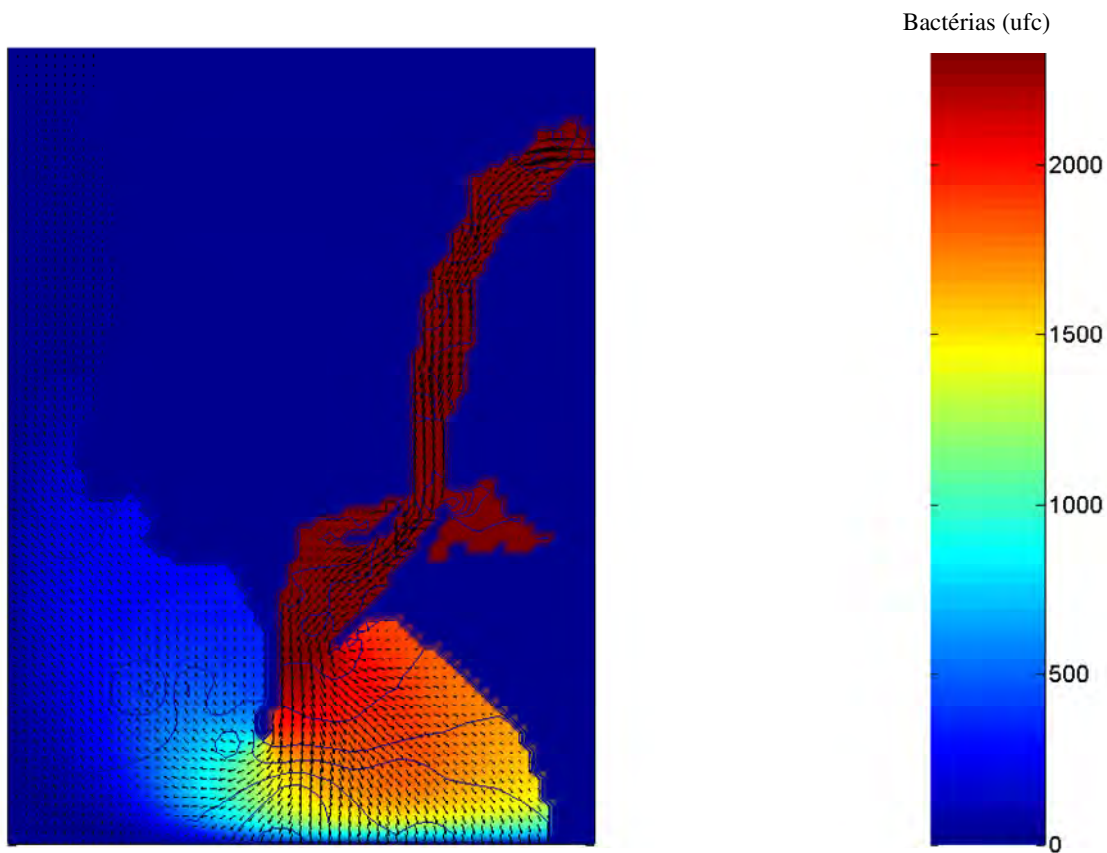
Nas simulações IV.1 e IV.2 (cf. Tabela 4) tratou-se as bactérias como um traçador passivo, de concentração inicial de 2340 ufc na água do rio (valor máximo observado no SNIRH para a estação junto à ponte), e procurou-se compreender de que modo as mesmas se dispersam pelas zonas balneares de VC.

A Figura 36 representa a distribuição bacteriana para as condições de vento Norte (Simulação IV.1, cf. – Tabela 4). Verifica-se que a dispersão bacteriana apresenta a sua maior preponderância para a zona costeira a Sul de VC, sendo que a zona Norte não sofre a influência da pluma vinda do Ave.



