



**UNIVERSIDADE TÉCNICA DE LISBOA
INSTITUTO SUPERIOR TÉCNICO**

**MODELAÇÃO MATEMÁTICA DE PROCESSOS
HIDRODINÂMICOS E DE QUALIDADE
DA ÁGUA NO ESTUÁRIO DO TEJO**

Luís Ivens Ferraz Saavedra Portela
(Licenciado em Engenharia Civil, I.S.T.)

Dissertação para obtenção do grau de Doutor em Engenharia do Ambiente

Lisboa, 1996



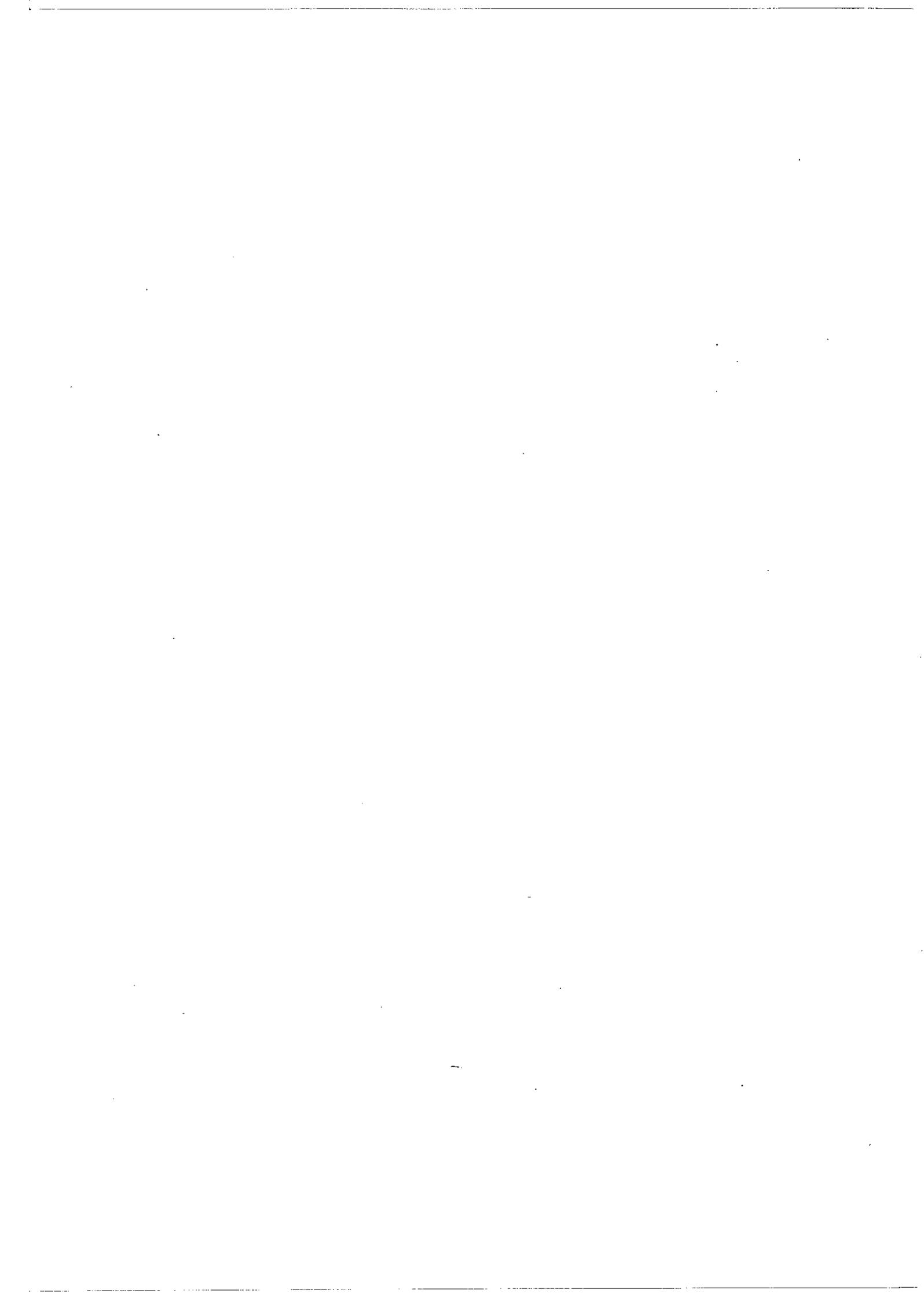
UNIVERSIDADE TÉCNICA DE LISBOA
INSTITUTO SUPERIOR TÉCNICO

**MODELAÇÃO MATEMÁTICA DE PROCESSOS
HIDRODINÂMICOS E DE QUALIDADE
DA ÁGUA NO ESTUÁRIO DO TEJO**

Luís Ivens Ferraz Saavedra Portela
(Licenciado em Engenharia Civil, I.S.T.)

Dissertação para obtenção do grau de Doutor em Engenharia do Ambiente

Lisboa, 1996



MODELAÇÃO MATEMÁTICA DE PROCESSOS HIDRODINÂMICOS E DE QUALIDADE DA ÁGUA NO ESTUÁRIO DO TEJO

RESUMO

STERNA é um sistema de modelos matemáticos para a simulação de processos hidrodinâmicos e de qualidade da água em estuários não-estratificados. Este sistema é constituído pelo modelo hidrodinâmico MOHID, previamente existente, e por um modelo de transporte e por um conjunto de módulos de qualidade da água, desenvolvidos no decurso deste estudo. As equações de conservação da massa e de conservação da quantidade de movimento, do modelo hidrodinâmico, e a equação de advecção-difusão, do modelo de transporte, são resolvidas pelo método das diferenças finitas, a partir de uma formulação bidimensional (2D), integrada na vertical.

Descreve-se a aplicação do sistema STERNA ao estuário do Tejo. Os resultados são comparados com observações efectuadas em campanhas do "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo". Estas observações compreendem: a) séries temporais de correntes, salinidade, temperatura e sedimentos em suspensão, com cerca de 24 horas de duração; b) séries de valores mensais de salinidade, temperatura, clorofila-*a*, fosfato, amónia, nitrato, CBO e oxigénio dissolvido, com 4 anos de duração. Verifica-se, para a generalidade dos parâmetros, uma concordância satisfatória entre observações e resultados dos modelos.

Os dados de campo e o sistema de modelos proposto servem de suporte a uma análise das características do ambiente no estuário do Tejo. Discutem-se, em particular: as trocas de maré entre o estuário e o exterior; a importância da estratificação de densidade; os fluxos de calor através da superfície; os mecanismos de formação da zona de turvação máxima; os factores responsáveis pela limitação da produção primária fitoplanctónica; os processos envolvidos no ciclo do fósforo e do azoto; e a ocorrência de défices de oxigénio. Conclui-se pela importância de uma abordagem integrada no estudo dos processos estuarinos.

Palavras-chave: Modelos matemáticos; método das diferenças finitas; hidrodinâmica de estuários; qualidade da água; estuário do Tejo.



**MATHEMATICAL MODELLING OF HYDRODYNAMIC
AND WATER QUALITY PROCESSES
IN THE TAGUS ESTUARY**

ABSTRACT

STERNA is a modelling system for hydrodynamic and water quality simulations in estuaries where stratification can be neglected. This system consists of an hydrodynamic model, MOHID, previously available, and a transport model and a set of modules for water quality, developed as part of this study. The system is two-dimensional (2D), depth averaged. The shallow water equations for mass and momentum conservation (hydrodynamic model) and the advection-diffusion equation (transport model) are solved by finite differences.

Application of STERNA to the Tagus estuary (Portugal) is described. Results are compared with observations from the campaigns of the "Environmental Study of the Tagus Estuary". These observations comprise: a) time series of currents, salinity, temperature and suspended sediment with a duration of 24 hours; b) series of monthly values of salinity, temperature, chlorophyll-*a*, phosphate, ammonia, nitrate, BOD and dissolved oxygen with a duration of 4 years. In general, a satisfactory agreement between observations and model results is achieved.

Field data and model results are used in a comprehensive analysis of the estuarine environment. The following issues are discussed: tidal exchange between the Tagus estuary and nearby coastal waters; significance of density stratification; heat fluxes across the surface; formation of the turbidity maximum; limiting factors for planktonic primary production; relevant processes in the cycle of phosphorus and nitrogen; origin and significance of oxygen deficits. It is concluded that an integrated approach is important in the study of estuarine processes.

Keywords: Mathematical models; finite-difference method; estuarine hydrodynamics; water quality; Tagus estuary.



AGRADECIMENTOS

O presente estudo foi realizado no Departamento de Engenharia Mecânica do Instituto Superior Técnico e no Departamento de Hidráulica do Laboratório Nacional de Engenharia Civil, tendo sido financiado por uma bolsa de doutoramento concedida pela Junta Nacional de Investigação Científica e Tecnológica, ao abrigo do Programa CIENCIA (BD/144/90-IG) e do Programa PRAXIS XXI (BD/3504/94).

Em primeiro lugar, desejo exprimir o meu reconhecimento ao Prof. Ramiro Neves, orientador desta tese, pelas condições de acolhimento proporcionadas no Instituto Superior Técnico, pelo acompanhamento dispensado durante a realização dos trabalhos de tese e pela leitura crítica do manuscrito final. Recordo também a possibilidade que me ofereceu de participar em projectos de investigação europeus ("Major Biological Processes in European Tidal Estuaries", do Programa MAST, e "The Effects of Environmental Change on European Salt Marshes", do Programa STEP), que valorizaram a minha formação. O Eng. José Chambel Leitão e o Eng. Adélio Silva, da empresa Hidromod, colocaram à minha disposição o sistema de visualização gráfica Data Explorer. Estou-lhes particularmente grato pelo excelente ambiente de trabalho que pacientemente me proporcionaram.

O Laboratório Nacional de Engenharia Civil, durante a minha permanência na universidade, continuou a facultar-me a utilização das suas instalações. Agradeço ao Chefe do Departamento de Hidráulica, Eng. Jaime Melo Baptista, e ao Chefe do Núcleo de Hidrologia e Hidráulica Fluvial, Eng. João Rocha, as facilidades concedidas. Desejo agradecer, muito reconhecidamente, ao Chefe do Núcleo de Estuários, Eng. Eduardo Oliveira, o interesse manifestado em relação ao meu trabalho, o empenho colocado no meu rápido regresso à instituição e as condições proporcionadas na fase final de elaboração da tese.

Estou grato a todos os colegas que, no IST ou no LNEC, me auxiliaram neste trabalho, cedendo-me, nalguns casos, elementos importantes para a sua realização. Estou especialmente grato ao Prof. António Monteiro, pela sua colaboração na fase inicial de desenvolvimento do modelo de transporte-dispersão. Agradeço ainda a disponibilidade diversas vezes manifestada pela Eng^a. Margarida Cardoso da Silva e pelo Prof. Gomes Ferreira para o esclarecimento de dúvidas sobre a área em estudo.

Finalmente, quero agradecer o encorajamento que recebi de amigos e de familiares e, em particular, o apoio constante dos meus pais, a quem dedico este trabalho.



ÍNDICE

1 - INTRODUÇÃO	1
1.1 - Enquadramento geral.....	1
1.2 - Âmbito e objectivos.....	2
1.3 - Organização da tese.....	3
2 - DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE MODELOS.....	5
2.1 - Introdução.....	5
2.2 - Sistema de modelos proposto.....	6
2.2.1 - Constituição do sistema.....	6
2.2.2 - Principais características do sistema.....	8
2.3 - Resolução da equação de transporte.....	10
2.3.1 - Esquemas lineares.....	10
2.3.2 - Esquemas não-lineares.....	12
2.3.3 - Problemas de teste.....	16
3 - DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	21
3.1 - Introdução.....	21
3.2 - Morfologia.....	21
3.3 - Acções forçadoras.....	24
3.3.1 - Caudal.....	24
3.3.2 - Maré.....	24
3.3.3 - Vento e pressão atmosférica.....	26
3.4 - Produtores primários.....	26
3.4.1 - Fitoplâncton.....	26
3.4.2 - Microfitobentos, macroalgas e plantas de sapal.....	29
3.5 - Aplicação do sistema de modelos.....	29
3.5.1 - Batimetria e malhas de cálculo.....	29
3.5.2 - Estações de controlo.....	31
4 - MODELAÇÃO DO REGIME HIDRODINÂMICO.....	35
4.1 - Introdução.....	35
4.2 - Elementos sobre a área de estudo.....	35
4.3 - Modelo hidrodinâmico.....	37

4.3.1 - Equações de águas pouco profundas.....	37
4.3.2 - Resolução numérica	39
4.4 - Resultados.....	41
4.4.1 - Aplicação do modelo.....	41
4.4.2 - Alturas de maré e circulação de maré	43
4.4.3 - Séries temporais com 24 horas de duração	44
4.5 - Discussão	51
4.5.1 - Elevação e circulação residuais.....	51
4.5.2 - Caudais e prismas de maré.....	54
4.5.3 - Trocas entre o estuário e o exterior	56
4.6 - Considerações finais.....	57
5 - MODELAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICOS	59
5.1 - SALINIDADE	59
5.1.1 - Introdução.....	59
5.1.2 - Elementos sobre a área de estudo.....	59
5.1.3 - Modelo de transporte.....	61
5.1.3.1 - Equação de advecção-difusão.....	61
5.1.3.2 - Resolução numérica	62
5.1.4 - Resultados	63
5.1.4.1 - Aplicação do modelo	63
5.1.4.2 - Séries temporais com 24 horas de duração.....	64
5.1.4.3 - Sequências temporais para um período de 4 anos	69
5.1.5 - Discussão	72
5.1.5.1 - Simulação dos processos de transporte	72
5.1.5.2 - Importância da estratificação vertical	73
5.1.6 - Considerações finais.....	74
5.2 - TEMPERATURA	75
5.2.1 - Introdução.....	75
5.2.2 - Elementos sobre a área de estudo.....	75
5.2.3 - Módulo de temperatura	77
5.2.4 - Resultados	81
5.2.4.1 - Aplicação do modelo	81
5.2.4.2 - Séries temporais com 24 horas de duração.....	81
5.2.4.3 - Sequências temporais para um período de 4 anos	88
5.2.5 - Discussão.....	92

5.2.5.1 - Cálculo da radiação solar incidente.....	92
5.2.5.2 - Fluxos de calor na interface com a atmosfera	93
5.2.6 - Considerações finais.....	95
5.3 - SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO	96
5.3.1 - Introdução.....	96
5.3.2 - Elementos sobre a área de estudo.....	96
5.3.3 - Módulo de sedimentos em suspensão	98
5.3.4 - Resultados	100
5.3.4.1 - Aplicação do modelo	100
5.3.4.2 - Distribuição espacial média.....	102
5.3.4.3 - Séries temporais com 24 horas de duração.....	102
5.3.5 - Discussão.....	105
5.3.5.1 - Formação da zona de turvação máxima	105
5.3.5.2 - Distribuição espacial dos sedimentos em suspensão.....	106
5.3.5.3 - Variação temporal dos sedimentos em suspensão.....	107
5.3.6 - Considerações finais.....	108
6 - MODELAÇÃO DE PARÂMETROS BIOLÓGICOS E QUÍMICOS	111
6.1 - FITOPLÂNCTON.....	111
6.1.1 - Introdução.....	111
6.1.2 - Elementos sobre a área de estudo.....	111
6.1.2.1 - Clorofila- <i>a</i>	111
6.1.2.2 - Feofitina- <i>a</i>	112
6.1.2.3 - Degradação dos pigmentos	112
6.1.3 - Módulos de eutrofização - ciclo do carbono.....	113
6.1.3.1 - Características gerais	113
6.1.3.2 - Fitoplâncton	116
6.1.4 - Resultados	119
6.1.4.1 - Aplicação do modelo	119
6.1.4.2 - Sequências temporais para um período de 4 anos	123
6.1.4.3 - Distribuição ao longo do ciclo anual	127
6.1.5 - Discussão.....	128
6.1.5.1 - Relação carbono orgânico-clorofila- <i>a</i>	128
6.1.5.2 - Coeficiente de extinção da luz.....	130
6.1.5.3 - Factores de limitação do fitoplâncton.....	131
6.1.5.4 - Importância relativa do fitoplâncton.....	134
6.1.6 - Considerações finais.....	135

6.2 - CICLO DO FÓSFORO.....	136
6.2.1 - Introdução.....	136
6.2.2 - Elementos sobre a área de estudo.....	136
6.2.2.1 - Fosfato	136
6.2.3 - Módulos de eutrofização - ciclo do fósforo	137
6.2.3.1 - Características gerais	137
6.2.3.2 - Fósforo orgânico	139
6.2.3.3 - Fosfato.....	140
6.2.4 - Resultados	141
6.2.4.1 - Aplicação do modelo	141
6.2.4.2 - Sequências temporais para um período de 4 anos	142
6.2.4.3 - Distribuição ao longo do ciclo anual	146
6.2.5 - Discussão.....	146
6.2.5.1 - Interação com os sedimentos	146
6.2.5.2 - Massa de fósforo na coluna de água.....	147
6.2.6 - Considerações finais.....	148
6.3 - CICLO DO AZOTO	149
6.3.1 - Introdução.....	149
6.3.2 - Elementos sobre a área de estudo.....	149
6.3.2.1 - Amónia.....	149
6.3.2.2 - Nitrito	150
6.3.2.3 - Nitrato	151
6.3.2.4 - Composição do azoto inorgânico dissolvido.....	151
6.3.3 - Módulos de eutrofização - ciclo do azoto	152
6.3.3.1 - Características gerais	152
6.3.3.2 - Azoto orgânico.....	155
6.3.3.3 - Amónia.....	156
6.3.3.4 - Nitrato	158
6.3.4 - Resultados	160
6.3.4.1 - Aplicação do modelo	160
6.3.4.2 - Sequências temporais para um período de 4 anos	160
6.3.4.3 - Distribuição ao longo do ciclo anual	166
6.3.5 - Discussão.....	169
6.3.5.1 - Desnitrificação bântica	169
6.3.5.2 - Fixação de azoto	170
6.3.5.3 - Massa de azoto na coluna de água.....	171
6.3.6 - Considerações finais.....	172

6.4 - OXIGÉNIO DISSOLVIDO	173
6.4.1 - Introdução.....	173
6.4.2 - Elementos sobre a área de estudo.....	173
6.4.2.1 - Carência bioquímica de oxigénio	173
6.4.2.2 - Oxigénio dissolvido	174
6.4.3 - Módulos de eutrofização - ciclo do oxigénio.....	175
6.4.3.1 - Características gerais	175
6.4.3.2 - Carência bioquímica de oxigénio	177
6.4.3.3 - Oxigénio dissolvido	178
6.4.4 - Resultados	181
6.4.4.1 - Aplicação do modelo	181
6.4.4.2 - Sequências temporais para um período de 4 anos	182
6.4.4.3 - Distribuição ao longo do ciclo anual	188
6.4.5 - Discussão.....	188
6.4.5.1 - Consumo de oxigénio pelo sedimento.....	188
6.4.5.2 - Origem e importância dos défices de oxigénio	191
6.4.6 - Considerações finais.....	193
7 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	195
7.1 - Sumário.....	195
7.2 - Conclusões.....	195
7.2.1 - Estratégia de modelação.....	195
7.2.2 - Regime hidrodinâmico	196
7.2.3 - Parâmetros físicos.....	197
7.2.4 - Parâmetros biológicos e químicos.....	198
7.3 - Recomendações	199
BIBLIOGRAFIA	201
ANEXO	
DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA OBTIDOS NO ESTUÁRIO DO TEJO EM 1980	217