**Figura 36** – Simulação IV.1 ao fim de 12 horas de simulação (concentração bacteriana em ufc).

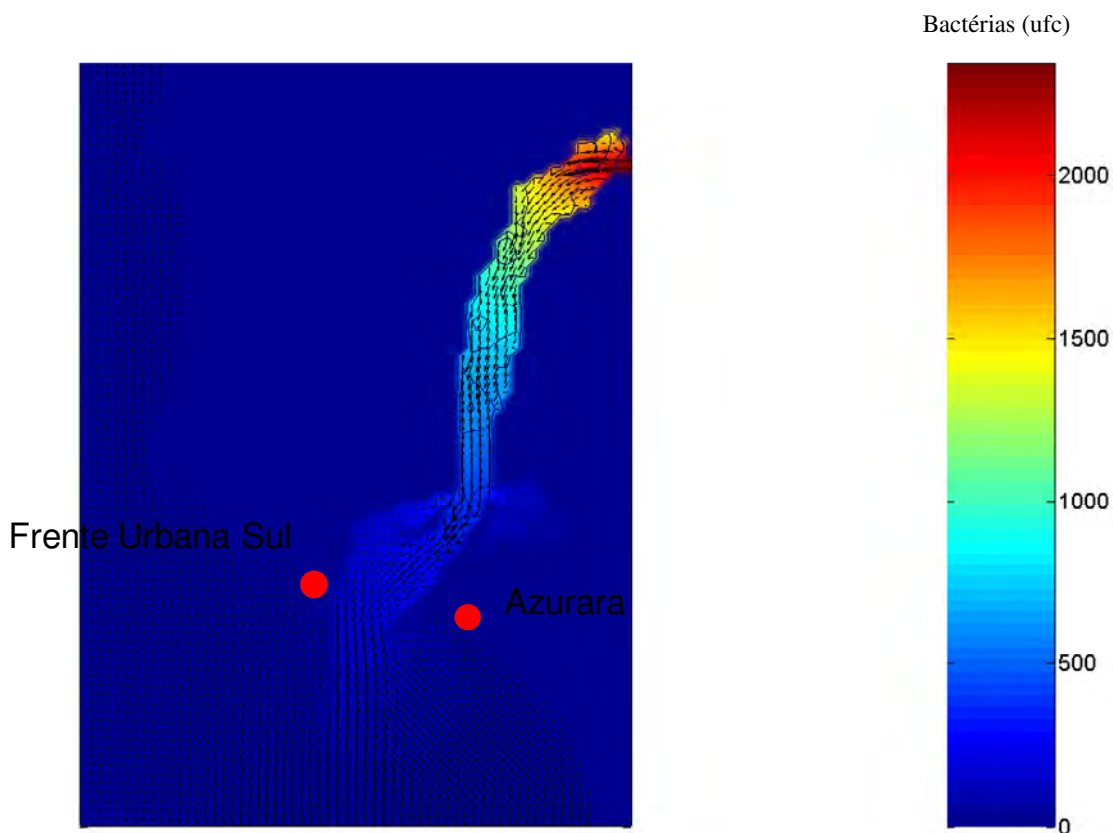
Com condições de vento Sul pode-se constatar através da análise da Figura 37 que se observa a dispersão de parte da pluma bacteriana para a costa Norte, embora a zona sul continue a ser a mais afectada.



**Figura 37** – Simulação IV.2 ao fim de 12 horas de simulação (concentração bacteriana em ufc).

Analisando as duas condições de vento constata-se que ventos predominantemente de Sul têm um maior impacto na qualidade das águas balneares da zona costeira a Sul do Ave. O vento Sul tem um efeito de “tampão” no caudal de descarga do Ave, impedindo que este se dilua mais rapidamente, acumulando o número de bactérias nessa zona. Azevedo et al (2010) refere que o vento é um factor ambiental que influencia a dispersão de poluentes nos estuários, e provavelmente poderá ter um papel importante na zona do baixo estuário, junto da boca. As consequências das descargas de contaminantes ao longo dos estuários dependem da magnitude dos caudais assim como das condições de maré e regimes de ventos (Azevedo et al, 2010). Bordalo (2003) constatou, para as zonas balneares do Porto, que as fontes poluidoras situam-se a Norte das praias sendo que as águas contaminadas são transportadas para Sul, no entanto, os ventos de Verão induzem correntes superficiais que alteram a direcção da pluma de contaminantes para Norte e Noroeste.