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 -	Sistema de modelos matemáticos proposto para o estudo de processos hidrodinâmicos e de qualidade da água em estuários.....	7
Figura 2.2 -	Definição de variáveis numa malha unidimensional.....	11
Figura 2.3 -	Representação do algoritmo EULER-QUICK (a traço grosso) e do esquema QUICK (a traço fino) no plano $(\tilde{\phi}_{i-1}, \tilde{\phi}_{i-1/2})$	15
Figura 2.4 -	Representação do algoritmo SMART (a traço grosso) e do esquema QUICK (a traço fino) no plano $(\tilde{\phi}_{i-1}, \tilde{\phi}_{i-1/2})$	15
Figura 2.5 -	Problema de teste: perfil inicial.....	16
Figura 2.6 -	Problema de teste: perfil inicial e solução exacta após translação de $45 \Delta x$ para a direita.....	17
Figura 2.7 -	Problema de teste: solução obtida com o esquema "upwind".....	18
Figura 2.8 -	Problema de teste: solução obtida com o esquema de diferenças centrais.....	18
Figura 2.9 -	Problema de teste: solução obtida com o esquema QUICK.....	18
Figura 3.1 -	Estuário do Tejo. Localização das malhas de cálculo (caixa).....	22
Figura 3.2 -	Localização das estações de amostragem de fitoplâncton utilizadas por Rodrigues & Moita (1979).....	27
Figura 3.3 -	Densidades médias de fitoplâncton (cel ml^{-1}) por estação em Junho de 1977. Baseado em dados de Rodrigues & Moita (1979).....	27
Figura 3.4 -	Densidades médias de fitoplâncton (cel ml^{-1}) por estação em Outubro de 1977. Baseado em dados de Rodrigues & Moita (1979).....	27
Figura 3.5 -	Batimetria do estuário do Tejo (área abrangida pela malha de cálculo 2D).....	30
Figura 3.6 -	Curva hipsométrica (profundidades referidas ao zero hidrográfico).....	30
Figura 3.7 -	Localização das estações das campanhas de dinâmica de sedimentos (Castanheiro & Crespo, 1983).....	32
Figura 3.8 -	Localização das estações das campanhas de qualidade da água (Martins & Duffner, 1982; Martins <i>et al.</i> , 1983a, 1983b; Silva <i>et al.</i> , 1986a).....	32
Figura 4.1 -	Localização das variáveis u , v e ζ na malha computacional.....	38
Figura 4.2 -	Comparação entre valores "observados" (síntese harmónica) e valores calculados da altura de maré (m), das 6:00 horas de 19 de Agosto de 1993 às 6:00 horas de 26 de Agosto de 1993. Cascais.....	45
Figura 4.3 -	Idem. Lisboa.....	45
Figura 4.4 -	Idem. Vila Franca de Xira.....	45
Figura 4.5 -	Campo de velocidades no estuário do Tejo, produzido pela constituinte M_2 . Instante de simulação: 1 hora após a preia-mar em Cascais.....	46
Figura 4.6 -	Idem. Instante de simulação: 4 horas após a preia-mar em Cascais.....	46
Figura 4.7 -	Idem. Instante de simulação: 7 horas após a preia-mar em Cascais.....	47
Figura 4.8 -	Idem. Instante de simulação: 10 horas após a preia-mar em Cascais.....	47
Figura 4.9 -	Comparação entre valores observados e valores calculados do módulo da velocidade (m s^{-1}). Estação 3.0, em 8 de Setembro de 1981.....	48

Figura 4.10 -	Idem. Estação 4.0, em 7 de Outubro de 1981.....	48
Figura 4.11 -	Idem. Estação 4.0, em 26 de Novembro de 1981	48
Figura 4.12 -	Comparação entre valores observados e valores calculados da direcção da velocidade (°). Estação 3.0, em 8 de Setembro de 1981	49
Figura 4.13 -	Idem. Estação 4.0, em 7 de Outubro de 1981.....	49
Figura 4.14 -	Idem. Estação 4.0, em 26 de Novembro de 1981	49
Figura 4.15 -	Simulação da elevação residual (m) ao longo de um eixo longitudinal do estuário do Tejo, com origem na embocadura e desenvolvimento de 50 km para montante (até Vila Franca de Xira) e de 10 km para jusante.....	51
Figura 4.16 -	Comparação da circulação residual euleriana na região da embocadura, obtida a partir de 33 correntómetros (Alves, 1983), com os resultados obtidos por simulação nas respectivas localizações	52
Figura 4.17 -	Localização das secções de cálculo do caudal de maré (A-A', B-B', C-C')	53
Figura 4.18 -	Caudal de maré ($10^3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) calculado em três secções do estuário do Tejo para a maré média.....	53
Figura 4.19 -	Volume mínimo, prisma de maré e volume máximo (10^9 m^3) calculados na secção da embocadura em maré viva, maré média e maré morta	54
Figura 4.20 -	Localização das secções de cálculo do prisma de maré (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8)	55
Figura 4.21 -	Prisma de maré (10^6 m^3) calculado em oito secções do estuário do Tejo em maré viva, maré média e maré morta	55
Figura 4.22 -	Fracção do volume de água no interior do estuário correspondente a água que se encontrava no interior do estuário no instante inicial (instante inicial correspondente a situação de meia-enchente). Simulação com a duração de 4 ciclos de maré	56
Figura 5.1 -	Representação esquemática da salinidade (‰) em diversos tipos de estuários	60
Figura 5.2 -	Comparação entre valores observados e valores calculados da salinidade (‰). Estação 1.0, em 9 de Julho de 1981	65
Figura 5.3 -	Idem. Estação 3.11, em 8 de Setembro de 1981.....	65
Figura 5.4 -	Idem. Estação 1.0, em 16 de Setembro de 1981	65
Figura 5.5 -	Idem. Estação 4.0, em 7 de Outubro de 1981.....	66
Figura 5.6 -	Idem. Estação 4.6, em 12 de Novembro de 1981	66
Figura 5.7 -	Idem. Estação 5.0, em 26 de Novembro de 1981	66
Figura 5.8 -	Distribuição espacial da salinidade (‰) no estuário do Tejo. Instante de simulação: 12:00 horas de 1 de Dezembro de 1981	67
Figura 5.9 -	Idem. Instante de simulação: 15:00 horas de 1 de Dezembro de 1981	67
Figura 5.10 -	Idem. Instante de simulação: 18:00 horas de 1 de Dezembro de 1981	68
Figura 5.11 -	Idem. Instante de simulação: 21:00 horas de 1 de Dezembro de 1981	68
Figura 5.12 -	Comparação entre valores observados e valores calculados da salinidade (‰), para o período de 4 anos entre Janeiro de 1980 e Dezembro de 1983. Estação 1.0	70
Figura 5.13 -	Idem. Estação 2.0.....	70
Figura 5.14 -	Idem. Estação 3.9.....	70
Figura 5.15 -	Idem. Estação 4.0.....	71
Figura 5.16 -	Idem. Estação 5.0.....	71

Figura 5.17 -	Idem. Estação 8.0.....	71
Figura 5.18 -	Índice de estratificação do estuário do Tejo (<i>i.e.</i> relação entre o prisma de maré e o volume de água doce afluente ao estuário durante um ciclo de 12 h 25 min), em função do caudal fluvial e do tipo de maré	74
Figura 5.19 -	Termos de transferência de calor na interface ar-água	76
Figura 5.20 -	Comparação entre valores observados e valores calculados da temperatura (°C). Estação 2.8, em 9 de Julho de 1981	85
Figura 5.21 -	Idem. Estação 3.11, em 8 de Setembro de 1981	85
Figura 5.22 -	Idem. Estação 1.0, em 16 de Setembro de 1981	85
Figura 5.23 -	Idem. Estação 5.0, em 7 de Outubro de 1981.....	86
Figura 5.24 -	Idem. Estação 4.7, em 12 de Novembro de 1981	86
Figura 5.25 -	Idem. Estação 6.7, em 26 de Novembro de 1981	86
Figura 5.26 -	Distribuição espacial da temperatura (°C) no estuário do Tejo. Instante de simulação: 12:00 horas de 1 de Julho de 1981	87
Figura 5.27 -	Idem. Instante de simulação: 12:00 horas de 1 de Dezembro de 1981	87
Figura 5.28 -	Comparação entre valores observados e valores calculados da temperatura (°C), para o período de 4 anos entre Janeiro de 1980 e Dezembro de 1983. Estação 1.0.....	89
Figura 5.29 -	Idem. Estação 2.0.....	89
Figura 5.30 -	Idem. Estação 3.9.....	89
Figura 5.31 -	Idem. Estação 4.0.....	90
Figura 5.32 -	Idem. Estação 5.0.....	90
Figura 5.33 -	Idem. Estação 8.0.....	90
Figura 5.34 -	Comparação entre valores observados e valores calculados da radiação solar incidente ($W m^{-2}$) em Lisboa (Instituto Geofísico), para o período de 4 anos entre Janeiro de 1980 e Dezembro de 1983.....	91
Figura 5.35 -	Relação entre os valores médios mensais da nebulosidade e os valores mensais da insolação, expressa em relação à insolação máxima possível, de Janeiro de 1980 a Dezembro de 1983 ($r = - 0,86$).....	92
Figura 5.36 -	Relação entre os valores médios mensais da nebulosidade e os valores mensais da radiação difusa, expressa em relação à radiação global, de Janeiro de 1980 a Dezembro de 1983 ($r = 0,75$).....	92
Figura 5.37 -	Componentes do fluxo de calor que entra no estuário através da interface com a atmosfera ($518 W m^{-2}$). Valores médios calculados na estação 3.11, referentes ao ano de 1981.....	94
Figura 5.38 -	Componentes do fluxo de calor que sai do estuário através da interface com a atmosfera ($513 W m^{-2}$). Valores médios calculados na estação 3.11, referentes ao ano de 1981	94
Figura 5.39 -	Valor médio da composição granulométrica do sedimento de fundo no estuário do Tejo, correspondente a um conjunto de 60 estações intertidais. Com base em dados de composição granulométrica por estação, apresentados por Calvário (1982).....	97
Figura 5.40 -	Termos de transferência de sedimentos entre a coluna de água e o fundo, de acordo com o esquema clássico.....	98

Figura 5.41 -	Concentrações médias de sedimentos em suspensão (mg l^{-1}) observadas e calculadas (para um ciclo de maré M_2) em 16 estações do estuário do Tejo. Valores observados com base em Martins & Duffner (1982)	101
Figura 5.42 -	Distribuição espacial da concentração de sedimentos em suspensão (mg l^{-1}) no estuário do Tejo. Simulação da concentração média, para um ciclo de maré M_2	101
Figura 5.43 -	Comparação entre valores observados e valores calculados da concentração de sedimentos em suspensão (mg l^{-1}). Estação 2.8, em 9 de Julho de 1981	103
Figura 5.44 -	Idem. Estação 3.0, em 12 de Novembro de 1981	103
Figura 5.45 -	Idem. Estação 4.6, em 12 de Novembro de 1981	103
Figura 5.46 -	Idem. Estação 4.7, em 12 de Novembro de 1981	104
Figura 5.47 -	Idem. Estação 4.0, em 26 de Novembro de 1981	104
Figura 5.48 -	Idem. Estação 8.2, em 26 de Novembro de 1981	104
Figura 5.49 -	Massa de sedimentos em suspensão no estuário do Tejo, em situação de maré viva (24 de Novembro de 1980) e de maré morta (21 de Outubro de 1981). Dados de Castanheiro (1985)	107
Figura 5.50 -	Massa de sedimentos em suspensão (10^6 kg) no estuário do Tejo, simulada em situação de maré viva, maré média e maré morta	108
Figura 6.1 -	Fitoplâncton: processos incluídos no modelo de qualidade da água	115
Figura 6.2 -	Comparação entre valores observados e valores calculados da concentração de clorofila- <i>a</i> ($\mu\text{g l}^{-1}$), de Janeiro de 1980 a Dezembro de 1983. Estação 1.0	124
Figura 6.3 -	Idem. Estação 2.0	124
Figura 6.4 -	Idem. Estação 3.9	124
Figura 6.5 -	Idem. Estação 4.0	125
Figura 6.6 -	Idem. Estação 5.0	125
Figura 6.7 -	Idem. Estação 8.0	125
Figura 6.8 -	Distribuição espacial da concentração de clorofila- <i>a</i> ($\mu\text{g l}^{-1}$) no estuário do Tejo. Instante de simulação: 8:00 horas de 11 de Junho de 1981	126
Figura 6.9 -	Idem. Instante de simulação: 12:00 horas de 1 de Dezembro de 1981	126
Figura 6.10 -	Observações de clorofila- <i>a</i> (mg l^{-1}) e de carbono orgânico particulado (POC) (mg l^{-1}) em Março de 1980. O declive da recta de regressão é indicativo da relação carbono orgânico-clorofila- <i>a</i>	129
Figura 6.11 -	Observações de clorofila- <i>a</i> (mg l^{-1}) e de carbono orgânico particulado (POC) (mg l^{-1}) em Outubro de 1980. O declive da recta de regressão é indicativo da relação carbono orgânico-clorofila- <i>a</i>	129
Figura 6.12 -	Observações de sedimentos em suspensão (mg l^{-1}) e do coeficiente de extinção (m^{-1}) em 1980. A recta de regressão linear encontra-se representada	131
Figura 6.13 -	Concentração relativa de diferentes componentes do carbono orgânico particulado (POC): fitoplâncton e detritos	134
Figura 6.14 -	Ciclo do fósforo: constituintes e processos incluídos no modelo de qualidade da água	138
Figura 6.15 -	Comparação entre valores observados e valores calculados da concentração de fosfato ($\mu\text{mol l}^{-1}$), para o período de 4 anos entre Janeiro de 1980 e Dezembro de 1983. Estação 1.0	143
Figura 6.16 -	Idem. Estação 2.0	143
Figura 6.17 -	Idem. Estação 3.9	143

Figura 6.18 -	Idem. Estação 4.0.....	144
Figura 6.19-	Idem. Estação 5.0.....	144
Figura 6.20 -	Idem. Estação 8.0.....	144
Figura 6.21 -	Distribuição espacial da concentração de fosfato ($\mu\text{mol l}^{-1}$) no estuário do Tejo (localização das fontes pontuais muito esquemática). Instante de simulação: 8:00 horas de 11 de Junho de 1981	145
Figura 6.22 -	Idem. Instante de simulação: 12:00 horas de 1 de Dezembro de 1981	145
Figura 6.23 -	Concentração relativa de diferentes componentes do fósforo na coluna de água: fósforo inorgânico dissolvido (DIP), fósforo orgânico dissolvido (DOP) (conjectural) e fósforo particulado (PP)	147
Figura 6.24 -	Ciclo do azoto: constituintes e processos incluídos no modelo de qualidade da água.....	153
Figura 6.25 -	Comparação entre valores observados e valores calculados da concentração de amónia ($\mu\text{mol l}^{-1}$), para o período de 4 anos entre Janeiro de 1980 e Dezembro de 1983. Estação 1.0	161
Figura 6.26 -	Idem. Estação 2.0.....	161
Figura 6.27 -	Idem. Estação 3.9.....	161
Figura 6.28 -	Idem. Estação 4.0.....	162
Figura 6.29-	Idem. Estação 5.0.....	162
Figura 6.30 -	Idem. Estação 8.0.....	162
Figura 6.31 -	Comparação entre valores observados e valores calculados da concentração de nitrato ($\mu\text{mol l}^{-1}$), para o período de 4 anos entre Janeiro de 1980 e Dezembro de 1983. Estação 1.0	163
Figura 6.32 -	Idem. Estação 2.0.....	163
Figura 6.33 -	Idem. Estação 3.9.....	163
Figura 6.34 -	Idem. Estação 4.0.....	164
Figura 6.35-	Idem. Estação 5.0.....	164
Figura 6.36 -	Idem. Estação 8.0.....	164
Figura 6.37 -	Distribuição espacial da concentração de amónia ($\mu\text{mol l}^{-1}$) no estuário do Tejo (localização das fontes pontuais muito esquemática). Instante de simulação: 8:00 horas de 11 de Junho de 1981	167
Figura 6.38 -	Idem. Instante de simulação: 12:00 horas de 1 de Dezembro de 1981	167
Figura 6.39 -	Distribuição espacial da concentração de nitrato ($\mu\text{mol l}^{-1}$) no estuário do Tejo (localização das fontes pontuais muito esquemática). Instante de simulação: 8:00 horas de 11 de Junho de 1981	168
Figura 6.40 -	Idem. Instante de simulação: 12:00 horas de 1 de Dezembro de 1981	168
Figura 6.41 -	Valor médio da taxa de desnitrificação bêntica ($\mu\text{mol N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) em áreas costeiras e estuarinas. Dados de Seitzinger (1988).....	170
Figura 6.42 -	Concentração relativa de diferentes componentes do azoto na coluna de água: azoto inorgânico dissolvido (DIN), azoto orgânico dissolvido (DON) (conjectural) e azoto particulado (PN)	171
Figura 6.43 -	Oxigénio dissolvido: processos incluídos no modelo de qualidade da água.....	176
Figura 6.44 -	Comparação entre valores observados e valores calculados da carência bioquímica de oxigénio (mg l^{-1}), para o período de 4 anos entre Janeiro de 1980 e Dezembro de 1983. Estação 1.0	183

Figura 6.45 - Idem. Estação 2.0.....	183
Figura 6.46 - Idem. Estação 3.9.....	183
Figura 6.47 - Idem. Estação 4.0.....	184
Figura 6.48- Idem. Estação 5.0.....	184
Figura 6.49 - Idem. Estação 8.0.....	184
Figura 6.50 - Comparação entre valores observados e valores calculados da concentração de oxigénio dissolvido (mg l^{-1}), para o período de 4 anos entre Janeiro de 1980 e Dezembro de 1983. Estação 1.0.....	185
Figura 6.51 - Idem. Estação 2.0.....	185
Figura 6.52 - Idem. Estação 3.9.....	185
Figura 6.53 - Idem. Estação 4.0.....	186
Figura 6.54- Idem. Estação 5.0.....	186
Figura 6.55 - Idem. Estação 8.0.....	186
Figura 6.56 - Distribuição espacial da carência bioquímica de oxigénio (mg l^{-1}) no estuário do Tejo (localização das fontes pontuais muito esquemática). Instante de simulação: 8:00 horas de 11 de Junho de 1981.....	189
Figura 6.57 - Idem. Instante de simulação: 12:00 horas de 1 de Dezembro de 1981.....	189
Figura 6.58 - Distribuição espacial da concentração de oxigénio dissolvido (mg l^{-1}) no estuário do Tejo. Instante de simulação: 8:00 horas de 11 de Junho de 1981.....	190
Figura 6.59 - Idem. Instante de simulação: 12:00 horas de 1 de Dezembro de 1981.....	190
Figura 6.60 - Valores médios por estação das observações de oxigénio dissolvido (% de saturação) e de amónia ($\mu\text{mol l}^{-1}$) em 1980. A recta de regressão linear encontra-se representada.....	192

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 4.1 -	Nível médio do mar e alturas médias e extremas da maré em preia-mar e baixa-mar no estuário do Tejo. Adaptado de cartografia do Instituto Hidrográfico.....	36
Quadro 4.2 -	Constituintes de maré em Cascais, adoptadas na fronteira oceânica do modelo hidrodinâmico do estuário do Tejo. Valores de semi-amplitudes e fases (confidenciais) baseados em análise harmónica do Instituto Hidrográfico.....	42
Quadro 4.3 -	Caudais médios mensais no rio Tejo. Dados de DGRAH (1986).....	43
Quadro 4.4 -	Erro quadrático médio (e_{qm}) e coeficiente de correlação (r) na simulação de séries temporais da altura de maré	50
Quadro 4.5 -	Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de séries temporais do módulo da velocidade com 24 horas de duração	50
Quadro 4.6 -	Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de séries temporais da direcção da velocidade com 24 horas de duração	50
Quadro 5.1 -	Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de séries temporais de salinidade com 24 horas de duração	69
Quadro 5.2 -	Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de sequências temporais de salinidade por um período de 4 anos.....	72
Quadro 5.3 -	Valores observados médios mensais da temperatura da água na fronteira oceânica (T^{mar}). Dados de INMG (1988b, 1988c, 1989a, 1989b).....	82
Quadro 5.4 -	Valores da temperatura da água na fronteira fluvial (T^{rio}), estimados a partir dos valores médios mensais da temperatura do ar em Lisboa	82
Quadro 5.5 -	Valores observados médios mensais da nebulosidade (C_l). Dados de INMG (1988b, 1988c, 1989a, 1989b)	83
Quadro 5.6 -	Valores observados médios mensais da humidade relativa (R_h). Dados de INMG (1988b, 1988c, 1989a, 1989b).....	83
Quadro 5.7 -	Valores observados médios mensais da temperatura do ar mínima (t_a^{min}) e máxima (t_a^{max}). Dados de INMG (1988b, 1988c, 1989a, 1989b)	84
Quadro 5.8 -	Valores observados médios mensais da velocidade do vento (w). Dados de INMG (1988b, 1988c, 1989a, 1989b).....	84
Quadro 5.9 -	Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de séries temporais de temperatura com 24 horas de duração	88
Quadro 5.10 -	Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de sequências temporais de temperatura por um período de 4 anos.....	91
Quadro 5.11 -	Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de séries temporais da concentração de sedimentos em suspensão com 24 horas de duração	105
Quadro 6.1 -	Fontes pontuais utilizadas na simulação de parâmetros biológicos e químicos no estuário do Tejo	120
Quadro 6.2 -	Concentrações iniciais e de fronteira utilizadas na simulação de parâmetros biológicos e químicos no estuário do Tejo	120
Quadro 6.3 -	Variáveis utilizadas na simulação de parâmetros biológicos e químicos no estuário do Tejo (adaptado de Ambrose <i>et al.</i> , 1988).....	121

Quadro 6.4 - Factores de conversão utilizados na simulação de parâmetros biológicos e químicos no estuário do Tejo (adaptado de Ambrose <i>et al.</i> , 1988)	122
Quadro 6.5 - Coeficientes de temperatura utilizados na simulação de parâmetros biológicos e químicos no estuário do Tejo (adaptado de Ambrose <i>et al.</i> , 1988).....	122
Quadro 6.6 - Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de sequências temporais da concentração de clorofila- <i>a</i> por um período de 4 anos.....	127
Quadro 6.7 - Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de sequências temporais da concentração de fosfato (PO_4^{3-}) por um período de 4 anos	142
Quadro 6.8 - Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de sequências temporais da concentração de amónia (NH_4^+) por um período de 4 anos.....	165
Quadro 6.9 - Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de sequências temporais da concentração de nitrato (NO_3^-) por um período de 4 anos	165
Quadro 6.10 - Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de sequências temporais da carência bioquímica de oxigénio (CBO) por um período de 4 anos.....	187
Quadro 6.11 - Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de sequências temporais da concentração de oxigénio dissolvido por um período de 4 anos	187

SIMBOLOGIA

A_a	coeficiente de absorção devido ao vapor de água e ao ozono (-)
A_{bt}	fracção directa do fluxo de radiação solar no topo da atmosfera que atinge a superfície da Terra para um céu limpo (-)
A_{dt}	fracção difusa do fluxo de radiação solar no topo da atmosfera que atinge a superfície da Terra para um céu limpo (-)
A_{od}	taxa de rearejamento efectiva (dia^{-1})
A_{oda20}	taxa de rearejamento por acção do vento para a temperatura de referência (20°C) (dia^{-1})
A_{odh20}	taxa de rearejamento por acção do escoamento para a temperatura de referência (20°C) (dia^{-1})
A_t	coeficiente de transmissão atmosférica (-)
a	altitude solar ou elevação angular do Sol acima do horizonte (rad)
a	constante da função do vento ($\text{W m}^{-2} \text{Pa}^{-1}$)
b	constante da função do vento ($\text{J m}^{-3} \text{Pa}^{-1}$)
C_{POC}	concentração de carbono orgânico particulado (mg C l^{-1})
C_{POC}^{detr}	concentração de carbono orgânico particulado detrítico (mg C l^{-1})
C_{bo}	concentração de CBO ($\text{kg O}_2 \text{ m}^{-3}$, $\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$)
C_{cl}	clorinidade (‰)
$C_{clorofila-a}$	concentração de clorofila- <i>a</i> ($\mu\text{g l}^{-1}$)
$C_{feofitina-a}$	concentração de feofitina- <i>a</i> ($\mu\text{g l}^{-1}$)
C_{fp}	concentração de fitoplâncton (kg C m^{-3} , mg C l^{-1})
C_l	nebulosidade (-)
C_{na}	concentração de nitrato (kg N m^{-3} , mg N l^{-1})
C_{nh}	concentração de amónia (kg N m^{-3} , mg N l^{-1})
C_{no}	concentração de azoto orgânico (kg N m^{-3} , mg N l^{-1})
C_{od}	concentração de oxigénio dissolvido ($\text{kg O}_2 \text{ m}^{-3}$, $\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$)
C_{odsat}	concentração de saturação de oxigénio dissolvido ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$)
C_{pi}	concentração de fosfato (kg P m^{-3} , mg P l^{-1})
C_{po}	concentração de fósforo orgânico (kg P m^{-3} , mg P l^{-1})
C_r	número de Courant (-)
C_{ss}	concentração de sedimentos em suspensão (kg m^{-3} , mg l^{-1})
c_f	coeficiente de atrito no fundo (-)
c_p	calor específico da água ($\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$)
D	coeficiente de difusão ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)

D	taxa de deposição do sedimento ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$)
D_{fp}	taxa de deposição do fitoplâncton (dia^{-1})
D_s	profundidade do disco de Secchi (m)
D_x	coeficiente de difusão segundo a direcção x ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)
D_y	coeficiente de difusão segundo a direcção y ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)
d	dia juliano (dias)
E	taxa de erosão do sedimento ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$)
e_m	erro médio
e_{qm}	erro quadrático médio
e_{sa}	pressão de vapor de saturação à temperatura do ar (Pa)
e_{sw}	pressão de vapor de saturação à temperatura da água (Pa)
e_w	emissividade da superfície da água (-)
F	razão de forma da maré (-)
F_l	factor de limitação do crescimento do fitoplâncton pela luz (-)
F_n	factor de limitação do crescimento do fitoplâncton pelos nutrientes (-)
F_{nh}	factor de preferência do fitoplâncton pela assimilação de azoto sob a forma de amónia (-)
F_{nn}	factor de limitação do crescimento do fitoplâncton devido a insuficiência do nutriente azoto (-)
F_{no}	fracção de azoto devido à respiração e mortalidade do fitoplâncton sob a forma de azoto orgânico (-)
F_{np}	factor de limitação do crescimento do fitoplâncton devido a insuficiência do nutriente fósforo (-)
F_{po}	fracção de fósforo devido à respiração e mortalidade do fitoplâncton sob a forma de fósforo orgânico (-)
f	parâmetro de Coriolis (s^{-1})
g	aceleração da gravidade (m s^{-2})
H	altura de água total (m)
h	profundidade em relação ao nível de referência (m)
I	intensidade da luz (W m^{-2})
I_d	índice de degradação dos pigmentos (%)
I_e	índice de estratificação vertical (-)
I_o	intensidade da luz à superfície (W m^{-2})
I_{sat}	intensidade da luz de saturação (W m^{-2})
I_z	intensidade da luz à profundidade z (W m^{-2})
K_{bo}	constante de semi-saturação para a limitação da oxidação pelo oxigénio ($\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$)

K_{fp}	constante de semi-saturação relativa à limitação da regeneração de nutrientes pelo fitoplâncton (mg C l^{-1})
K_m	taxa de mortalidade do fitoplâncton (dia^{-1})
K_{na}	constante de desnitrificação ($\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$)
K_{nh}	constante de semi-saturação para a limitação da nitrificação pelo oxigénio ($\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$)
K_{nn}	constante de semi-saturação para o azoto (mg N l^{-1})
K_{np}	constante de semi-saturação para o fósforo (mg P l^{-1})
k	coeficiente de extinção da luz (m^{-1})
M	coeficiente de erosão ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$)
M_{no}	taxa de mineralização do azoto orgânico (dia^{-1})
M_{no20}	taxa de mineralização do azoto orgânico para a temperatura de referência (20°C) (dia^{-1})
M_{po}	taxa de mineralização do fósforo orgânico (dia^{-1})
M_{po20}	taxa de mineralização do fósforo orgânico para a temperatura de referência (20°C) (dia^{-1})
m	massa seccional (-)
N_{na}	taxa de desnitrificação (dia^{-1})
N_{na20}	taxa de desnitrificação para a temperatura de referência (20°C) (dia^{-1})
N_{nh}	taxa de nitrificação (dia^{-1})
N_{nh20}	taxa de nitrificação para a temperatura de referência (20°C) (dia^{-1})
n	coeficiente de rugosidade de Manning ($\text{s m}^{-1/3}$)
O_{bo}	taxa de oxidação de CBO (dia^{-1})
O_{bo20}	taxa de oxidação de CBO para a temperatura de referência (20°C) (dia^{-1})
P_{fp}	taxa de crescimento efectivo do fitoplâncton (dia^{-1})
P_Δ	número de Péclet (-)
Q	fluxo total de calor através da interface ar-água (W m^{-2})
Q_a	fluxo de radiação emitida da atmosfera (W m^{-2})
Q_c	fluxo de calor sensível (W m^{-2})
Q_e	fluxo de calor latente (W m^{-2})
Q_f	caudal fluvial ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)
Q_o	fluxo de radiação solar no topo da atmosfera (W m^{-2})
Q_s	fluxo de radiação solar (W m^{-2})
Q_{sc}	constante solar ou fluxo de radiação solar à distância média entre o Sol e a Terra (W m^{-2})
Q_w	fluxo de radiação emitida da superfície da água (W m^{-2})

R_a	reflectividade da superfície da água para a radiação emitida da atmosfera (-)
R_{fp}	taxa de respiração e mortalidade do fitoplâncton (dia^{-1})
R_h	humidade relativa (-)
R_s	albedo ou reflectividade da superfície da água para a radiação solar (-)
r	coeficiente de correlação (-)
r	raio vector ou razão entre a distância instantânea e a distância média entre o Sol e a Terra (-)
S	salinidade (‰)
S_{bo}	variação local da concentração de CBO ($\text{kg O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ s}^{-1}$)
S_{bo}^{desn}	idem, termo devido à desnitrificação ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{bo}^{mort}	idem, termo devido à mortalidade do fitoplâncton ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{bo}^{oxid}	idem, termo devido à oxidação de CBO ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{fp}	variação local da concentração de fitoplâncton ($\text{kg C m}^{-3} \text{ s}^{-1}$)
S_{fp}^{depos}	idem, termo devido à deposição do fitoplâncton ($\text{mg C l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{fp}^{prod}	idem, termo devido ao crescimento do fitoplâncton ($\text{mg C l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{fp}^{resp}	idem, termo devido à respiração e mortalidade do fitoplâncton ($\text{mg C l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{na}	variação local da concentração de nitrato ($\text{kg N m}^{-3} \text{ s}^{-1}$)
S_{na}^{assim}	idem, termo devido à assimilação de nitrato pelo fitoplâncton ($\text{mg N l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{na}^{desn}	idem, termo devido à desnitrificação ($\text{mg N l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{na}^{nitr}	idem, termo devido à nitrificação ($\text{mg N l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{nh}	variação local da concentração de amónia ($\text{kg N m}^{-3} \text{ s}^{-1}$)
S_{nh}^{assim}	idem, termo devido à assimilação de amónia pelo fitoplâncton ($\text{mg N l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{nh}^{miner}	idem, termo devido à mineralização do azoto orgânico ($\text{mg N l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{nh}^{nitr}	idem, termo devido à nitrificação ($\text{mg N l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{nh}^{resp}	idem, termo devido à respiração e mortalidade do fitoplâncton ($\text{mg N l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{no}	variação local da concentração de azoto orgânico ($\text{kg N m}^{-3} \text{ s}^{-1}$)
S_{no}^{miner}	idem, termo devido à mineralização do azoto orgânico ($\text{mg N l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{no}^{resp}	idem, termo devido à respiração e mortalidade do fitoplâncton ($\text{mg N l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{od}	variação local da concentração de oxigénio dissolvido ($\text{kg O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ s}^{-1}$)
S_{od}^{nitr}	idem, termo devido à nitrificação ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{od}^{oxid}	idem, termo devido à oxidação de CBO ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)

S_{od}^{prod}	idem, termo devido ao crescimento do fitoplâncton ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{od}^{rear}	idem, termo devido ao rearejamento ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{od}^{resp}	idem, termo devido à respiração do fitoplâncton ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{pi}	variação local da concentração de fosfato ($\text{kg P m}^{-3} \text{ s}^{-1}$)
S_{pi}^{assim}	idem, termo devido à assimilação de fosfato pelo fitoplâncton ($\text{mg P l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{pi}^{miner}	idem, termo devido à mineralização do fósforo orgânico ($\text{mg P l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{pi}^{resp}	idem, termo devido à respiração e mortalidade do fitoplâncton ($\text{mg P l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{po}	variação local da concentração de fósforo orgânico ($\text{kg P m}^{-3} \text{ s}^{-1}$)
S_{po}^{miner}	idem, termo devido à mineralização do fósforo orgânico ($\text{mg P l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
S_{po}^{resp}	idem, termo devido à respiração e mortalidade do fitoplâncton ($\text{mg P l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
T	temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)
T_a	temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$)
T_k	temperatura termodinâmica (K)
T_m	período da maré (s)
t	tempo (s)
t_h	tempo solar médio local (h)
u	componente da velocidade média na vertical segundo a direcção x (m s^{-1})
V_m	volume do prisma de maré (m^3)
v	componente da velocidade média na vertical segundo a direcção y (m s^{-1})
W_{fpd}	velocidade de deposição do fitoplâncton (m dia^{-1})
w	velocidade do vento (m s^{-1})
w_s	velocidade de deposição (m s^{-1})
x	coordenada cartesiana no plano horizontal (m)
y	coordenada cartesiana no plano horizontal (m)
z	profundidade em relação à superfície livre (m)
α_{cl}	razão entre carbono e clorofila- a no fitoplâncton ($\text{mg C mg clorofila-}a^{-1}$)
α_{nc}	razão entre azoto e carbono no fitoplâncton (mg N mg C^{-1})
α_{oc}	razão entre oxigénio e carbono ($\text{mg O}_2 \text{ mg C}^{-1}$)
α_{on}	razão entre oxigénio e azoto ($\text{mg O}_2 \text{ mg N}^{-1}$)
α_{pc}	razão entre fósforo e carbono no fitoplâncton (mg P mg C^{-1})

γ	constante de Bowen (Pa K^{-1})
γ	peso volúmico da água (N m^{-3})
δ	declinação do Sol (rad)
ε	coeficiente de viscosidade turbulenta ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)
ξ	elevação da superfície livre acima do nível de referência (m)
η	ângulo horário do Sol (rad)
θ_{boo}	coeficiente de temperatura para a oxidação de CBO (-)
θ_{jpc}	coeficiente de temperatura para o crescimento do fitoplâncton (-)
θ_{jpr}	coeficiente de temperatura para a respiração do fitoplâncton (-)
θ_{nan}	coeficiente de temperatura para a desnitrificação (-)
θ_{nhn}	coeficiente de temperatura para a nitrificação (-)
θ_{nom}	coeficiente de temperatura para a mineralização do azoto orgânico (-)
θ_{odr}	coeficiente de temperatura para o rearejamento (-)
θ_{pom}	coeficiente de temperatura para a mineralização do fósforo orgânico (-)
μ	taxa de crescimento máximo do fitoplâncton (dia^{-1})
μ_{20}	taxa de crescimento máximo do fitoplâncton para a temperatura de referência (20°C) (dia^{-1})
ρ	massa volúmica da água (kg m^{-3})
ρ	taxa de respiração do fitoplâncton (dia^{-1})
ρ_{20}	taxa de respiração do fitoplâncton para a temperatura de referência (20°C) (dia^{-1})
σ	constante de Stefan-Boltzmann ($\text{W m}^{-2} \text{K}^{-4}$)
τ	coeficiente de transmissão atmosférica para a radiação solar directa (-)
τ	tensão de corte no fundo (Pa)
τ_d	tensão de corte crítica de deposição (Pa)
τ_e	tensão de corte crítica de erosão (Pa)
τ_x	componente da tensão de corte no fundo segundo a direcção x (Pa)
τ_y	componente da tensão de corte no fundo segundo a direcção y (Pa)
ϕ	latitude (rad)
ϕ	propriedade escalar
$\tilde{\phi}$	valor normalizado da propriedade escalar
Ω	velocidade angular de rotação da Terra (rad s^{-1})



1 - INTRODUÇÃO

1.1 - Enquadramento geral

Os estuários apresentam características particularmente favoráveis à fixação de cidades e ao desenvolvimento de actividades económicas. Tradicionalmente aproveitados como portos naturais ou como vias de comunicação, geralmente com boas condições para a agricultura e para a exploração dos recursos vivos, os estuários têm sido ocupados, nos últimos dois séculos, por extensas áreas industriais e urbanas (McLusky, 1989). Cerca de dois terços da população mundial vivem actualmente em áreas situadas a menos de 60 km da linha de costa (Stanners & Bourdeau, 1995).

Em resultado da pressão a que estão sujeitos, muitos estuários apresentam disfunções ambientais graves. Com o objectivo de corrigir os problemas existentes, nomeadamente as situações de degradação da qualidade da água, têm sido propostos planos de gestão e de ordenamento em diversos estuários, normalmente apoiados em estudos de monitorização e de modelação matemática. O contributo da modelação matemática é dado, quer ao nível da compreensão dos processos, quer ao nível da análise de alternativas de gestão (Grigg, 1990; Leussen & Dronkers, 1990).

O estuário do Tejo constitui um exemplo da frequente conflitualidade entre ambiente e desenvolvimento. Nas suas margens situa-se a Grande Lisboa, com cerca de 2 milhões de habitantes, um conjunto de unidades industriais de grande dimensão e importantes infra-estruturas portuárias. O estuário do Tejo abrange também áreas de reconhecida importância ecológica, nomeadamente para a ictiofauna estuarina e marinha e para a avifauna migradora. Além de ameaçar estas áreas, o desenvolvimento industrial e urbano coloca em risco outras utilizações do estuário, como a exploração comercial dos recursos vivos e o aproveitamento da faixa ribeirinha como zona de lazer (Câmara *et al.*, 1987).

No domínio da qualidade da água, em particular, identificaram-se, entre outros, os seguintes problemas:

- Contaminação bacteriológica de águas de banho e de moluscos bivalves susceptíveis de consumo humano, no interior do estuário e na faixa costeira adjacente (Marcolino, 1984; Baeta-Hall, 1994);
- Diminuição das concentrações de oxigénio dissolvido em áreas localizadas, como a Cala do Norte, e possíveis alterações na composição das biocenoses, provocadas pela libertação de matéria orgânica e de nutrientes (Rodrigues & Moita, 1979; Ferreira, 1990);

- Introdução de metais pesados (e.g. arsénio (As), mercúrio (Hg)) (Bettencourt, 1988; Ferreira, 1989) e de substâncias tóxicas artificiais, como pesticidas (e.g. DDT) e PCBs (Ferreira & Barros, 1983; Castro & Vale, 1992).

O projecto "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo", assinado em 1978 entre o Governo Português, o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) e a UNESCO, esteve na origem do primeiro conjunto de trabalhos, realizado de forma integrada, sobre a qualidade do ambiente no estuário do Tejo. Com base na "*compreensão dos processos físicos, químicos e biológicos fundamentais que ocorrem no estuário*", pretendia-se que este projecto desempenhasse um papel instrumental no "*planeamento e gestão da qualidade da água a longo-prazo*" (CNA, 1984).

Uma das principais actividades do "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo", e dos projectos que lhe deram continuidade, foi a realização de campanhas de observação da dinâmica de sedimentos (Castanheiro & Crespo, 1983) e da qualidade da água (Martins & Duffner, 1982; Martins *et al.*, 1983a, 1983b; Silva *et al.*, 1986a, 1986b) para a caracterização de base do estuário. O conjunto de dados de campo então obtido é, ainda hoje, o mais completo sobre esta área (M. C. Silva, com. pess.).

Estava também prevista a utilização de modelos matemáticos, nas componentes de hidrodinâmica e de qualidade da água, tendo por objectivo a integração dos trabalhos em curso e o estudo de alterações à situação de referência. A principal contribuição foi dada por Rodrigues *et al.* (1984), com a aplicação de um modelo hidrodinâmico bidimensional, integrado na vertical, e, com base neste, de um modelo de transporte-dispersão euleriano. Apesar da informação disponibilizada pelas campanhas do projecto, nenhum modelo foi desenvolvido nas componentes de sedimentologia e de qualidade da água, com excepção de um modelo unidimensional para a simulação do oxigénio dissolvido (Costa & Câmara, 1984). Dada a importância deste tipo de modelos, diversas equipas de investigação têm vindo a trabalhar, nos últimos 10 anos, no seu desenvolvimento.

1.2 - Âmbito e objectivos

O presente estudo descreve o desenvolvimento de um sistema de modelos matemáticos para a simulação de processos de qualidade da água em estuários. Este sistema, assente sobre uma versão actualizada do modelo hidrodinâmico MOHID (Neves, 1985), permite estudar um conjunto básico de parâmetros físicos, químicos e biológicos em domínios não-estratificados. Os parâmetros abrangidos são:

- As elevações e as correntes de maré;

- A salinidade, a temperatura e os sedimentos em suspensão;
- O fitoplâncton, os principais nutrientes e o oxigénio dissolvido.

O objectivo principal do estudo consiste na aplicação do sistema desenvolvido ao estuário do Tejo, tendo por finalidade contribuir para uma melhor compreensão dos processos estuarinos. Neste sentido, o cruzamento da informação de campo disponibilizada pelo "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo" com os resultados da modelação matemática constitui uma vertente importante do presente estudo.

Estabeleceram-se, de início, os seguintes objectivos específicos:

- *1ª Fase* - Analisar os dados de qualidade da água recolhidos no âmbito do "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo";
- *2ª Fase* - Desenvolver um modelo de transporte e módulos de qualidade da água, compatíveis com o modelo hidrodinâmico seleccionado;
- *3ª Fase* - Estudar, com este sistema, a variação dos parâmetros físicos (*e.g.* salinidade) ao longo do ciclo de maré e do ciclo anual;
- *4ª Fase* - Estudar, com este sistema, a variação dos parâmetros biológicos e químicos (*e.g.* biomassa de fitoplâncton) ao longo do ciclo anual;
- *5ª Fase* - Apresentar conclusões que contribuam para a caracterização da área em estudo e para o aperfeiçoamento dos modelos propostos.

A modelação matemática de estuários é uma área de investigação muito activa a nível internacional. O presente estudo beneficiou do enquadramento inicial proporcionado pelo projecto "Major Biological Processes in European Tidal Estuaries", incluído no programa MAST (Heip & Herman, 1993). Este projecto contemplou o desenvolvimento de modelos para estuários (Portela *et al.*, 1992a; Soetaert *et al.*, 1992), tendo por objectivo aproximar a modelação dos processos físicos da modelação dos processos ecológicos.