Nas localidades costeiras, as águas residuais, tratadas ou não, acabam por ser lançadas no mar. O decaimento de bactérias coliformes na coluna de águas está relacionado com a diluição inicial, com a dispersão horizontal e com a mortalidade/ sobrevivência de bactérias coliformes. Vários autores (Chamberlain e Mitchell, 1978; Martin et al, 1998; Trouseillier et al, 1998; Rozen e Belkin, 2001) referem que o decaimento bacteriano depende das características das espécies de bactérias, das condições físicas e químicas encontradas no ambiente, das condições atmosféricas e de factores bióticos (predação e competição). O principal factor que influencia o declínio bacteriano é a radiação solar (Sinton et al, 1994; Rozen e Belkin, 2001). A simulação IV.3 (Figura 38) pretende retratar a respectiva dispersão bacteriana assim como o decaimento da concentração da mesma.



**Figura 38** – Simulação IV.3 ao fim de 12 horas de simulação (concentração bacteriana em ufc).

Na Figura 38 pode verificar-se que a concentração bacteriana vai decaindo à medida que aumenta a distância ao estuário do Ave. Tal facto deve-se ao efeito de diluição da água do rio pela água do mar e à taxa de mortalidade das bactérias. Como já tinha sido atestado nas simulações anteriores, a costa Sul de VC sofre uma maior influência do caudal do rio e em consequência a concentração de bactérias nessa zona balnear é superior à da zona Norte. Os resultados obtidos sugerem que a variabilidade dos caudais tem uma influência enorme na dispersão dos contaminantes.

Para a praia de Azurara a concentração máxima simulada foi de cerca de 28 ufc, enquanto que para a Frente Urbana Sul situou-se por volta de 1 ufc. Fazendo uma comparação destes valores com os valores registados pelo SNIRH pode concluir-se que o modelo está a subestimar a concentração bacteriana, uma vez que a concentração média das bactérias para a primeira zona balnear é de 1500 ufc e para a segunda de 325 ufc. Tal efeito pode decorrer de vários factores: o modelo não inclui fontes poluidoras pontuais como os esgotos não sendo quantificada a poluição introduzidas por estas infra-estruturas, utilização de um possível incorrecto valor da constante de mortalidade das bactérias.

## VI – CONCLUSÕES

O estudo das condições biológicas e a sua monitorização permite avaliar a saúde dos estuários. Pode-se referir que esta caracterização constitui um ponto fundamental para a manutenção da boa qualidade da água de um estuário. Por isso, é cada vez mais importante um programa de monitorização sistemático e bem planeado com o intuito de identificar e solucionar os problemas.

É também cada vez mais urgente a necessidade de uma estratégia de boa gestão da qualidade das águas balneares, por parte das autarquias e, principalmente, pelos seus utilizadores directos ao nível do turismo, indústria, portos e navegação. Deve-se salientar que a legislação nacional requer a realização de um volume muito considerável de estudos de monitorização e vigilância da qualidade da água e dos factores que a influenciam. No entanto, é economicamente inviável para um país com os recursos humanos e financeiros de Portugal o número de amostragem e análises que é necessário realizar, seja para cumprir as necessidades de estudo, de monitorização e vigilância, seja para realizar o controlo das estações de tratamento das águas residuais, instalações de eliminação de resíduos sólidos ou para apoiar a inspecção e a fiscalização (INAG, 2005). É necessário encontrar formas de reduzir o número de análises, sem por em risco a saúde ambiental e humana, mas de forma a não condicionar os objectivos pretendidos, e é neste contexto que a modelação ambiental se apresenta como uma ferramenta imprescindível para gerir as águas balneares. De facto, o uso de modelos matemáticos para endereçar os problemas ambientais e ecológicos está a aumentar, evidenciado o seu papel como uma ferramenta científica, para melhorar a compreensão das propriedades dos ecossistemas, assim como ferramentas de gestão, para prever os resultados das acções humanas que afectam o ambiente (Jørgensen e Bendoricchio, 2001).