1.3 - Organização da tese

O sistema de modelos proposto é apresentado no Capítulo 2. Este capítulo inclui uma análise do "estado-da-arte" na modelação ambiental de estuários, bem como uma revisão sucinta dos métodos de resolução numérica da equação de transporte.

O Capítulo 3 compreende uma caracterização sumária do estuário do Tejo (*e.g.* acções forçadoras, produtores primários) e uma definição dos elementos de base utilizados nesta tese (*e.g.* batimetria, dados de qualidade da água).

A aplicação ao estuário do Tejo do modelo hidrodinâmico, desenvolvido por Neves (1985), é descrita no Capítulo 4. Analisa-se o escoamento de maré na área em estudo, sendo dada ênfase à quantificação das trocas entre o estuário e o exterior.

A salinidade, a temperatura e os sedimentos em suspensão são os parâmetros físicos abordados no Capítulo 5. Na Secção 5.1, apresenta-se o modelo de transporte, utilizado na modelação da salinidade; na Secção 5.2, descrevem-se as transferências de calor entre a atmosfera e a coluna de água, necessárias à modelação da temperatura; e, na Secção 5.3, descrevem-se as transferências de massa entre a coluna de água e o fundo, necessárias à modelação dos sedimentos em suspensão.

Os processos ecológicos fundamentais, relacionados com a produção primária e com a regeneração dos nutrientes, são abordados no Capítulo 6. Embora todos os parâmetros de qualidade da água sejam simulados em conjunto, optou-se pela divisão deste capítulo em quatro secções distintas. Na Secção 6.1 é apresentada a componente relativa à biomassa fitoplanctónica; na Secção 6.2, a componente relativa ao ciclo do fósforo; na Secção 6.3, a componente relativa ao ciclo do azoto; e, na Secção 6.4, a componente relativa ao oxigénio dissolvido. Em cada secção, analisa-se a informação de base disponível, descrevem-se as equações pertinentes e discutem-se os resultados obtidos.

Finalmente, no Capítulo 7, apresenta-se uma síntese do estudo realizado e enunciam-se as principais conclusões.

2 - DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE MODELOS

2.1 - Introdução

Existem diversas formas de abordar a modelação matemática da qualidade da água em estuários e zonas costeiras e, em particular, o problema da integração dos processos hidrodinâmicos neste tipo de modelação.

Comece-se por esclarecer que, no âmbito deste estudo, se designam por parâmetros de qualidade da água, em sentido estrito, os parâmetros relacionados com os processos de eutrofização (*i.e.* fitoplâncton, nutrientes e oxigénio dissolvido) e, em sentido lato, além destes parâmetros químicos e biológicos, os parâmetros físicos que os condicionam (*i.e.* salinidade, temperatura e sedimentos em suspensão). Outros aspectos, como a contaminação bacteriológica ou a poluição por substâncias tóxicas, não são considerados.

As primeiras descrições matemáticas da variação sazonal do fitoplâncton (Riley *et al.*, 1949) e do efeito da mineralização da matéria orgânica sobre o oxigénio dissolvido (Streeter & Phelps, 1925) surgiram ainda na primeira metade deste século. Embora os primeiros modelos a permitirem uma descrição pormenorizada do escoamento de maré estivessem disponíveis no final da década de sessenta (*e.g.* Leendertse, 1967; Abbott *et al.*, 1973), nos anos seguintes, a modelação da qualidade da água em estuários e zonas costeiras continuou a recorrer a representações muito simplificadas dos processos hidrodinâmicos.

O Mar do Norte constitui disso exemplo. Segundo Franz *et al.* (1991), a maior parte dos modelos ecológicos aplicados nesta área entre 1975 e 1990 não apresentava, sequer, resolução horizontal. No mesmo período, foram aplicados modelos hidrodinâmicos a todo o Mar do Norte (*e.g.* Davies & Furnes, 1980; Beckers & Neves, 1985), sem que se tivesse estabelecido qualquer relação entre uns e outros. Esta situação alterou-se no início da década de noventa, com a introdução de modelos de eutrofização baseados, directa ou indirectamente, em modelos hidrodinâmicos sofisticados (Baretta *et al.*, 1994).

Convirá, neste ponto, distinguir duas grandes categorias de modelos, quanto à forma de abordagem dos processos hidrodinâmicos:

- *Modelos de caixas* - São constituídos por um reduzido número de compartimentos de formato irregular ("caixas"), com uma dimensão típica da ordem de 10 km e um passo temporal típico de 1 dia. Privilegiam a representação dos processos químicos e biológicos, podendo apresentar um elevado número de variáveis; o modelo ERSEM, por exemplo, inclui cerca de 70 variáveis de estado (Baretta *et al.*, 1994). Os processos de transporte são incluídos sob a forma de caudais residuais diários e de coeficientes de

difusão entre caixas, em geral calculados separadamente por um modelo hidrodinâmico mais detalhado. A principal vantagem deste tipo de modelos consiste na economia em tempo de cálculo proporcionada pela resolução espacial e temporal utilizada. Este aspecto é muito significativo, dado que a simulação dos processos de eutrofização se deve estender por um período mínimo de um ano.

- *Modelos de elevada resolução espacial* - Apresentam um passo espacial (tipicamente da ordem das centenas de metros) e um passo temporal (tipicamente da ordem dos minutos) muito menores do que os modelos de caixas, o que permite a simulação de processos hidrodinâmicos transientes, como o escoamento de maré. A par de uma descrição elaborada dos processos hidrodinâmicos, apresentam em geral uma descrição menos complexa dos processos químicos e biológicos; o módulo de eutrofização do sistema MIKE 21, por exemplo, inclui 12 variáveis de estado (Baretta *et al.*, 1994). Os módulos hidrodinâmico e de qualidade da água são executados em simultâneo, na mesma malha espacial. A principal vantagem deste tipo de modelos consiste no facto de proporcionarem informação pormenorizada sobre a distribuição dos parâmetros de qualidade da água, com base numa descrição rigorosa da hidrodinâmica.

O sistema de modelos apresentado nesta tese inscreve-se na categoria dos modelos de elevada resolução espacial. Descreve-se, em seguida, a constituição do sistema proposto e as suas principais características. No âmbito desta caracterização, serão citados exemplos de modelos de qualidade da água considerados representativos do estado actual dos conhecimentos.

2.2 - Sistema de modelos proposto

2.2.1 - Constituição do sistema

O sistema de modelos proposto neste estudo, designado por sistema STERNA, tem por objectivo a simulação de processos hidrodinâmicos e de qualidade da água em estuários e zonas costeiras onde os efeitos de estratificação não sejam significativos.

O sistema STERNA é constituído por uma versão actualizada do modelo hidrodinâmico MOHID, desenvolvido por Neves (1985), e por um modelo de transporte e por módulos de qualidade da água, desenvolvidos no decorrer do presente estudo (Fig. 2.1). Os modelos hidrodinâmico e de transporte apresentam em comum a formulação bidimensional (2D), integrada na vertical, e a utilização do método de diferenças finitas. O sistema está organizado de forma sequencial:

- O modelo hidrodinâmico (MOHID), na base do sistema, simula elevações e velocidades, devidas à maré e a outras acções forçadoras, a partir das equações de conservação da massa e de conservação da quantidade de movimento;
- O modelo de transporte, a um nível intermédio, efectua o cálculo dos termos de advecção e de difusão da equação de transporte, suficientes para a simulação das concentrações de constituintes conservativos;
- Os módulos de qualidade da água, no topo do sistema, efectuam o cálculo de termos adicionais de fonte-poço, específicos de cada constituinte, necessários à simulação das concentrações de constituintes não-conservativos.

O modelo de transporte e os módulos de qualidade da água permitem simular os seguintes parâmetros físicos, químicos e biológicos, de reconhecida importância para a caracterização dos ecossistemas estuarinos e costeiros:

- Salinidade;
- Temperatura;

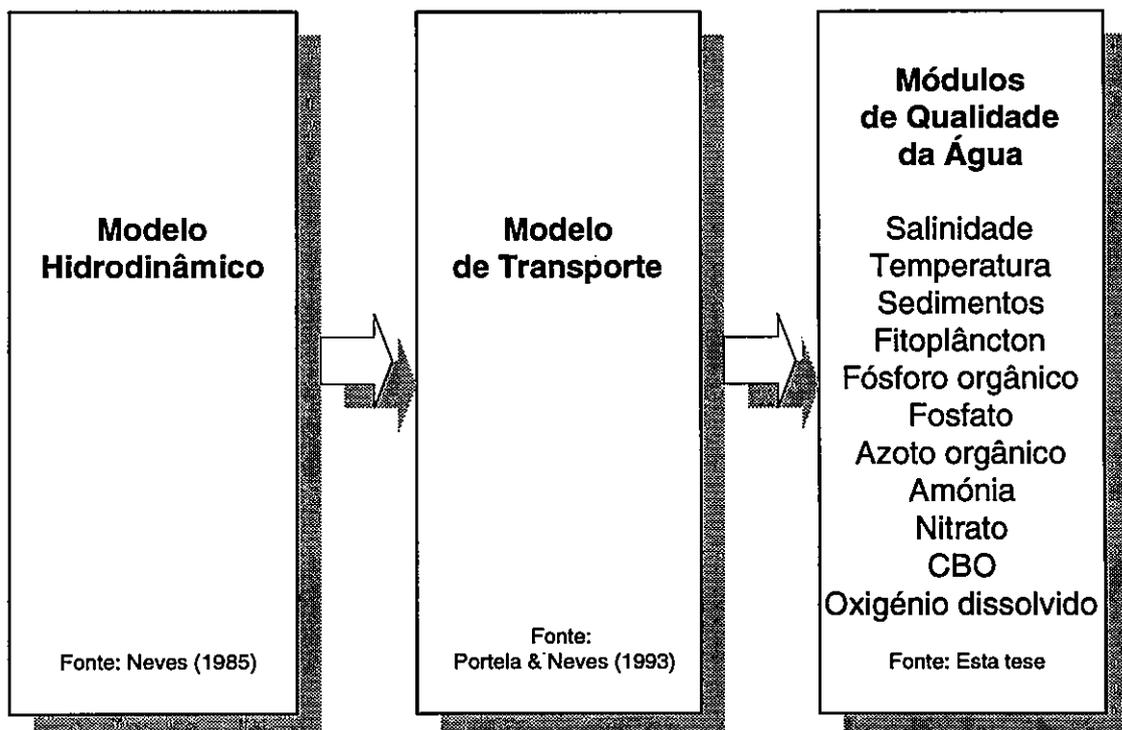


FIGURA 2.1 - Sistema de modelos matemáticos proposto para o estudo de processos hidrodinâmicos e de qualidade da água em estuários.

- Sedimentos em suspensão;
- Clorofila-*a*;
- Fósforo orgânico;
- Fosfato (PO_4^{3-});
- Azoto orgânico;
- Amónia (NH_4^+);
- Nitrato (NO_3^-);
- Carência bioquímica de oxigénio (CBO);
- Oxigénio dissolvido (O_2).

Executar os módulos de qualidade da água implica executar os modelos dos níveis precedentes. Em cada instante de cálculo, o modelo hidrodinâmico simula as elevações e as velocidades necessárias ao cálculo dos termos de advecção e de difusão; conjugando o transporte com as reacções na coluna de água e com as trocas com o exterior, simuladas pelos módulos de qualidade da água, obtém-se, na mesma malha de cálculo, a distribuição espacial dos parâmetros de qualidade da água.

A cada parâmetro de qualidade da água corresponde um módulo ou subrotina, cabendo ao utilizador indicar que parâmetros pretende ver simulados. Alguns parâmetros, como a temperatura ou os sedimentos em suspensão, podem ser simulados isoladamente, dado que as respectivas subrotinas não utilizam variáveis dependentes de outras subrotinas. O fitoplâncton, os nutrientes e o oxigénio dissolvido são necessariamente simulados em conjunto, dada a importância das interacções entre estes parâmetros.

2.2.2 - Principais características do sistema

Uma das principais características do sistema STERNA é a capacidade para efectuar simulações com *elevada resolução no espaço e no tempo*. Esta característica constitui uma consequência da plataforma hidrodinâmica utilizada.

Em virtude da sua resolução espacial, as aplicações do sistema proposto podem ter em conta variações laterais na qualidade da água, desprezadas pelos modelos unidimensionais (1D). Este aspecto é importante em muitos estuários, sobretudo nos que, como o estuário do Tejo, apresentam uma morfologia relativamente complexa, a que se associam diferenças na ocupação e no tipo de actividades desenvolvidas nas suas margens.

Por outro lado, a elevada resolução temporal do sistema proposto permite que sejam simulados, quer o escoamento de maré, quer os fenómenos que lhe estão associados (*e.g.*

erosão, transporte e deposição de sedimentos finos). O sistema permite também simular detalhadamente outros processos físicos e biológicos que evoluem em períodos de tempo relativamente curtos (e.g. ciclo diário da radiação solar).

Uma segunda característica importante do sistema STERNA consiste na *formulação bidimensional (2D), integrada na vertical*. Pelas razões acima expostas, esta formulação representa um progresso significativo em relação à tradicional formulação 1D.

Importa referir que o sistema proposto permite associar malhas 1D, representando rios e canais de pequena largura, à malha de cálculo 2D, que normalmente cobre a maior parte da área em estudo, de acordo com a filosofia adoptada no modelo hidrodinâmico (Neves, 1988). Embora mais complexa, esta formulação apresenta importantes vantagens. Por um lado, as malhas 1D conferem maior flexibilidade na representação dos sistemas estuarinos e lagunares, permitindo, a montante, a imposição de condições de fronteira não influenciadas pelas flutuações cíclicas da maré. Por outro lado, a inclusão do sector fluvial dos estuários permite estudar áreas que, embora muito importantes em termos biogeoquímicos, são frequentemente negligenciadas (Schuchardt & Schirmer, 1991).

Importa também referir que o modelo hidrodinâmico permite simular o processo de cobertura-descobertura das áreas intertidais, incluindo ou excluindo células do domínio de cálculo em função de um valor mínimo da altura de água total (Neves, 1985, 1988), e que esta característica, indispensável a uma representação realista do escoamento de maré em estuários com áreas intertidais extensas, foi mantida no modelo de transporte e nos módulos de qualidade da água.

A nível internacional, surgiram recentemente os primeiros modelos de qualidade da água tridimensionais (3D) baseados em descrições rigorosas dos processos hidrodinâmicos (Skogen *et al.*, 1995). No presente estudo, a utilização de uma formulação 3D na simulação da qualidade da água no estuário do Tejo foi considerada prematura, tendo em conta, nomeadamente, os meios de cálculo disponíveis.

Uma terceira característica importante do sistema STERNA consiste no facto de proporcionar uma *descrição rigorosa dos processos hidrodinâmicos*.

Neste aspecto, o sistema proposto distingue-se claramente dos modelos de caixas aplicados em estuários e zonas costeiras - quer dos modelos 1D que consideram o transporte por advecção resultante apenas do caudal fluvial e que incluem o efeito da maré nos coeficientes de difusão (Baretta & Ruardij, 1988; Eck & Rooij, 1990; Soetaert *et al.*, 1992), quer dos modelos 2D que consideram o transporte por advecção resultante de aproximações da circulação residual lagrangiana (Dortch *et al.*, 1992).

Uma quarta característica importante do sistema STERNA consiste no facto de proporcionar uma *abordagem integrada dos processos de qualidade da água*.

A simulação, com um sistema único, de parâmetros de qualidade da água relativamente diversos apresenta duas importantes vantagens. Em primeiro lugar, a possibilidade de reunir processos que, embora de natureza diferente, definem, no seu conjunto, o funcionamento do ecossistema. Em segundo lugar, a possibilidade de explorar as múltiplas interações entre esses processos, frequentemente negligenciadas em estudos monodisciplinares.

Refira-se que o sistema de modelos proposto apresenta um âmbito semelhante ao das campanhas de monitorização da qualidade da água realizadas no "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo" (Martins & Duffner, 1982; Martins *et al.*, 1983a, 1983b; Silva *et al.*, 1986a, 1986b), dado que a maior parte das variáveis fazem parte do conjunto de parâmetros determinado no decurso dessas campanhas. Considerou-se que seria pouco razoável simular outros parâmetros, de reconhecido interesse, mas acerca dos quais a informação quantitativa disponível no estuário do Tejo é escassa (*e.g.* zooplâncton).

No "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo", embora tenham sido efectuadas algumas análises envolvendo o sedimento, o seston e o biota, apenas foi possível assegurar um esforço regular de monitorização na coluna de água. De forma semelhante, apesar da importância dos restantes compartimentos e da relação entre qualidade da água e qualidade do sedimento, o sistema proposto apenas simula processos que ocorrem na coluna de água.

2.3 - Resolução da equação de transporte

2.3.1 - Esquemas lineares

A escolha dos métodos numéricos a utilizar na resolução da equação de transporte é um aspecto muito importante no desenvolvimento de um modelo de qualidade da água. Considere-se, para maior simplicidade de exposição, a equação de transporte unidimensional de uma propriedade $\phi(x, t)$:

$$\frac{\partial \phi}{\partial t} + u \frac{\partial \phi}{\partial x} = D \frac{\partial^2 \phi}{\partial x^2} \quad (2.1)$$

em que a velocidade, u , e o coeficiente de difusão, D , se admitem constantes. Numa aproximação por diferenças finitas, a discretização espacial do termo de difusão (*i.e.* $D \partial^2 \phi / \partial x^2$), normalmente efectuada pelo esquema de diferenças centrais, não oferece dificuldades. Os problemas encontrados na resolução da equação de transporte por métodos

eulerianos devem-se à discretização espacial do termo de advecção (*i.e.* $u \partial \phi / \partial x$) (Roache, 1976; Abbott & Basco, 1989).

Seja $\phi_{i-1/2}$ a propriedade (*e.g.* concentração de determinada substância) na face da célula entre os pontos de cálculo i e $i-1$ (Fig. 2.2). Numa malha unidimensional, o número de Péclet pode ser definido por:

$$P_{\Delta} = \frac{|u| \Delta x}{D} \quad (2.2)$$

Para números de Péclet superiores a 2, a utilização no termo de advecção do esquema de diferenças centrais, correspondente a:

$$\phi_{i-1/2} = 0,5\phi_i + 0,5\phi_{i-1} \quad (2.3)$$

dá origem a oscilações espúrias, podendo verificar-se a ocorrência de concentrações negativas, o que é irrealista. Assim, para $P_{\Delta} \geq 2$, é prática corrente substituir o esquema de diferenças centrais, que tem precisão formal de segunda ordem, por um esquema de diferenças a montante (“upwind”):

$$\phi_{i-1/2} = \phi_{i-1} \quad \text{se } u_i > 0 \quad (2.4a)$$

$$\phi_{i-1/2} = \phi_i \quad \text{se } u_i < 0 \quad (2.4b)$$

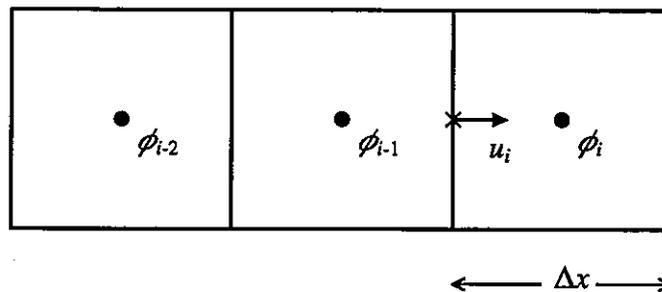


FIGURA 2.2 - Definição de variáveis numa malha unidimensional.

Embora simples e com condições de estabilidade independentes do número de Péclet, o esquema "upwind", que tem apenas precisão de primeira ordem, introduz erros muito elevados do tipo difusivo em escoamentos com elevados gradientes de concentração.

O esquema QUICK foi introduzido por Leonard (1979) com o objectivo de constituir uma alternativa eficiente aos esquemas convencionais. Este esquema, com uma precisão formal de terceira ordem (Leonard, 1995), admite um perfil parabólico de concentrações, em que os valores na face esquerda da célula computacional são dados por:

$$\phi_{i-1/2} = 0,375\phi_i + 0,750\phi_{i-1} - 0,125\phi_{i-2} \quad \text{se } u_i > 0 \quad (2.5a)$$

$$\phi_{i-1/2} = 0,375\phi_{i-1} + 0,750\phi_i - 0,125\phi_{i+1} \quad \text{se } u_i < 0 \quad (2.5b)$$

O esquema QUICK é considerado, por vários autores, um método estável, económico e de elevada precisão, particularmente adequado a malhas grosseiras, onde as formulações híbridas baseadas no esquema "upwind" (Spalding, 1972; Patankar, 1980) não são satisfatórias. A sua principal limitação reside no facto de poder produzir oscilações sem significado físico na vizinhança de gradientes muito pronunciados, ainda que estas oscilações sejam normalmente muito menores do que as que seriam produzidas por um esquema de diferenças centrais (Leonard, 1988; Leonard & Mokhtari, 1990).

2.3.2 - Esquemas não-lineares

Com o objectivo de suprimir as limitações dos esquemas anteriores, têm sido propostas outras abordagens, mais complexas. Uma dessas abordagens, desenvolvida com base no conceito de variável normalizada, consiste em utilizar, não um esquema único, mas uma combinação de esquemas de elevada resolução e de esquemas monótonos, sendo seleccionados uns ou outros em função da variação local da propriedade (Gaskell & Lau, 1988; Leonard, 1988; Zhu & Rodi, 1991). É nesta perspectiva que se estabelece a distinção entre "esquemas lineares" e "esquemas não-lineares".

Considere-se, de novo, o cálculo de $\phi_{i-1/2}$, admitindo-se, para maior simplicidade, que $u_i > 0$. A variável normalizada pode ser definida por:

$$\tilde{\phi}_k = \frac{\phi_k - \phi_{i-2}}{\phi_i - \phi_{i-2}} \quad (2.6)$$

em que $k = i-2, i-3/2, \dots, i$. De acordo com esta definição, o valor normalizado de ϕ_i é:

$$\tilde{\phi}_i = 1 \quad (2.7)$$

e o valor normalizado de ϕ_{i-2} é:

$$\tilde{\phi}_{i-2} = 0 \quad (2.8)$$

Esta transformação é facilmente aplicável aos esquemas anteriormente apresentados. Na forma normalizada, o esquema "upwind" é dado por:

$$\tilde{\phi}_{i-1/2} = \tilde{\phi}_{i-1} \quad (2.9)$$

o esquema de diferenças centrais por:

$$\tilde{\phi}_{i-1/2} = 0,5 + 0,5\tilde{\phi}_{i-1} \quad (2.10)$$

e o esquema QUICK por:

$$\tilde{\phi}_{i-1/2} = 0,375 + 0,750\tilde{\phi}_{i-1} \quad (2.11)$$

verificando-se que o valor normalizado de ϕ_{i-2} , calculado por qualquer destes esquemas, é apenas uma função linear do valor normalizado de ϕ_{i-1} .

Leonard (1988) procurou identificar uma função no plano $(\tilde{\phi}_{i-1}, \tilde{\phi}_{i-1/2})$ que garantisse, simultaneamente, uma resolução monótona e uma precisão formal de terceira ordem. Como critérios a observar, indicou a passagem pelos pontos (0; 0), (0,5; 0,75) e (1; 1) e um declive de 0,75 no ponto (0,5; 0,75). Com base nestes critérios, propôs que o esquema QUICK apenas fosse utilizado para valores de $\tilde{\phi}_{i-1}$ situados na vizinhança de 0,5 - correspondentes a perfis de variação quase uniforme da propriedade -, substituindo-o por uma relação exponencial para $0 \leq \tilde{\phi}_{i-1} < 0,35$ ou $0,65 < \tilde{\phi}_{i-1} \leq 1$.

A aplicação do algoritmo de Leonard (1988), designado por EULER-QUICK, decorre em três passos. Primeiro, começa-se por calcular:

$$\tilde{\phi}_{i-1} = \frac{\phi_{i-1} - \phi_{i-2}}{\phi_i - \phi_{i-2}} \quad (2.12)$$

Depois, consoante o valor de $\tilde{\phi}_{i-1}$, aplica-se (Fig. 2.3):

$$\tilde{\phi}_{i-1/2} = \begin{cases} 0,375 + 0,750\tilde{\phi}_{i-1} & \text{se } \tilde{\phi}_{i-1} \leq -1 \text{ ou } 0,35 \leq \tilde{\phi}_{i-1} \leq 0,65 \text{ ou } \tilde{\phi}_{i-1} \geq 1,5 \\ 0,375\tilde{\phi}_{i-1} & \text{se } -1 < \tilde{\phi}_{i-1} \leq 0 \\ \frac{\sqrt{\tilde{\phi}_{i-1}(1-\tilde{\phi}_{i-1})^3} - \tilde{\phi}_{i-1}^2}{1-2\tilde{\phi}_{i-1}} & \text{se } 0 < \tilde{\phi}_{i-1} < 0,35 \text{ ou } 0,65 < \tilde{\phi}_{i-1} < 1 \\ \tilde{\phi}_{i-1} & \text{se } 1 \leq \tilde{\phi}_{i-1} < 1,5 \end{cases} \quad (2.13)$$

Finalmente, obtém-se o valor não normalizado por:

$$\phi_{i-1/2} = \tilde{\phi}_{i-1/2}(\phi_i - \phi_{i-2}) + \phi_{i-2} \quad (2.14)$$

A definição rigorosa de critérios de resolução monótona no plano $(\tilde{\phi}_{i-1}, \tilde{\phi}_{i-1/2})$ tem sido debatida por diferentes autores (Gaskell & Lau, 1988; Leonard, 1991). Sendo consensual que, para $0 \leq \tilde{\phi}_{i-1} \leq 1$, estes critérios podem ser representados por uma superfície, a relação proposta para o cálculo de $\tilde{\phi}_{i-1/2}$ pode considerar-se relativamente flexível. Por exemplo, o esquema SMART, proposto por Gaskell & Lau (1988) é quase-linear (Fig. 2.4):

$$\tilde{\phi}_{i-1/2} = \begin{cases} \tilde{\phi}_{i-1} & \text{se } \tilde{\phi}_{i-1} \leq 0 \text{ ou } \tilde{\phi}_{i-1} \geq 1 \\ 3\tilde{\phi}_{i-1} & \text{se } 0 < \tilde{\phi}_{i-1} < 1/6 \\ 0,375 + 0,750\tilde{\phi}_{i-1} & \text{se } 1/6 \leq \tilde{\phi}_{i-1} \leq 5/6 \\ 1 & \text{se } 5/6 < \tilde{\phi}_{i-1} < 1 \end{cases} \quad (2.15)$$

Embora os algoritmos que combinam diferentes esquemas possuam características interessantes, existem, todavia, razões que justificam a sua não aplicação no modelo de transporte apresentado nesta tese.

Em primeiro lugar, a aplicação deste tipo de algoritmos em domínios bidimensionais é relativamente complexa, sobretudo se tivermos em conta que se torna necessário especificar condições de fronteira, quer para fronteiras abertas, quer para fronteiras fechadas irregulares, bem como condições de cobertura-descobertura.

Em segundo lugar, um algoritmo que apresenta um bom desempenho em termos de precisão não é necessariamente um algoritmo eficiente. Esta questão é muito importante, pois, para igual tempo de cálculo disponível, um esquema mais simples permite a utilização de malhas mais finas, com as quais se poderão obter resultados comparáveis aos que se obtêm com algoritmos mais sofisticados em malhas mais grosseiras.

Assim, de acordo com a prática corrente em modelação de qualidade da água, foi decidido restringir a escolha do esquema de discretização dos termos de advecção ao domínio dos esquemas lineares.

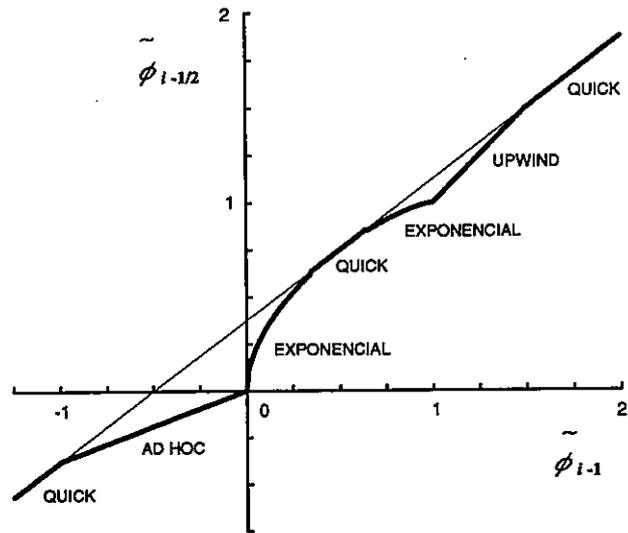


FIGURA 2.3 - Representação do algoritmo EULER-QUICK (a traço grosso) e do esquema QUICK (a traço fino) no plano $(\tilde{\phi}_{i-1}, \tilde{\phi}_{i-1/2})$.

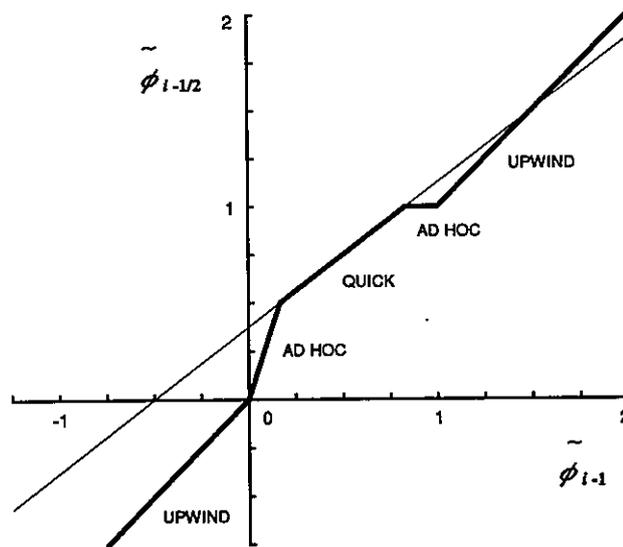


FIGURA 2.4 - Representação do algoritmo SMART (a traço grosso) e do esquema QUICK (a traço fino) no plano $(\tilde{\phi}_{i-1}, \tilde{\phi}_{i-1/2})$.

2.3.3 - Problemas de teste

Leonard (1991) propôs um conjunto de testes relativamente simples para o estudo do comportamento de diferentes esquemas numéricos utilizados na modelação do transporte por advecção. Esses testes foram adoptados no presente trabalho, com o objectivo de proporcionarem indicações sobre as características dos esquemas "upwind", de diferenças centrais e QUICK, que pudessem complementar a informação disponível na bibliografia (*e.g.* Roache, 1976; Abbott & Basco, 1989).

O primeiro perfil de teste é uma variação unitária no valor de ϕ num só passo espacial. Inicialmente, impõe-se $\phi = 0$ à direita de um determinado ponto e $\phi = 1$ neste ponto e à sua esquerda. Trata-se de um teste simples, mas rigoroso, normalmente utilizado quando se pretende averiguar se um esquema tem ou não um comportamento monótono.

O segundo perfil de teste é uma onda sinusoidal quadrática, que apresenta uma largura de $20 \Delta x$:

$$\phi(t=0) = \text{sen}^2\left(\frac{\pi x}{20\Delta x}\right) \quad \text{se } 0 \leq x \leq 20\Delta x \quad (2.16)$$

Esta função descreve um perfil comparativamente suave, com um gradiente continuamente variável e um máximo local único.

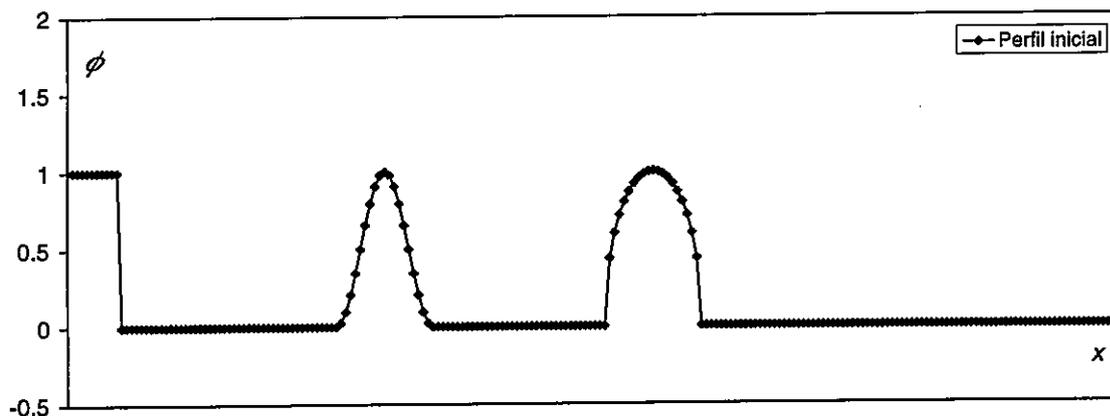


FIGURA 2.5 - Problema de teste: perfil inicial.

O terceiro perfil de teste consiste numa semi-elipse, também com a largura de $20 \Delta x$:

$$\phi(t=0) = \sqrt{1 - \frac{x^2}{(10\Delta x)^2}} \quad \text{se } -10\Delta x \leq x \leq 10\Delta x \quad (2.17)$$

Trata-se de um teste difícil, que combina um perfil gradualmente variado na vizinhança do máximo local com uma variação pronunciada a montante e a jusante (Fig. 2.5).

À semelhança do que foi proposto por Leonard (1991), a solução exacta deste conjunto de perfis avança $45 \Delta x$ (Fig. 2.6). Para número de Courant, estabelece-se:

$$C_r = \frac{u\Delta t}{\Delta x} = 0,05 \quad (2.18)$$

o que implica que o teste de cada um dos esquemas numéricos tenha a duração de 900 passos de tempo, Δt . Este valor de C_r , relativamente baixo, é aceitável por se tratar de transporte por advecção pura. Como condições de fronteira, definem-se $\phi = 1$ do lado esquerdo do domínio e $\phi = 0$ do lado direito.

Os resultados obtidos para os esquemas "upwind", diferenças centrais e QUICK, nas condições referidas, são apresentados nas Figs. 2.7, 2.8 e 2.9.

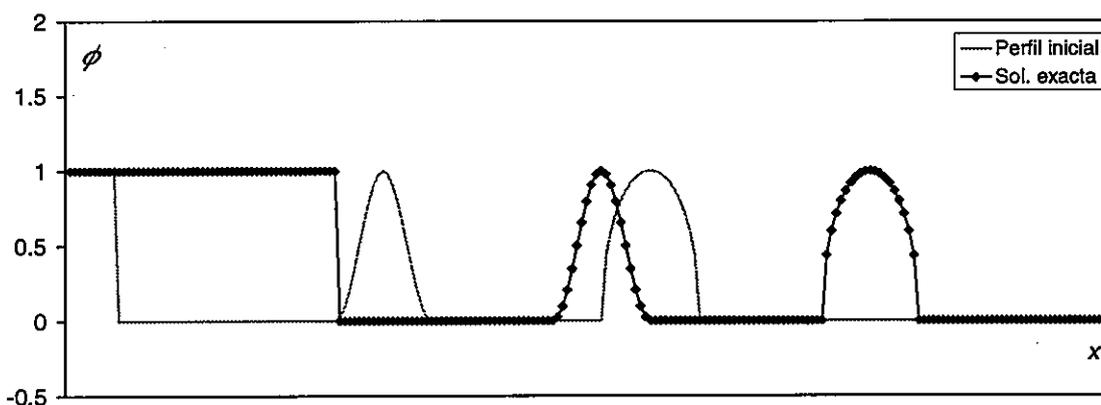


FIGURA 2.6 - Problema de teste: perfil inicial e solução exacta após translação de $45 \Delta x$ para a direita.

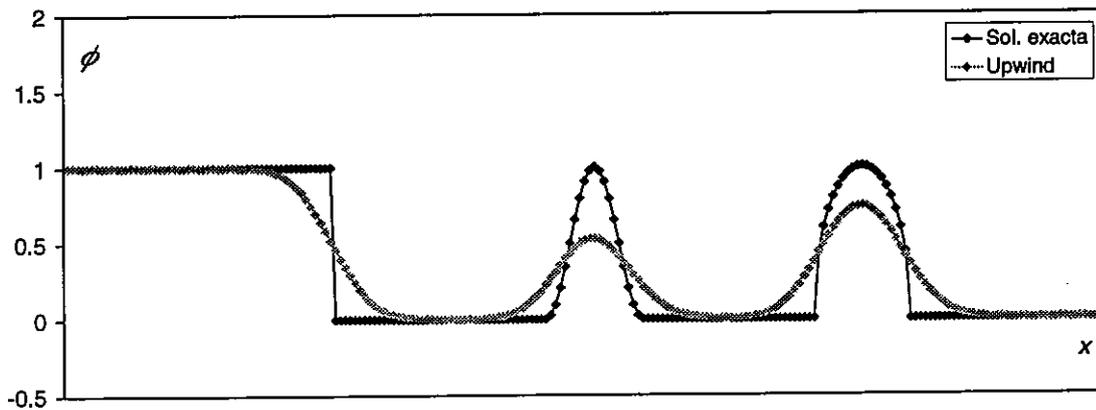


FIGURA 2.7 - Problema de teste: solução obtida com o esquema "upwind".

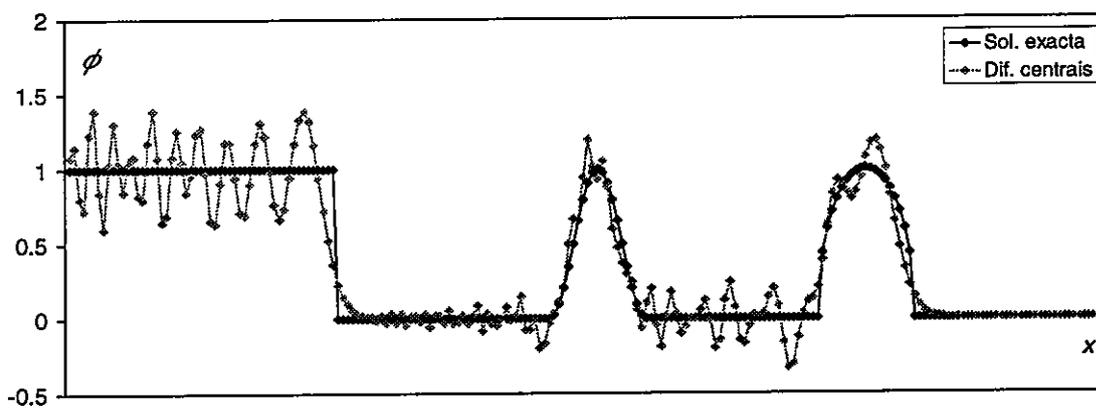


FIGURA 2.8 - Problema de teste: solução obtida com o esquema de diferenças centrais.

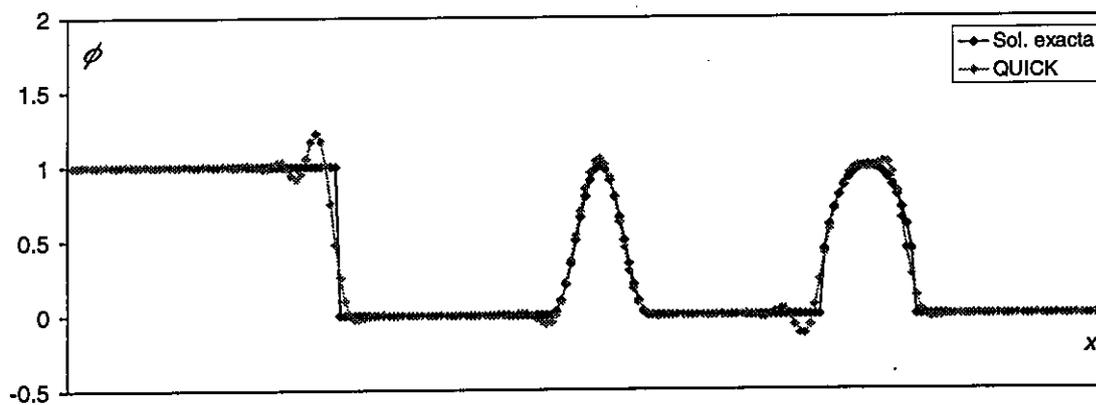


FIGURA 2.9 - Problema de teste: solução obtida com o esquema QUICK.

O esquema "upwind", de primeira ordem, é o único método a assegurar uma resolução monótona de todos os perfis; porém, a elevada difusão numérica inerente a este método é evidente, verificando-se, em particular, uma redução significativa no valor máximo do segundo e do terceiro perfis (respectivamente, 53% e 74% do valor exacto) (Fig. 2.7). O esquema de diferenças centrais, de segunda ordem, embora reproduza melhor os gradientes da solução exacta, provoca a formação de oscilações espúrias em sentido contrário ao do deslocamento dos perfis, que são de todo inaceitáveis (Fig. 2.8). O esquema QUICK, de terceira ordem, é o que conduz a menores diferenças em relação à solução exacta. A superioridade deste método é particularmente clara na representação do perfil sinusoidal quadrático. Como aspecto menos positivo, refira-se o facto de subsistirem pequenas oscilações espúrias, que este método não permite eliminar completamente (Fig. 2.9).

Estes resultados, e a constatação da crescente popularidade dos esquemas de terceira ordem em estudos de qualidade da água (Abbott & Basco, 1989; Lung & Hwang, 1989; Dortch *et al.*, 1992; Stamou, 1992), contribuíram para a decisão final de utilizar o esquema QUICK no presente modelo de transporte. Nesta decisão, foram também ponderados os resultados obtidos por Costa (1991), os quais sugerem um desempenho menos positivo deste esquema em regime variável; neste regime, a versão modificada QUICKEST poderá constituir uma alternativa interessante (Leonard, 1979).