O objectivo geral deste trabalho foi a criação de uma ferramenta que permita antecipar a ocorrência de poluição microbiológica nas praias de Vila do Conde, em função de diversos factores físico-químicos e biológicos e que possa servir no futuro como um sistema de aviso relativo à qualidade das águas balneares. Para atingir este objectivo foram recolhidos e analisados dados históricos relativos à contaminação microbiológica

do estuário do Ave e zona costeira adjacente. Concluiu-se que tem havido uma melhoria na qualidade das águas balneares do concelho de Vila do Conde ao longo dos últimos anos. De seguida, implementou-se um modelo hidrodinâmico acoplado a um modelo de decaimento de bactérias e procurou-se avaliar a influência do rio Ave na zona costeira adjacente, em função de diferentes condições de vento. Não foi possível validar o modelo em função da ausência de dados de caudal do Ave disponíveis para o período de amostragem. No entanto, os resultados obtidos sugerem que o modelo subestima a penetração da cunha salina no estuário do Ave, sendo necessário aprofundar este aspecto na continuidade do trabalho realizado. As simulações efectuadas sugerem que a zona com maior probabilidade de ser afectada pela contaminação microbiológica oriunda do Ave é a situada imediatamente a Sul da foz do rio, como seria de esperar, considerando a orientação da barra do estuário. Menos esperada foi a conclusão de que o vento Sul, dificultando a dispersão da pluma estuarina, pode aumentar a concentração da mesma nas praias imediatamente a sul do estuário, com maior risco de contaminação microbiológica.

Importa ainda referir o carácter preliminar do trabalho, a necessidade de melhorar a descrição da estratificação vertical, de obter dados sinópticos de caudais, de efectuar mais medições no interior do estuário e de melhorar a descrição da batimetria. Nos gráficos em que se faz a comparação entre as salinidades previstas e observadas, observa-se que as medições foram até uma maior profundidade do que as previsões, ou seja, a batimetria do modelo deve subestimar a profundidade nalguns locais e isso pode comprometer a penetração da cunha salina.

Concluindo, pode afirmar-se que utilizando um modelo validado, é possível melhorar o processo de gestão e monitorização das zonas balneares. Embora insuficiente, por si só, para determinar a qualidade das águas, a utilização de modelos matemáticos poder auxiliar na definição de programas de monitorização e amostragem das águas balneares. Em 1999 a Agência Americana de Protecção do Ambiente (EPA, 1999) utilizou uma ferramenta de modelação para prever situações futuras de poluição das águas balneares tendo em conta a observação de parâmetros ambientais relevantes envolvidos na

degradação da qualidade da água, como as variações de salinidade, os esgotos e as descargas ribeirinhas.

Em termos de trabalhos futuros propõe-se:

1. Estudos sinópticos para calibrar e validar o modelo
2. Melhorar a descrição da batimetria
3. Estudar a dinâmica das populações bacterianas no estuário e zona costeira adjacente.

## BIBLIOGRAFIA

ADRAVE - Agência de Desenvolvimento Regional Vale do Ave. [Em linha]. Disponível em <<http://www.adrave.pt>>. [Consultado em 20/08/2010].

AMAVE - Associação dos Município do Vale do Vale. [Em linha]. Disponível em <<http://www.amave.pt>>. [Consultado em 20/08/2010].

Anderson, J. C., Rhodes, M., Kator, H. (1979). Sublethal stress in *Escherichia coli*: a function of salinity. *Appl. Environ. Microbiol.*, 38, pp. 1147-1152.

Azevedo, I. C., Bordalo, A. A., Duarte, P. M. (2010). Influence of river discharge patterns on the hydrodynamics and potential contaminant dispersion in the Douro estuary (Portugal). *Water Research*, 44, pp. 3133-3146.

Bonnefont, J., Martin, Y. P., Guiennet, B., March, M. (1990). Etude experimentale de la décroissance des bacteries fecales en milieu marin quantification, facteurs impliquees. *Water Research*, 24, pp. 355-357.

Bordalo, A. A. (2003). Microbiological water quality in urban coastal beaches: the influence of water dynamics and optimization of the sampling strategy. *Water Research*, 37, pp. 3233-3241.

Canteras, J. C., Juanes, J. A., Pérez, L., Koev, K. N. (1995). Modelling the coliforms inactivation rates in the Cantabrian Sea (Bay of Biscay) from in situ and laboratory determinations of T90. *Wat. Sci. Tech.*, 32, pp. 37-44.

Chamberlin, C. E., Mitchell, R. (1978). A decay model for enteric bacteria in natural waters. *Water pollution microbiology*, pp. 325-348.

COM. Communication from the Commission to the European Parliament and the Council, Com(2001) 860 final from 21 December 2001.

Directiva 2006/7/CE, do Parlamento Europeu, de 15 de Janeiro. [Em linha]. Disponível em [http://www.diramb.gov.pt/data/basedoc/TXT\\_LC\\_27564\\_1\\_0001.htm](http://www.diramb.gov.pt/data/basedoc/TXT_LC_27564_1_0001.htm). [Consultado em 15/06/2010].

Directiva do Conselho n.º 76/160/CEE de 08 de Dezembro. [Em linha]. Disponível em [http://www.diramb.gov.pt/data/basedoc/TXT\\_LC\\_5222\\_2\\_0001.htm](http://www.diramb.gov.pt/data/basedoc/TXT_LC_5222_2_0001.htm). [Consultado em 15/06/2010].

Duarte, P. (2008). A Three Dimensional Hydrodynamic Model Implemented with Ecodynamo. [Em linha]. Disponível em <http://bdigital.ufp.pt/dspace/handle/10284/834>. [Consultado em 12/06/2010].

Duarte, P., Azevedo, B., Guerreiro, M., Ribeiro, C., Bandeira, R., Pereira, A., Falcão, M., Serpa, D., Reia, J. (2008). Biogeochemical Modelling of Ria Formosa (South Portugal). *Hydrobiology*, 611, pp. 115-132.

Duarte, P., Azevedo, B., Ribeiro, C., Pereira, A., Falcão, M., Serpa, D., Bandeira, R., Reia, J. (2007). Management oriented mathematical modelling of Ria Formosa (South Portugal). *Transition Water Monographs*, 1, pp. 13-51.

El-Sharkawi, F., El-Attar, L., Gawad, A. A., Molazem, S. (1989). Some environmental factors affecting survival of fecal pathogens and indicator organisms in seawater. *Water Sci. Tech.*, 21, pp. 115-120.

EPA (1999). Review of potential modeling tools and approaches to support the BEACH program. U. S. Report Contract 68-C-98-010-823-99-002, Washington, USA.

Ghisolfi, R., Garcia, C. (1995). Efeitos do processo difusivo na estimativa de correntes superficiais pelo método MCC. [Em linha]. Disponível em

<<http://marte.dpi.inpe.br/col/sid.inpe.br/deise/1999/02.01.15.16/doc/T82.pdf>>.

[Consultado em 16/09/2010].

Hellerman, S. (1967). An updated estimate of the wind stress on the world ocean. *Mon. Weather Rev.*, 95, pp. 607-626.

Hodges, B. R., Imberger, J., Saggio, A., Winters, K. (2000). 'Modeling basin-scale internal waves in a stratified lake. *Limnol. Oceanogr.*, 45, pp. 1603–1620.

INAG (2005). INAG – Directiva Quadro da Água. [Em Linha]. Disponível em <<http://dqa.inag.pt/>>. [Consultado em 15/07/2010].

Instituto Geográfico Português (IGEO). [Em Linha]. Disponível em <<http://www.igeo.pt/>>. [Consultado em 19/06/2010].

Jørgensen, S. E., Bendoricchio, G. (2001). *Fundamentals of Ecological Modelling*. Elsevier.

Kashefipour, S.M., Lin, B. and Falconer, R.A. (2006). Modelling the fate of faecal indicators in a coastal basin. *Water Res.*, 40, pp. 1413–1425.

Knauss, J.A. (1997). *Introduction to Physical Oceanography*. Prentice Hall, pp. 309.

Marquardt, D. W. (1963). An algorithms for least square stimations of non-linear parameters. *J. Soc. Ind. Appl. Math.*, 11.

Martin, Y., Troussellier, M., Bonnefont, j. L. (1998). Adaptative responses of *E. coli* to marine environmental stresses: a modeling approach based on viability and dormancy concepts. *Oceanol. Acta*, 21, pp. 957-954.~

McFeters, G. A., Stuart, D. G. (1972). Survival of coliform bacteria in antural waters:

Field and laboratory studies with membrane filter chambers. *Appl. Environ. Microbiol.*, 24, pp. 805-811.

North, E. W., S.-Y. Chao, L. P. Sanford, Hood, R. R. (2004). The influence of wind and river pulses on a estuarine turbidity maximum: Numerical studies and field observations in Chesapeake Bay. *Estuaries*, 27, pp. 132-146.