3 - DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 - Introdução

O estuário do Tejo é um dos grandes estuários da costa atlântica europeia. Apresenta uma área total de cerca de 320 km², correspondendo a áreas intertidais cerca de 130 km², e um comprimento de 80 km (Bettencourt *et al.*, 1980; Ferreira, 1989). Desenvolve-se segundo duas direcções principais, NNE-SSW e ENE-WSW, sendo limitado, a montante, por Muge - considerando o limite superior do estuário coincidente com o limite superior de influência da maré, de acordo com a definição de Fairbridge (1980) - e, a jusante, pela linha Forte de S. Julião-Bugio-Cova do Vapor (Lemos, 1972).

A origem recente do estuário situa-se no final do Plistocénico e no Holocénico. Durante o último máximo glacial, em cerca de 16 000 a.C., o nível médio do mar encontrava-se 120 m abaixo do nível actual, verificando-se nesta fase um intenso escavamento do baixo Tejo (Freire, 1993). Com o final da última glaciação, a subida gradual do nível do mar provocou a inundação de um vale muito amplo, iniciando-se apenas em cerca de 4000 a.C. a actual fase de predomínio da acumulação de sedimentos (Fairbridge, 1980; Freire, 1993).

Em tempos históricos, o estuário tem sido alterado, não apenas por factores naturais, mas também pela acção humana. As alterações mais importantes ocorreram na planície de inundação, onde obras de regularização fluvial e sistemas de diques de defesa permitiram o aproveitamento agrícola de leitos de cheia e de zonas intertidais. Cabral (1790) refere como a "ilha das Lezírias...antes que se abrisse o Tejo Novo, era composta de várias ilhas, ou mouchões...divididas entre si com diversos braços do Tejo".

A configuração actual do estuário, em certas áreas, reflecte transformações operadas ainda neste século, associadas à ocupação industrial e urbana das suas margens e à construção de infra-estruturas portuárias.

3.2 - Morfologia

O estuário do Tejo (Fig. 3.1) pode ser dividido em quatro sectores:

- *Sector fluvial* - Corresponde ao troço de rio sob a influência da maré, situado entre Muge e Vila Franca de Xira, com cerca de 30 km de comprimento e 600 m de largura média. Este sector apresenta normalmente água doce ou salinidades muito baixas. Os fundos são predominantemente de areia, com mouchões marginais, estando o sector

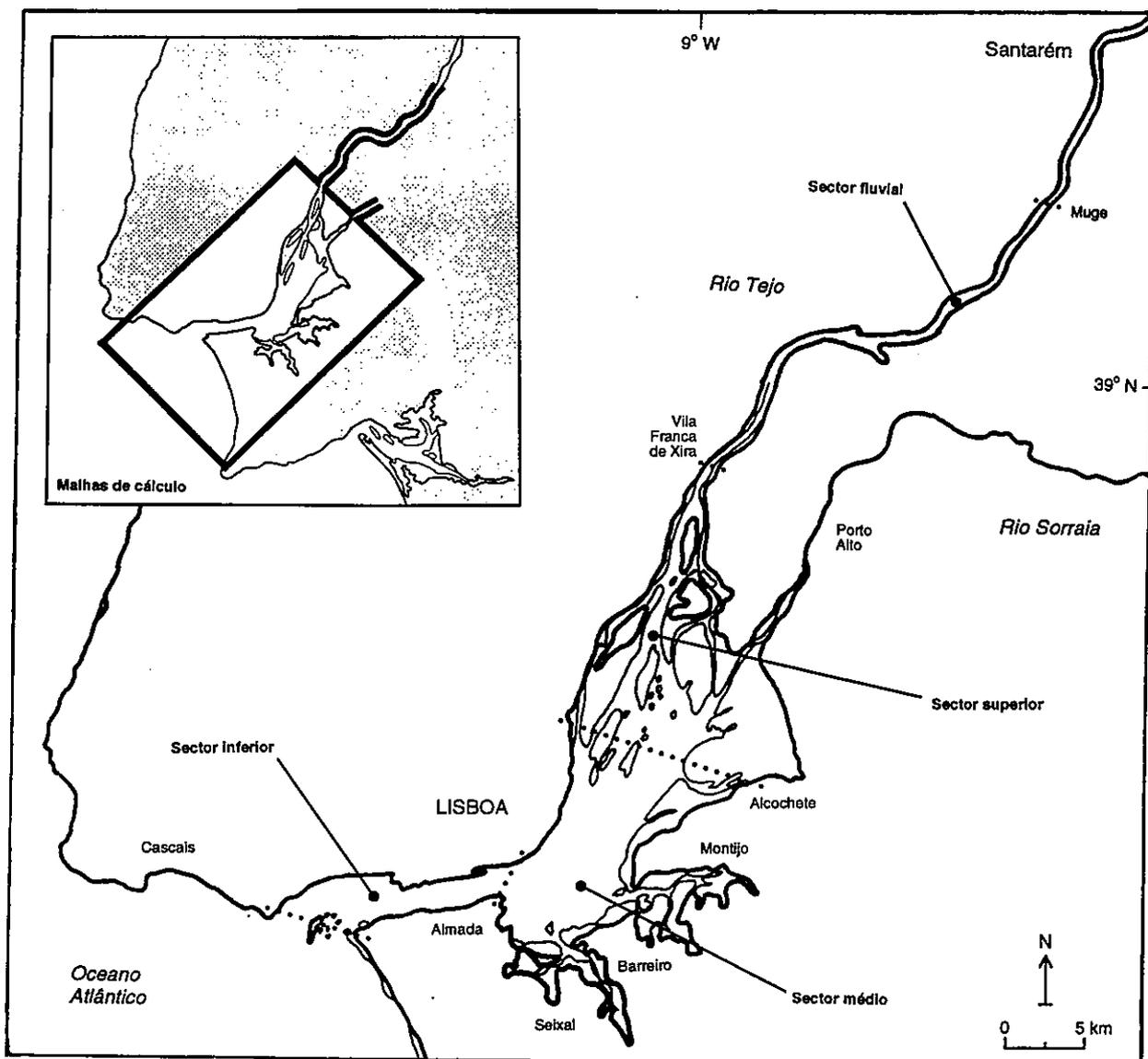


FIGURA 3.1 - Estuário do Tejo. Localização das malhas de cálculo (caixa).

inserido numa extensa planície aluvionar.

- *Sector superior* - É o sector onde se verifica um grande desenvolvimento transversal do estuário. Está situado entre Vila Franca de Xira e a secção Sacavém-Alcochete, apresentando cerca de 20 km de comprimento e atingindo nesta secção uma largura máxima de 14,5 km. Os mouchões de Alhandra, do Lombo do Tejo e da Póvoa e o sistema de calas produzido pela ramificação do rio Tejo e pela confluência do rio Sorraia conferem uma aparência deltaica a este sector. Compreende extensas áreas intertidais, particularmente importantes junto à margem esquerda. A profundidade

média é muito reduzida, registando-se cotas localmente superiores a 5 m nas calas mais profundas.

- *Sector médio* - Consiste numa área ampla, de contorno muito irregular, situada entre as secções Sacavém-Alcochete e Praça do Comércio-Cacilhas. Neste sector, com cerca de 15 km de comprimento, o estuário modifica a sua orientação de NNE-SSW para ENE-WSW. A sul de Cacilhas, forma-se uma bacia pouco profunda, designada por Mar da Palha, onde desembocam os esteiros associados aos canais do Montijo e do Barreiro. O prolongamento do canal de saída situa-se a cotas que variam entre os 5 m e os 30 m, com as cotas mais elevadas a precederem o estrangulamento do estuário em Cacilhas. O Mar da Palha apresenta cotas geralmente inferiores a 5 m.
- *Sector inferior* - Corresponde ao canal de saída, constituído por um primeiro troço rectilíneo, ou corredor, com cerca de 7,5 km de comprimento e apenas 1,9 km de largura média, situado entre as secções Praça do Comércio-Cacilhas e Torre de Belém-Trafaria, e por um troço terminal aberto, definido pela curvatura da margem direita, com cerca de 7,5 km de comprimento, entre a secção Torre de Belém-Trafaria e o limite convencional do estuário. É o sector de maior profundidade média, atingindo-se cotas superiores a 40 m junto à margem esquerda do corredor. Apresenta características predominantemente marinhas.

A embocadura do estuário do Tejo é constituída por um canal principal, a Barra Grande, com orientação NE-SW, e por duas formações situadas a uma cota inferior a 10 m, o Cachopo do Norte e o Cachopo do Sul, que o ladeiam. O Cachopo do Norte é um banco de areia alongado, totalmente imerso, cuja extremidade de jusante, a Cabeça do Pato, inflecte sobre o passe da Barra. Entre o Cachopo do Sul, mais curto e largo, e a margem esquerda, situam-se o areal do Bugio e os baixios da Golada, uma área relativamente instável que se projecta para norte, sobre o troço terminal do estuário. O passe da Barra encontra-se a 6,5 km de distância do limite convencional do estuário.

A plataforma continental adjacente é relativamente estreita, apresentando, do limite do estuário até à batimétrica de 200 m, uma extensão de cerca de 30 km.

3.3 - Acções forçadoras

3.3.1 - Caudal

A bacia hidrográfica do estuário do Tejo, situada no centro e no oeste da Península Ibérica, ocupa uma área de cerca de 81 000 km². O rio Tejo nasce na serra de Albarracin, em

Espanha, apresentando uma extensão de 1100 km. Durante a maior parte do seu curso, atravessa com orientação E-W o vasto planalto central da meseta, constituído por formações antemesozóicas do Maciço Hespérico. Em Portugal, adquire orientação NE-SW ao entrar na planície sedimentar, ceno-antropozóica, que se desenvolve entre a confluência do rio Zêzere e o estuário (Loureiro & Macedo, 1986).

O caudal médio anual do rio Tejo na estação hidrométrica de Ómnias-Santarém é da ordem de $350 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Lemos, 1972; Loureiro & Macedo, 1986). Verifica-se uma grande variabilidade sazonal e interanual. É possível identificar um semestre húmido, de Novembro a Abril, e um semestre seco, de Maio a Outubro, registando-se o caudal médio mensal máximo em Fevereiro (c. $860 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e o mínimo em Agosto (c. $140 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Como valores extremos do caudal modular, registaram-se $80 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ no ano hidrológico de 1944-45 e $970 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ no ano hidrológico de 1978-79 (Loureiro & Macedo, 1986). O caudal máximo instantâneo, numa cheia excepcional, pode atingir cerca de $15\,000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (DGRAH, 1986).

Estima-se que o caudal médio anual do rio Sorraia seja equivalente a cerca de 8,5% do caudal do rio Tejo em Ómnias-Santarém (Bettencourt *et al.*, 1980). Os restantes afluentes do estuário (*e.g.* Trancão, Enguias, Moita, Coina, Judeu, Jamor, Barcarena, Laje) apresentam caudais pouco importantes.

3.3.2 - Maré

A maré é o principal factor que determina as características do regime hidrodinâmico no estuário do Tejo:

- *Tipo de maré* - O ciclo de maré é do tipo semi-diurno (duração média de 12 h e 25 min), reflectindo a preponderância da constituinte semi-diurna lunar principal, M_2 . A razão de forma, F , definida como a relação entre as semi-amplitudes das principais constituintes diurnas (K_1 , O_1) e semi-diurnas (M_2 , S_2):

$$F = \frac{H_{K_1} + H_{O_1}}{H_{M_2} + H_{S_2}} \quad (3.1)$$

é igual a 0,10 em Cascais e a 0,08 em Lisboa, valores que correspondem a marés do tipo semi-diurno regular ($0 < F < 0,25$) (Pond & Pickard, 1983). A variação da amplitude da maré ao longo do ciclo maré viva-maré morta (amplitude máxima um ou dois dias após a lua nova e a lua cheia, amplitude mínima um ou dois dias após o quarto crescente e o

quarto minguante) é representada pela soma da constituinte M_2 com a constituinte semi-diurna solar principal, S_2 .

As constituintes quarto-diurnas M_4 e MS_4 , associadas à propagação da maré em águas pouco profundas, apresentam semi-amplitudes em Lisboa superiores em praticamente uma ordem de grandeza aos correspondentes valores em Cascais. Este crescimento é muito maior do que o das principais constituintes semi-diurnas (M_2 e S_2), que, todavia, permanecem as constituintes dominantes no interior do estuário, dada a reduzida expressão de M_4 e de MS_4 no exterior do estuário.

- *Propagação em amplitude* - Os estuários podem ser classificados em função da amplitude da maré. Hayes (1975) distingue três tipos de estuários: microtidais, se a amplitude é inferior a 2 m; mesotidais, se a amplitude é superior a 2 m e inferior a 4 m; e macrotidais, se a amplitude é superior a 4 m. O estuário do Tejo é um ambiente mesotidal, dado que a amplitude média da maré varia entre cerca de 2,0 m na embocadura e 2,6 m no sector superior do estuário.

A amplitude da maré atinge valores máximos no sector superior do estuário, onde se situam os marégrafos de Alcochete, Póvoa de Santa Iria e Ponta da Erva. Lemos (1972) indica que a amplitude máxima é atingida em Alverca, a cerca de 40 km da foz, mas esta situação poderá ter sofrido alterações, em resultado da ocorrência de assoreamentos naquele sector. A amplitude da maré anula-se em Muge, cerca de 80 km a montante da foz (Oliveira, 1941; Lemos, 1972).

- *Propagação em fase* - Em primeira aproximação, a propagação da maré pode ser analisada a partir das previsões do Instituto Hidrográfico (e.g. IH, 1994). Em relação a Cascais, as alturas de maré apresentam uma diferença de fase que, em média, é de cerca de 7,5 min em Paço de Arcos e de cerca de 22,5 min em Lisboa, mas que, na realidade, varia significativamente ao longo do ciclo de maré. Entre Cascais e Lisboa, por exemplo, a diferença atinge cerca de 35 min entre preia-mares e apenas cerca de 10 min entre baixa-mares.

Esta variação reflecte-se na diferença que se observa em Lisboa entre tempos de enchente e tempos de vazante, entendidos como os períodos entre baixa-mares e preia-mares consecutivas e vice-versa. Assim, enquanto que em Cascais o tempo de enchente é superior ao tempo de vazante em cerca de 10 min, em Lisboa é já superior em cerca de 60 min. Uma consequência imediata desta diferença é o facto de as correntes de vazante serem mais fortes do que as correntes de enchente.

A ocorrência de tempos de enchente mais longos do que os tempos de vazante, como no canal de saída do estuário do Tejo, tem sido observada em canais profundos próximos de áreas intertidais (e.g. Wachapreague (Estados Unidos)). Porém, a situação inversa -

dominância de enchente - parece ser muito mais frequente (*e.g.* Nauset Inlet (Estados Unidos), Fleet (Reino Unido), Gironde (França)) (Shetye & Gouveia, 1992).

3.3.3 - Vento e pressão atmosférica

Na estação meteorológica de Lisboa (Instituto Geofísico), os ventos apresentam velocidades médias mensais superiores a 5 m s^{-1} nos rumos N, de Abril a Agosto, e SW, de Dezembro a Março, sendo o rumo N o mais frequente (Mendes *et al.*, 1991). A sobrelevação do nível do mar de origem meteorológica ("storm surge"), resultante da ocorrência de ventos fortes e de baixas pressões atmosféricas, analisada para um conjunto de 15 temporais, atingiu em Cascais e Lisboa valores máximos de 0,5 m (Gama *et al.*, 1994). A agitação marítima proveniente do largo é um fenómeno muito importante na embocadura, mas não no interior do estuário, onde a agitação se deve ao regime de ventos local.

3.4 - Produtores primários

3.4.1 - Fitoplâncton

A composição específica e a sucessão do fitoplâncton no estuário do Tejo foram analisadas por Rodrigues & Moita (1979), com base em amostras obtidas em cinco estações de colheita (Fig. 3.2) nos meses de Junho e Outubro de 1977. Oliveira *et al.* (1989) apresentaram elementos adicionais sobre o sector fluvial, com base em amostras colhidas em Valada nos meses de Julho de 1987 e Março, Agosto e Setembro de 1988.

No estuário do Tejo, foram identificadas mais de 150 espécies de fitoplâncton. As diatomáceas (classe Bacillariophyceae) foram observadas em todos os sectores, sendo a classe mais importante em termos de biomassa e de riqueza específica (96 espécies). As algas verdes (classe Chlorophyceae) foram também observadas em todo o estuário, registando densidades elevadas em diversas amostras (28 espécies). Os dinoflagelados (classe Dinophyceae) não foram observados em Valada e Vila Franca de Xira, mas, nos sectores médio e inferior, apresentaram algum significado em termos de biomassa (22 espécies) (Rodrigues & Moita, 1979). Dos restantes grupos, merecem referência as cianobactérias (classe Cyanophyceae), que, embora com uma contribuição reduzida para a biomassa total, constituíram a classe mais abundante em Valada no mês de Setembro (Oliveira *et al.*, 1989).

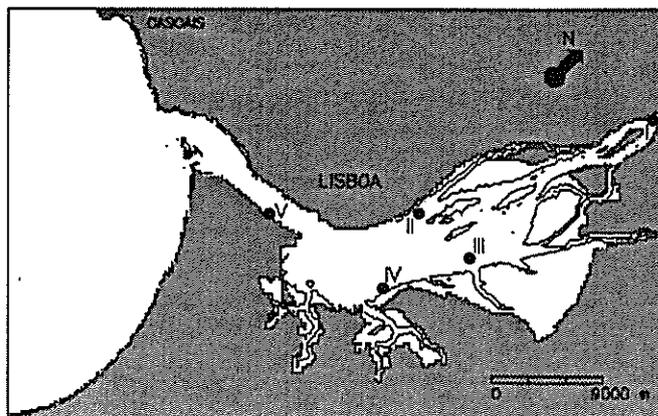


FIGURA 3.2 - Localização das estações de amostragem de fitoplâncton utilizadas por Rodrigues & Moita (1979).

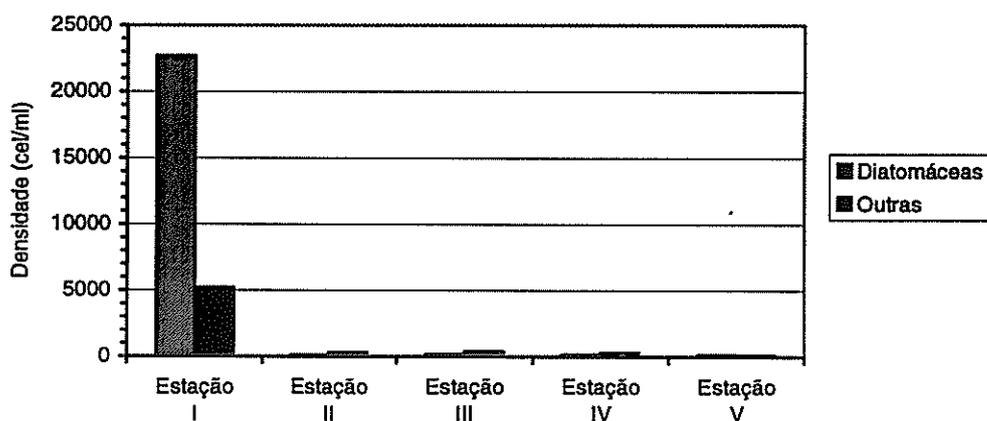


FIGURA 3.3 - Densidades médias de fitoplâncton (cel ml^{-1}) por estação em Junho de 1977. Baseado em dados de Rodrigues & Moita (1979).

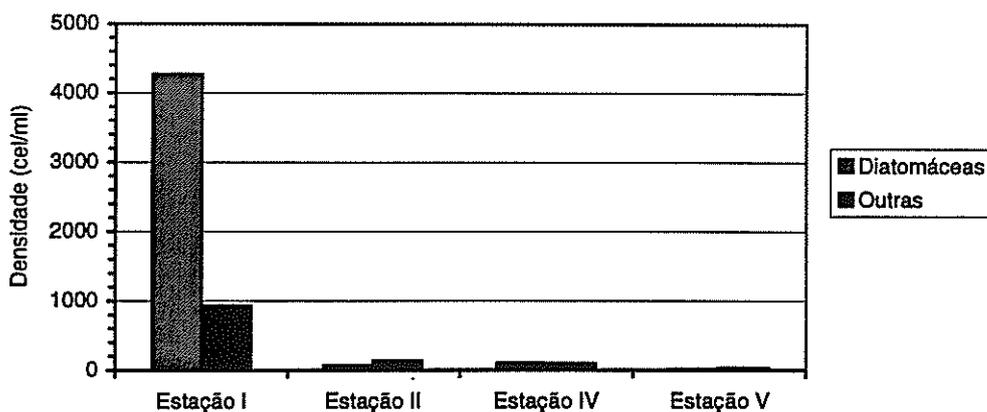


FIGURA 3.4 - Densidades médias de fitoplâncton (cel ml^{-1}) por estação em Outubro de 1977. Baseado em dados de Rodrigues & Moita (1979).