Okubo, A. (1971). Oceanic diffusion diagrams. *Deep- Sea Research.*, 18, pp. 789-802.

OMS, OCDE (2003). [Em linha]. Disponível em <[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/9241546301/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/9241546301/en/)>. [Consultado em 21/07/2010].

Pereira, A., Duarte, A., Norro, A. (2006). Different modelling tools of aquatic ecosystems: a proposal for a unified approach. *Ecological Informatics*, 1, pp. 407-421.

Pereira, A., Duarte, P. (2005). EcoDynamo Ecological Dynamics Model Application. University Fernando Pessoa. [Em linha]. Disponível em <<http://www.dittyproject.org/Reports.asp>>. [Consultado em 15/11/2010].

Portela, L.I., Neves, R. (1994). Modelling temperature distribution in the shallow Tejo estuary. In: Tsakiris, Santos (Eds.). *Advances in Water Resources Technology and Management*, pp. 457-463.

Prandle, D. (2004). Saline Intrusion in partially mixed estuaries. *Estuarine Coastal Shelf Sci.*, pp. 887.

Pruss, A. (1998). A review of epidemiological studies from exposure to recreational water. *International Journal of Epidemiology*, 27, pp. 1-9.

Rozen, Y., Belkin, S. (2001). Survival of enteric bacteria in seawater. *FEMS Microbio.*

Rev., 25, pp 2040-2048.

Salvado, J. (2008). Qualidade das águas balneares: Aplicação da Directiva 76/160/CEE – Relatório Anual – 2007. Instituto da água I.P.

Simpson, J., Dickey, T. (1981). The relationship between downward irradiance and upper ocean structure. *Journal of Physical Oceanography*, 11, pp. 309-323.

Sinton, L. W., Davies-Colley, R. J., Bell, R. G. (1994). Inactivation of enterococci and fecal coliforms from sewage and meatworks effluents in sweater chambers. *Appl. Environ. Microbiol.*, 60, pp. 2040-2048.

SNIRH. Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos, Rede Nacional de Qualidade da Água da Bacia Hidrográfica do Rio Ave. [em linha]. Disponível em <[www.snirh.inag.pt](http://www.snirh.inag.pt)>. [Consultado em 26/09/2010].

Stewart, R. (2005). *Introduction to Physical Oceanography*. Chapter 4 – Atmospheric Influences (4.5 – Wind Stress). [Em linha]. Disponível em <[http://oceanworld.tamu.edu/resources/ocng\\_textbook/chapter04/chapter04\\_05.htm](http://oceanworld.tamu.edu/resources/ocng_textbook/chapter04/chapter04_05.htm)>. [Consultado em 16/09/2010].

Thomann, R. V., Mueller, J. A. (1987). *Principles of surface water quality modeling and control*. Harper Collins Publisher.

TRATAVE - Tratamento de Águas Residuais do Ave SA (2003). [Em linha]. Disponível em <[www.tratave.pt](http://www.tratave.pt)>. [Consultado em 17/07/2010].

Troussellier, M., Bonnefont, J. L., Courties, C., Derrien, a., Dupray, E., Gauthirt, M., Gourmelon, M., Joux, F., Lebaron, P., Martin, Y., Pommepuy, M. (1998). Responses of enteric bacteria to environmental stresses in seawater. *Oceanol. Acta*, 21, 965-981.

Vieira, J. M.P. (2003). Gestão da Água em Portugal. Os desafios do Plano Nacional da Água”. Revista Engenharia Civil, 16, pp. 5-12.

Vreugdenhil, C.B., 1989. Computational Hydraulics: an Introduction. Springer-Verlag, pp. 183.

Warner, J. C., Geyer, W. R., Lerezak, J. A. (2005). Numerical modeling of an estuary: A comprehensive skill assessment. Journal of Geophysical Research, 110.

Wheless, G.H. and A. Valle-Levinson (1996). A modeling study of tidally driven estuarine exchange through a narrow inlet onto a sloping shelf. J. Geophys. Res., 25, pp. 675-687.

Yan, Z., Buldyrev, S. V., Kumar, P., Giovambattista, N., Debenedetti, P. G., Stanley, H. E. (2007). Structure of the first and second neighbor shells of simulated water: Quantitative relation to translational and orientational order. Phys. Rev., 76, pp. 201-206.