As densidades médias por estação para os meses de Junho e Outubro de 1977, calculadas com base nos valores por amostra publicados por Rodrigues & Moita (1979), encontram-se representadas, de forma sumária, nas Figuras 3.3 e 3.4. A discriminação entre diatomáceas e outras microalgas permite concluir que na estação de Vila Franca de Xira (I), que registou densidades muito superiores às dos restantes pontos de amostragem (II, III, IV e V), as diatomáceas constituíram a classe dominante em ambas as ocasiões.

As densidades mais elevadas foram obtidas em Junho, sendo atingidos pela diatomácea *Skeletonema costatum*, na estação de Vila Franca de Xira, valores superiores a 10×10^6 cel l⁻¹. Com valores superiores a 1×10^6 cel l⁻¹, foram observadas na mesma estação as diatomáceas *Stephanodiscus tenuis* e *Cyclotella meneghiniana* e algas verdes do género *Ankistrodesmus*. Em Outubro, a estação de Vila Franca de Xira voltou a registar densidades superiores às observadas nas restantes estações, mas inferiores às obtidas em Junho. As diatomáceas *Skeletonema costatum* e *Melosira granulata* atingiram valores superiores a 1×10^6 cel l⁻¹ (Rodrigues & Moita, 1979).

A produção primária estuarina deve-se à actividade fotossintética do fitoplâncton, do microfitobentos, das macroalgas e das plantas vasculares de sapal.

A contribuição do fitoplâncton para a produção primária estuarina é normalmente a mais importante, mas observam-se diferenças significativas entre estuários. Por exemplo, estima-se que a produção fitoplanctónica represente 62% da produção primária total no Ems-Dollard (Holanda) e apenas 45% no Escalda Ocidental (Holanda) (Nienhuis, 1992). No estuário do Tejo, admite-se que a produção fitoplanctónica seja muito superior à produção devida às macroalgas (Ferreira, 1989). Em geral, a importância relativa do fitoplâncton nos ecossistemas estuarinos é claramente inferior à que se verifica nos oceanos, onde se estima que represente 95% da produção primária total (Nybakken, 1993; Valiela, 1995).

3.4.2 - Microfitobentos, macroalgas e plantas de sapal

As microalgas epibênticas, ou microfitobentos, ocorrem na camada superficial do sedimento, assumindo importância comparável à do fitoplâncton em estuários que apresentam áreas intertidais relativamente extensas, como o Ems-Dollard (Jonge & Colijn, 1994). Em estuários europeus, os macrófitos são termos geralmente menos importantes no cálculo global da produção primária - a mobilidade do fundo e a turvação da água são pouco favoráveis ao desenvolvimento da maior parte das espécies de macroalgas (Nienhuis, 1992) e as plantas vasculares de sapal apenas se distribuem acima da linha de preia-mar da maré mínima (McLusky, 1989).

Relativamente à sua distribuição e composição específica no estuário do Tejo:

- *Microfitobentos* - Coloniza áreas intertidais de substrato móvel. As diatomáceas são o grupo mais abundante, distinguindo-se, em particular, os géneros *Navicula* e *Nitzschia* (Brotas *et al.*, 1994).
- *Macroalgas* - Ocupam áreas onde dispõem de substrato apropriado, com destaque para as ostreiras, num total de 16 km². As espécies dominantes são *Fucus vesiculosus*, *Ulva lactuca* e *Gracilaria verrucosa* (Ferreira, 1989).
- *Plantas de sapal* - Ocupam uma área de 13 km² (Catarino *et al.*, 1985). As espécies mais frequentes são *Spartina maritima*, *Atriplex portulacoides* e *Arthrocnemum fruticosum* (Catarino & Caçador, 1981).

Em alguns estuários, os produtores primários residentes parecem desempenhar um papel pouco importante na estrutura trófica, dado que uma parte substancial da matéria orgânica que suporta os níveis tróficos superiores é importada do exterior. Esta situação é explicável pela abundância de detritos - partículas orgânicas, a que estão associadas bactérias e outros microrganismos -, verificando-se que uma fracção significativa dos consumidores primários é constituída por espécies detritívoras (McLusky, 1989).

3.5 - Aplicação do sistema de modelos

3.5.1 - Batimetria e malhas de cálculo

O sistema de malhas de cálculo utilizado na presente aplicação consiste numa malha bidimensional (2D), abrangendo o estuário do Tejo e a região costeira adjacente, em interface com duas malhas unidimensionais (1D), cobrindo os rios Tejo e Sorraia até ao limite de propagação da maré (Fig. 3.1). Os dados de batimetria foram obtidos do levantamento topohidrográfico geral de 1964 e de levantamentos parciais mais recentes, efectuados pelo Instituto Hidrográfico.

A malha de cálculo 2D é uma malha rectangular, com cerca de 36 km x 54 km, rodada a 45° no sentido anti-horário. O passo espacial é uniforme, tendo sido adoptadas, em função dos meios de cálculo disponíveis, diferentes resoluções: fina (200 m), em simulações com a duração do ciclo maré viva-maré morta (malha com 48600 células); média (600 m), em simulações do ciclo anual (malha com 5400 células); e grosseira (1200 m), em simulações de períodos plurianuais (malha com 1350 células). A batimetria da malha 2D obtida com passo espacial de 200 m encontra-se representada na Fig. 3.5. A profundidade está referida ao zero hidrográfico (ZH); valores negativos indicam áreas situadas acima desse nível.

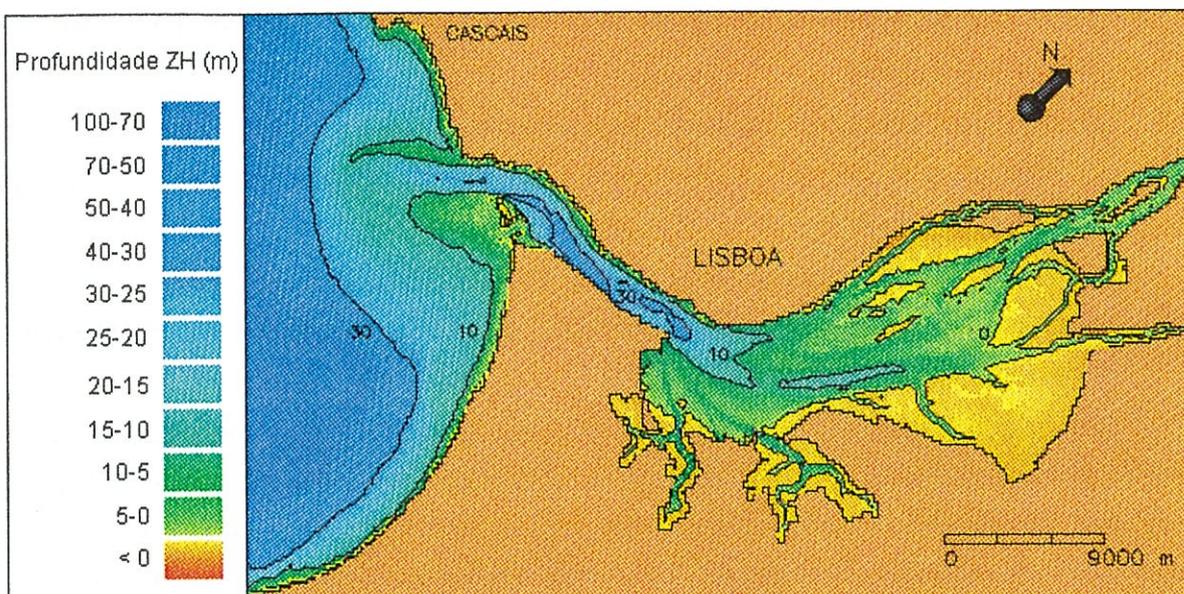


FIGURA 3.5 - Batimetria do estuário do Tejo (área abrangida pela malha de cálculo 2D).

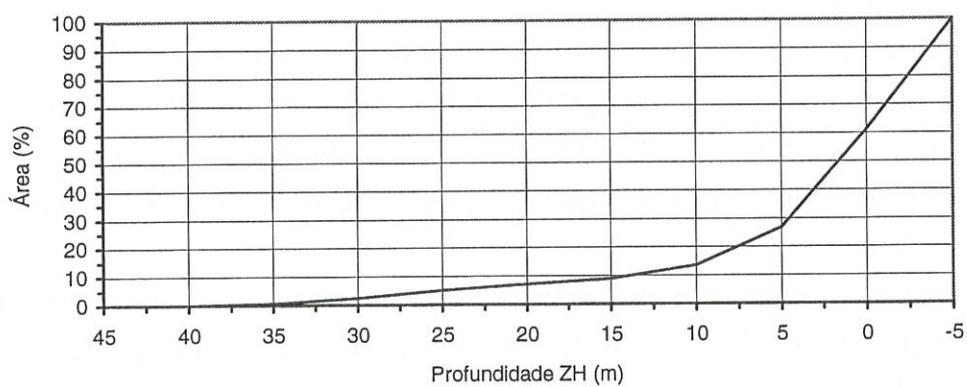


FIGURA 3.6 - Curva hipsométrica (profundidades referidas ao zero hidrográfico).

Os trechos dos rios Tejo e Sorraia onde se faz sentir a influência da maré são descritos por malhas de cálculo 1D. A malha 1D do rio Tejo tem uma extensão de 30 km, situando-se o seu limite de montante em Muge. A malha 1D do rio Sorraia tem uma extensão de 5 km, com limite em Porto Alto.

A curva hipsométrica do estuário do Tejo, entre Vila Franca de Xira e S. Julião da Barra, obtida a partir da malha 2D com passo de 200 m, encontra-se representada na Fig. 3.6. Verifica-se que a área do estuário situada acima do ZH (122 km²), que constitui uma aproximação da área intertidal máxima, é estimada em cerca de 39% da área total do estuário para a preia-mar de águas vivas (315 km²). Estes valores estão próximos dos que foram propostos por Oliveira (1941), Bettencourt *et al.* (1980) e Ferreira (1989).

3.5.2 - Estações de controlo

Os resultados do presente trabalho são verificados em estações maregráficas (níveis) e em estações das campanhas de dinâmica de sedimentos e de qualidade da água realizadas no âmbito do "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo" (restantes parâmetros).

As *campanhas de dinâmica de sedimentos*, realizadas em 1981, reuniram observações respeitantes a correntes, salinidade, temperatura e sedimentos em suspensão, sob a forma de séries temporais de curta duração (Castanheiro & Crespo, 1983). Foram feitas 6 campanhas, cada uma abrangendo 4 estações de amostragem. Em cada campanha, foram efectuadas observações em 10 instantes de tempo, separados por intervalos de cerca de 90 min, de forma a incluir um ciclo de maré completo. Consideraram-se, na vertical, entre 2 e 10 níveis de amostragem, distribuídos entre a superfície e o fundo. O estudo compreendeu 11 estações de amostragem diferentes (Fig. 3.7) (Castanheiro & Crespo, 1983).

Para o presente estudo, calcularam-se, a partir dos valores observados a vários níveis de amostragem, os correspondentes valores médios na coluna de água. Obtiveram-se, assim, para cada parâmetro, 24 séries temporais, cada uma constituída por 10 valores e abrangendo um período de duração inferior a 24 horas.

As *campanhas de qualidade da água*, que se realizaram entre 1980 e 1983, permitiram reunir observações relativas a parâmetros como a salinidade, a temperatura, a clorofila-*a*, os principais nutrientes e o oxigénio dissolvido (Martins & Duffner, 1982; Martins *et al.*, 1983a, 1983b; Silva *et al.*, 1986a). As campanhas foram realizadas com uma periodicidade mensal. Inicialmente, estiveram envolvidas 18 a 20 estações de amostragem (Martins & Duffner, 1982; Martins *et al.*, 1983a, 1983b), mas apenas 6 estações fizeram parte das campanhas do segundo semestre de 1982 e de 1983 (Silva *et al.*, 1986a). Em cada estação, a amostragem foi

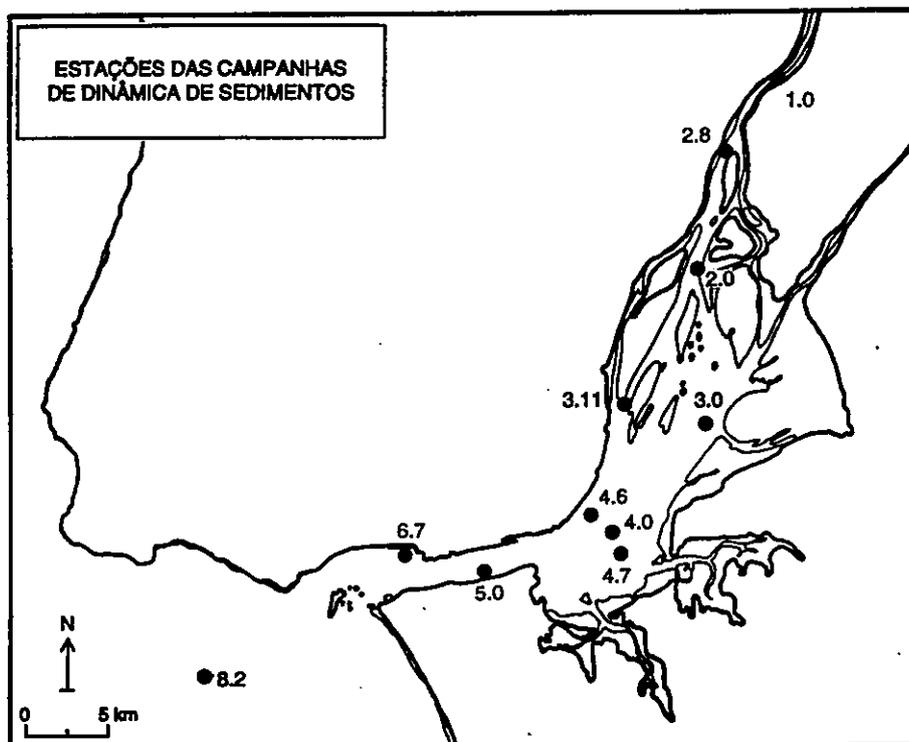


FIGURA 3.7 - Localização das estações das campanhas de dinâmica de sedimentos (Castanheiro & Crespo, 1983).

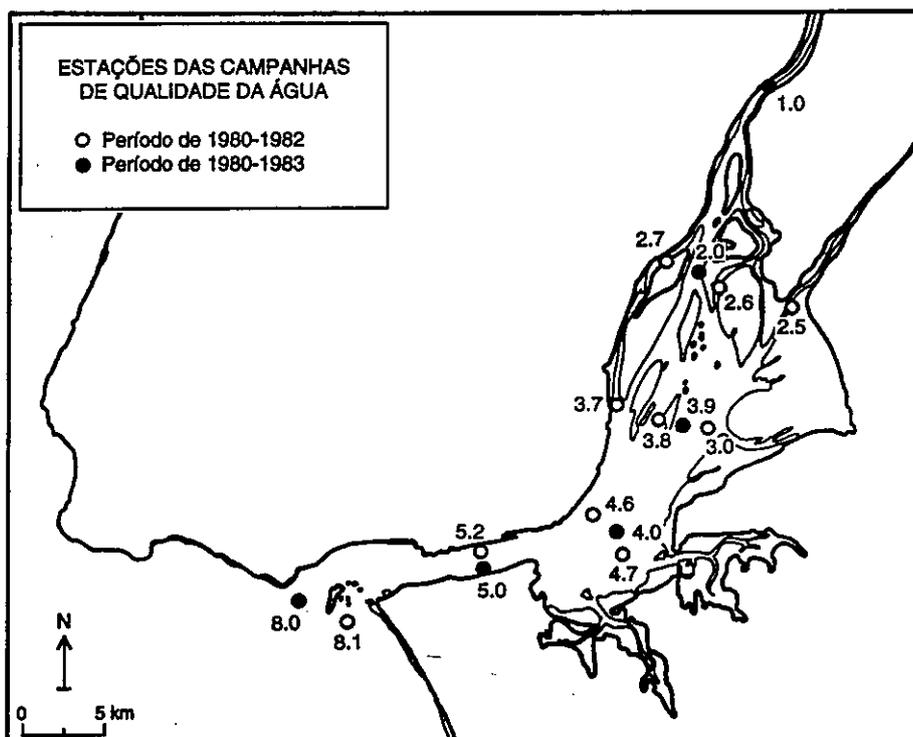


FIGURA 3.8 - Localização das estações das campanhas de qualidade da água (Martins & Duffner, 1982; Martins *et al.*, 1983a, 1983b; Silva *et al.*, 1986a).

executada, normalmente, à superfície, a meia profundidade e junto ao fundo, em preia-mar e em baixa-mar (Martins & Duffner, 1982; Martins *et al.*, 1983a, 1983b), ou apenas à superfície e junto ao fundo, em preia-mar (Silva *et al.*, 1986a).

Para este estudo, foram calculados valores médios mensais das observações, entre Janeiro de 1980 e Dezembro de 1983, nas 6 estações de amostragem controladas por Silva *et al.* (1986a), as únicas incluídas em todas as campanhas (Fig. 3.8). Obtiveram-se, assim, para cada parâmetro, 6 sequências de valores mensais, com uma duração de 4 anos, ao longo do eixo longitudinal do estuário.

Embora, no tocante aos procedimentos de verificação, se reconheça a utilidade de quantificar as diferenças entre as séries de valores observados e de valores calculados, não existe consenso quanto às estatísticas a utilizar (Leggett & Williams, 1981; Thomann, 1982; Reckhow *et al.*, 1990). Neste trabalho, a concordância entre observações e resultados de simulações é analisada com base na determinação do *erro médio*:

$$e_m = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - C_i) \quad (3.2)$$

do *erro quadrático médio*:

$$e_{qm} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - C_i)^2} \quad (3.3)$$

e, no caso dos níveis de maré, do *coeficiente de correlação*:

$$r = \frac{n \sum_{i=1}^n O_i C_i - \sum_{i=1}^n O_i \sum_{i=1}^n C_i}{\sqrt{\left[n \sum_{i=1}^n O_i^2 - \left(\sum_{i=1}^n O_i \right)^2 \right] \left[n \sum_{i=1}^n C_i^2 - \left(\sum_{i=1}^n C_i \right)^2 \right]}} \quad (3.4)$$

em que O_i = valor observado e C_i = valor calculado no i -ésimo de n instantes, numa determinada estação de controlo.



4 - MODELAÇÃO DO REGIME HIDRODINÂMICO

4.1 - Introdução

Os processos de circulação e de transporte desempenham um papel muito importante nos problemas de qualidade da água. No estuário do Tejo, o regime hidrodinâmico é dominado pela propagação da maré oceânica, sendo os efeitos do caudal e do vento relativamente limitados. A simulação do escoamento de maré pode ser efectuada por um modelo hidrodinâmico bidimensional, integrado na vertical, dado que o gradiente vertical das velocidades é geralmente pouco significativo, sendo esta abordagem menos exigente em meios de cálculo do que uma abordagem tridimensional.

A aplicação de modelos hidrodinâmicos bidimensionais ao estuário do Tejo foi iniciada por Rodrigues (1980), que, no âmbito do "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo", utilizou o modelo de diferenças finitas de Leendertse (1967). Posteriormente, registaram-se outras aplicações de modelos de diferenças finitas (Ambar & Backhaus *in* Costa, 1989; Mahnke, 1992; Portela *et al.*, 1992b) e de elementos finitos (Figueira, 1981; Vieira, 1988; Fortunato *et al.*, 1996). Diversos trabalhos em curso devem-se também a J.C. Leitão (com. pess.) e a M. Teles (com. pess.).

O objectivo deste capítulo é o estudo do regime hidrodinâmico no estuário do Tejo, e das suas implicações na qualidade da água, com base na aplicação de uma versão actualizada do modelo de diferenças finitas desenvolvido por Neves (1985), que serve de plataforma ao sistema proposto. Em primeiro lugar, os resultados do modelo são comparados com dados de elevações e de correntes, provenientes em parte do "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo". Seguidamente, analisam-se com algum pormenor os processos de circulação e de transporte, nomeadamente certos aspectos não abordados em estudos anteriores (*e.g.* caudais e prismas de maré) (Portela *et al.*, 1992b; Portela & Neves, 1992).

4.2 - Elementos sobre a área de estudo

Com base nas cartas publicadas pelo Instituto Hidrográfico (Quadro 4.1), verifica-se um crescimento dos valores médios da amplitude da maré em água-vivas e em águas-mortas do oceano para o interior do estuário: 2,6 m e 1,2 m em Cascais; 2,8 m e 1,3 m em Paço de Arcos; 3,2 m e 1,5 m em Lisboa; e 3,5 m e 1,7 m em Alcochete. Da zona dos mouchões para montante, a tendência é para um decréscimo da amplitude da maré: 3,4 m e 1,6 m na

QUADRO 4.1. Nível médio do mar e alturas médias e extremas da maré em preia-mar e baixa-mar no estuário do Tejo. Adaptado de cartografia do Instituto Hidrográfico.

Local	Alturas referidas ao zero hidrográfico (m)						
	Preia-mar			Nível médio	Baixa-mar		
	Máxima	Maré viva	Maré morta		Maré morta	Maré viva	Mínima
Cascais	3,9	3,4	2,7	2,1	1,5	0,8	0,3
Paço de Arcos	3,9	3,5	2,7	2,1	1,4	0,7	0,2
Pedrouços	4,1	3,7	2,9	2,2	1,5	0,8	0,3
Lisboa	4,3	3,8	3,0	2,2	1,5	0,6	0,1
Alfeite	4,3	3,8	3,0	2,2	1,5	0,6	0,1
Montijo	4,4	3,8	3,0	2,2	1,4	0,6	0,0
Cabo Ruivo	4,5	3,9	3,1	2,3	1,5	0,6	0,1
Alcochete	4,5	4,0	3,1	2,3	1,4	0,5	0,0
Póvoa	4,5	4,0	3,1	2,3	1,5	0,6	0,1
Vila Franca	4,5	4,0	3,3	2,5	1,6	0,9	0,4

Póvoa de Santa Iria; e 3,1 m e 1,7 m em Vila Franca de Xira.

Em maré viva, no estuário médio, observam-se velocidades máximas da corrente da ordem de $1,0 \text{ m s}^{-1}$ durante a enchente e de $1,2 \text{ m s}^{-1}$ durante a vazante ao longo das principais calas (*e.g.* Cala de Samora) e valores inferiores nas áreas menos profundas. No canal de saída e na embocadura, observam-se velocidades máximas da ordem de $1,3 \text{ m s}^{-1}$ durante a enchente e de $1,7 \text{ m s}^{-1}$ durante a vazante (Alves, 1983). Em maré morta, a intensidade da corrente diminui significativamente.

A direcção das correntes é definida pela morfologia do estuário e pela topografia do fundo. À superfície, a intensidade e a direcção das correntes são frequentemente influenciadas pela acção do vento. A influência do caudal do rio apenas se faz sentir nas proximidades do sector fluvial. A montante de Cacilhas, devido ao alargamento brusco da secção transversal, forma-se um vórtice no final da enchente que ocupa parte do Mar da Palha. Numa área restrita, a montante de Cacilhas, é também frequente observar-se uma ondulação característica ("bailadeiras") (IH, 1990).

Na embocadura, durante a vazante, o escoamento apresenta elevadas velocidades no canal da Barra Grande, tendendo a formar-se dois vórtices laterais. Durante a enchente, o

escoamento apresenta uma maior uniformidade em toda a secção da embocadura e menores velocidades. Estas características estão de acordo com o modelo de jacto de maré proposto por Stommel & Farmer (1952). Verifica-se um desfasamento das correntes de maré entre a Barra Grande e a zona da Golada. O vórtice lateral que se forma em Oeiras está na origem das contracorrentes ("reversas") observadas junto à margem norte (IH, 1990).

De forma geral, a meio da enchente e da vazante, a direcção da velocidade mantém-se constante na vertical, enquanto que o módulo da velocidade diminui da superfície para o fundo; na vizinhança das estofas, observa-se uma maior variabilidade. Em frente a Lisboa, por efeito da maior curvatura do estuário, verifica-se uma tendência para a velocidade junto ao fundo estar orientada para o interior da curva.

4.3 - Modelo hidrodinâmico

4.3.1 - Equações de águas pouco profundas

O modelo hidrodinâmico, desenvolvido por Neves (1985), é um modelo bidimensional (2D), integrado na vertical. As equações do modelo são as equações de águas pouco profundas, exprimindo princípios de conservação da massa e de conservação da quantidade de movimento. Estas equações são resolvidas por diferenças finitas, com base num esquema semi-implícito ADI. O processo de cobertura-descobertura de áreas intertidais encontra-se previsto. O modelo 2D permite a ligação a modelos unidimensionais (1D), o que é conveniente, nomeadamente quando se pretende impor condições de fronteira a montante do limite de propagação da maré.

As equações do modelo bidimensional, designadas por equações de águas pouco profundas, representam a conservação da massa e a conservação da quantidade de movimento nas direcções x e y :

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial(Hu)}{\partial x} + \frac{\partial(Hv)}{\partial y} = 0 \quad (4.1)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial(Hu)}{\partial t} + \frac{\partial(Hu^2)}{\partial x} + \frac{\partial(Huv)}{\partial y} - Hfv = \\ -gH \frac{\partial \zeta}{\partial x} - \frac{\tau_x}{\rho} + H\varepsilon \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right) \end{aligned} \quad (4.2)$$

$$\frac{\partial(Hv)}{\partial t} + \frac{\partial(Huv)}{\partial x} + \frac{\partial(Hv^2)}{\partial y} + Hfu = -gH \frac{\partial \zeta}{\partial y} - \frac{\tau_y}{\rho} + H\varepsilon \left(\frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right) \quad (4.3)$$

em que t = tempo (s), x, y = coordenadas cartesianas no plano horizontal (m), ζ = elevação da superfície livre acima do nível de referência (m), H = altura de água total (m), u, v = componentes da velocidade média na vertical segundo as direcções x e y (m s^{-1}), f = parâmetro de Coriolis (s^{-1}), g = aceleração devida à gravidade (m s^{-2}), τ_x, τ_y = componentes da tensão de corte no fundo segundo as direcções x e y (Pa), ρ = massa volúmica da água (kg m^{-3}) e ε = coeficiente de viscosidade turbulenta ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$). A altura de água total é dada por:

$$H = h + \zeta \quad (4.4)$$

em que h = profundidade em relação ao nível de referência (m). O parâmetro de Coriolis, considerado constante nesta aplicação, é dado por:

$$f = 2\Omega \sin \phi \quad (4.5)$$

em que $\Omega = 7,292 \times 10^{-5} \text{ rad s}^{-1}$ é a velocidade angular de rotação da Terra e ϕ = latitude.

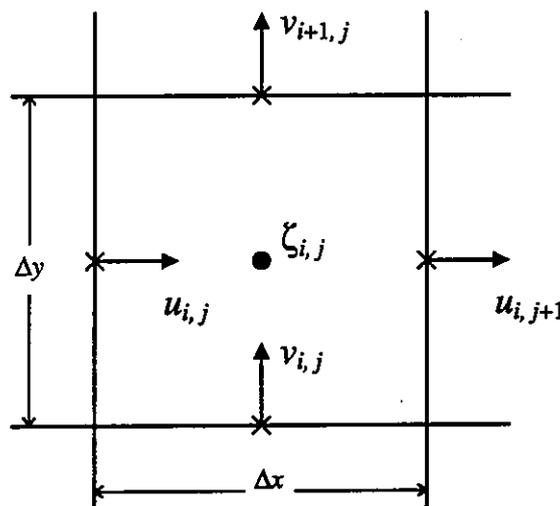


FIGURA 4.1 - Localização das variáveis u, v e ζ na malha computacional.

As tensões de corte no fundo são dadas por:

$$\tau_x = \rho c_f u \sqrt{u^2 + v^2} \quad (4.6)$$

$$\tau_y = \rho c_f v \sqrt{u^2 + v^2} \quad (4.7)$$

em que c_f = coeficiente de atrito no fundo, adimensional, que pode ser calculado por:

$$c_f = \frac{gn^2}{H^{1/3}} \quad (4.8)$$

em que n = coeficiente de rugosidade de Manning ($s \text{ m}^{-1/3}$). Para um coeficiente de Manning constante, o coeficiente de atrito aumenta com a diminuição da profundidade.

Os termos das equações (4.2) e (4.3) referem-se a: aceleração local; aceleração advectiva; aceleração de Coriolis; gradiente de pressão devido à elevação da superfície livre; tensão de corte no fundo; e difusão turbulenta de quantidade de movimento. Outros termos, devidos à acção local da pressão atmosférica e do vento, apenas são importantes quando os efeitos meteorológicos influenciam significativamente a hidrodinâmica (*e.g.* fenómenos de "storm surge"), não tendo sido considerados neste estudo.

4.3.2 - Resolução numérica

As equações diferenciais de conservação da massa e de conservação da quantidade de movimento são resolvidas pelo método das diferenças finitas (MDF) em malhas descentradas ("staggered"). No caso bidimensional (2D), a elevação da superfície livre (ζ) é calculada no centro de cada célula e as componentes (u , v) da velocidade são calculadas sobre as paredes verticais e horizontais, respectivamente (Fig. 4.1). A profundidade relativa ao nível de referência (h) é especificada no ponto de cálculo da elevação, ou seja, no centro de cada célula.

Em termos de discretização temporal, o modelo 2D utiliza um esquema semi-implícito, do tipo ADI (Neves, 1985). O método ADI ("alternating-direction implicit"), desenvolvido por Peaceman & Rachford (1955), baseia-se na decomposição do passo de tempo Δt em duas partes. No primeiro semi-passo de tempo (instante n a $n+1/2$), as equações são resolvidas implicitamente (em $n+1/2$) numa direcção (*e.g.* direcção x) e explicitamente (em n) noutra (*e.g.* direcção y). No segundo semi-passo de tempo (instante $n+1/2$ a $n+1$), as equações

são resolvidas de forma inversa, isto é, explicitamente na primeira direcção (em $n+1/2$ na direcção x) e implicitamente na segunda (em $n+1$ na direcção y). Em cada semi-passo de tempo, é necessário realizar a inversão de uma matriz tridiagonal.

De acordo com o esquema proposto por Neves (1985), temos:

- No primeiro semi-passo de tempo:

$$\frac{\xi^{n+1/2} - \xi^n}{\Delta t/2} + \left. \frac{\partial Hu}{\partial x} \right|^{n+1/2} + \left. \frac{\partial Hv}{\partial y} \right|^n = 0 \quad (4.9)$$

$$\begin{aligned} & \frac{Hu^{n+1/2} - Hu^n}{\Delta t/2} + \left. \frac{\partial Hu^2}{\partial x} \right|^{n+1/2} + \left. \frac{\partial Huv}{\partial y} \right|^n - Hfv^{n+1/2} = \\ & -gH \left. \frac{\partial \xi}{\partial x} \right|^{n+1/2} - \left. \frac{\tau_x}{\rho} \right|^{n+1/2} + H\varepsilon \left. \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} \right|^{n+1/2} + H\varepsilon \left. \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right|^n \end{aligned} \quad (4.10)$$

$$\begin{aligned} & \frac{Hv^{n+1/2} - Hv^n}{\Delta t/2} + \left. \frac{\partial Huv}{\partial x} \right|^n + \left. \frac{\partial Hv^2}{\partial y} \right|^n + Hfu^n = \\ & -gH \left. \frac{\partial \xi}{\partial y} \right|^n - \left. \frac{\tau_y}{\rho} \right|^{n+1/2} + H\varepsilon \left. \frac{\partial^2 v}{\partial x^2} \right|^n + H\varepsilon \left. \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right|^n \end{aligned} \quad (4.11)$$

- No segundo semi-passo de tempo:

$$\frac{\xi^{n+1} - \xi^{n+1/2}}{\Delta t/2} + \left. \frac{\partial Hu}{\partial x} \right|^{n+1/2} + \left. \frac{\partial Hv}{\partial y} \right|^{n+1} = 0 \quad (4.12)$$

$$\begin{aligned} & \frac{Hu^{n+1} - Hu^{n+1/2}}{\Delta t/2} + \left. \frac{\partial Hu^2}{\partial x} \right|^{n+1/2} + \left. \frac{\partial Huv}{\partial y} \right|^{n+1/2} - Hfv^{n+1/2} = \\ & -gH \left. \frac{\partial \xi}{\partial x} \right|^{n+1/2} - \left. \frac{\tau_x}{\rho} \right|^{n+1} + H\varepsilon \left. \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} \right|^{n+1/2} + H\varepsilon \left. \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right|^{n+1/2} \end{aligned} \quad (4.13)$$

$$\begin{aligned} & \frac{Hv^{n+1} - Hv^{n+1/2}}{\Delta t/2} + \left. \frac{\partial Huv}{\partial x} \right|^{n+1/2} + \left. \frac{\partial Hv^2}{\partial y} \right|^{n+1} + Hfu^{n+1} = \\ & -gH \left. \frac{\partial \xi}{\partial y} \right|^{n+1} - \left. \frac{\tau_y}{\rho} \right|^{n+1} + H\varepsilon \left. \frac{\partial^2 v}{\partial x^2} \right|^{n+1/2} + H\varepsilon \left. \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right|^{n+1} \end{aligned} \quad (4.14)$$

Como se pode verificar, o esquema proposto por Neves (1985) apresenta algumas diferenças em relação à discretização ADI típica: os termos de advecção são calculados de forma explícita nas equações (4.11) e (4.13); os termos de atrito no fundo são sempre calculados de forma implícita; os termos de difusão são calculados de forma explícita nas equações (4.11) e (4.13). Em cada semi-passo de tempo, é realizada a inversão de uma matriz tridiagonal por um método de duplo varrimento, designado por algoritmo de Thomas (Neves, 1985). Sobre a discretização espacial, consulte-se Neves (1985).

O modelo permite simular o processo de cobertura-descobertura das áreas intertidais, incluindo ou excluindo células do domínio de cálculo em função da altura de água total. Esta característica, indispensável a uma representação realista do escoamento de maré em estuários com áreas intertidais extensas, pode ter consequências importantes do ponto de vista numérico (Stelling *et al.*, 1986).

Com efeito, foram propostos critérios para a inclusão ou exclusão de células do domínio que divergem, por exemplo, quanto ao ponto ou pontos de cálculo da altura de água em cada célula e quanto à forma como a situação de cada célula é condicionada pela situação das células vizinhas. Stelling *et al.* (1986) demonstraram que o conjunto de critérios imposto pode influenciar significativamente a qualidade dos resultados.

Os critérios adoptados no presente modelo, baseados na imposição de um valor mínimo da altura de água total relativamente reduzido (0,04 m), foram descritos por Neves (1985, 1988). Na discretização temporal do termo do atrito de fundo é utilizado um esquema implícito. O modelo resolve 6 equações de diferenças finitas em cada passo de tempo, sendo portanto menos sensível às perturbações introduzidas pelas fronteiras móveis do que outros modelos que resolvem um número de equações inferior (Neves, 1985).

4.4 - Resultados

4.4.1 - Aplicação do modelo

A aplicação do modelo hidrodinâmico ao estuário do Tejo e região costeira adjacente foi realizada numa malha uniforme 2D, ligada a duas malhas complementares 1D, cobrindo os trechos sujeitos à influência da maré dos rios Tejo e Sorraia. Consideraram-se as seguintes condições de cálculo:

- Passo espacial de 200 m, elevação na fronteira oceânica produzida por uma síntese de 14 constituintes de maré (M_2 , S_2 , N_2 , K_2 , MS_4 , M_4 , L_2 , μ_2 , ν_2 , O_1 , K_1 , P_1 , T_2 , $2N_2$)

QUADRO 4.2. Constituintes de maré em Cascais, adoptadas na fronteira oceânica do modelo hidrodinâmico do estuário do Tejo. Valores de semi-amplitudes e fases (confidenciais) baseados em análise harmónica do Instituto Hidrográfico.

Constituinte	Velocidade angular ($^{\circ}$ h $^{-1}$)	Cascais	
		Semi-amplitude (m)	Fase ($^{\circ}$)
M ₂	28,98410	*	*
S ₂	30,00000	*	*
N ₂	28,43973	*	*
K ₂	30,08214	*	*
MS ₄	58,98410	*	*
M ₄	57,96821	*	*
L ₂	29,53000	*	*
μ_2	27,96820	*	*
v ₂	28,51258	*	*
O ₁	13,94304	*	*
K ₁	15,04107	*	*
P ₁	14,95890	*	*
T ₂	29,95890	*	*
2N ₂	27,89540	*	*

(Quadro 4.2) e período de simulação de 15 dias, com início em 16 de Agosto de 1993, na verificação dos níveis de maré;

- Passo espacial de 600 m, elevação na fronteira oceânica produzida pelas mesmas 14 constituintes de maré e período de simulação de 12 meses, com início em 1 de Janeiro de 1981, na verificação das correntes de maré utilizando dados do "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo" (Castanheiro & Crespo, 1983).

Refira-se que no cálculo da elevação e da circulação residuais e dos caudais e prismas de maré, efectuado com um passo espacial de 200 m, se considerou mais adequado simular apenas o escoamento de maré médio, correspondente à imposição na fronteira oceânica da constituinte semidiurna principal (M₂) em Cascais. Como condição de fronteira fluvial, impuseram-se, no rio Tejo, caudais médios mensais medidos na estação hidrométrica de

QUADRO 4.3. Caudais médios mensais no rio Tejo. Dados de DGRAH (1986).

Mês	$Q_f^{Tejo} \text{ (m}^3 \text{ s}^{-1}\text{)}$			
	1980	1981	1982	1983
Janeiro	317,7	132,8	861,5	155,3
Fevereiro	270,8	48,4	368,0	179,9
Março	278,0	49,9	201,4	82,6
Abril	285,8	87,2	102,5	69,1
Maiο	183,4	60,4	91,4	267,1
Junho	130,6	53,0	103,8	130,2
Julho	186,4	28,1	71,8	70,6
Agosto	187,0	43,1	57,5	83,9
Setembro	162,2	79,5	72,1	100,2
Outubro	119,0	149,2	53,8	53,5
Novembro	178,4	110,9	270,3	779,0
Dezembro	264,4	383,3	163,9	873,3

Ómnias-Santarém, publicados por DGRAH (1986) (Quadro 4.3), e, no rio Sorraia, caudais médios mensais iguais a 8,5% dos valores medidos no rio Tejo. Para o termo de Coriolis, adoptou-se a latitude $\phi = 38,75^\circ$, de que resulta $f = 9,129 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$. Como coeficiente de Manning, utilizou-se $n = 0,020 \text{ s m}^{-1/3}$ com o passo espacial de 200 m; nos domínios 1D, foi adoptado um valor superior, $n = 0,050 \text{ s m}^{-1/3}$. Como coeficiente de viscosidade turbulenta, utilizou-se $\varepsilon = 5 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$.

4.4.2 - Alturas de maré e circulação de maré

O estudo de características estritamente hidrodinâmicas, como a circulação residual ou o cálculo de caudais de maré, deve ser efectuado com uma resolução espacial elevada. Com o objectivo de verificar as simulações realizadas com um passo espacial de 200 m, os valores de alturas de maré calculados pelo modelo foram comparados com os correspondentes valores obtidos por síntese harmónica nas 14 estações maregráficas existentes no estuário do Tejo e na faixa costeira adjacente. Apresentam-se os resultados obtidos nos marégrafos de Cascais,

Lisboa e Vila Franca de Xira, no período de 19 a 26 de Agosto de 1993, cobrindo parte de um ciclo maré viva-maré morta (Figs. 4.2, 4.3 e 4.4).

A concordância entre valores "observados", obtidos por síntese harmónica, e valores calculados tende a diminuir com o afastamento em relação à fronteira oceânica (Quadro 4.4), podendo todavia ser considerada, para o conjunto das estações, muito satisfatória, quer em maré viva, quer em maré morta. É, no entanto, de admitir que, mediante uma calibração pormenorizada do coeficiente de atrito no fundo e a introdução de correcções pontuais na batimetria - a realizar na sequência da presente aplicação -, esta concordância possa ser ainda significativamente melhorada.

Apresentam-se os resultados da circulação média no estuário do Tejo devida à constituinte M_2 , obtidos com um passo espacial de 200 m, em situação de preia-mar, maré vazante, baixa-mar e maré enchente (Figs. 4.5, 4.6, 4.7 e 4.8). Estes resultados estão de acordo com os elementos hidrográficos disponíveis, indicando, por exemplo, o vórtice que se forma no final da enchente a montante de Cacilhas, os dois vórtices laterais que se formam durante a vazante na região da embocadura e um desfasamento no início da enchente entre a Barra Grande e a zona da Golada.

4.4.3 - Séries temporais com 24 horas de duração

Os valores médios na vertical das observações de correntes (módulo e direcção) efectuadas por Castanheiro & Crespo (1983) foram comparados com o regime hidrodinâmico obtido com um passo espacial de 600 m, também utilizado na simulação de outros parâmetros de qualidade da água. Apresentam-se, como exemplo, os resultados obtidos para a estação 3.0 em 8 de Setembro de 1981, para a estação 4.0 em 7 de Outubro de 1981 e para a estação 4.0 em 26 de Novembro de 1981, relativos ao módulo da velocidade (Figs. 4.9, 4.10 e 4.11) e à direcção da velocidade (Figs. 4.12, 4.13 e 4.14).

Verifica-se, nos exemplos referidos, uma concordância muito satisfatória entre valores observados e valores calculados (Quadros 4.5 e 4.6). Em alguns outros casos, foi obtida uma concordância menos boa, que se poderá dever, em parte, ao facto de a resolução batimétrica não ser muito elevada. Um outro factor, possivelmente mais importante, é a acção do vento e da agitação marítima sobre as observações, sobretudo na zona da embocadura, sendo de notar que os dados de Castanheiro & Crespo (1983) apresentam uma certa variabilidade na vertical, em particular na proximidade das estofas.

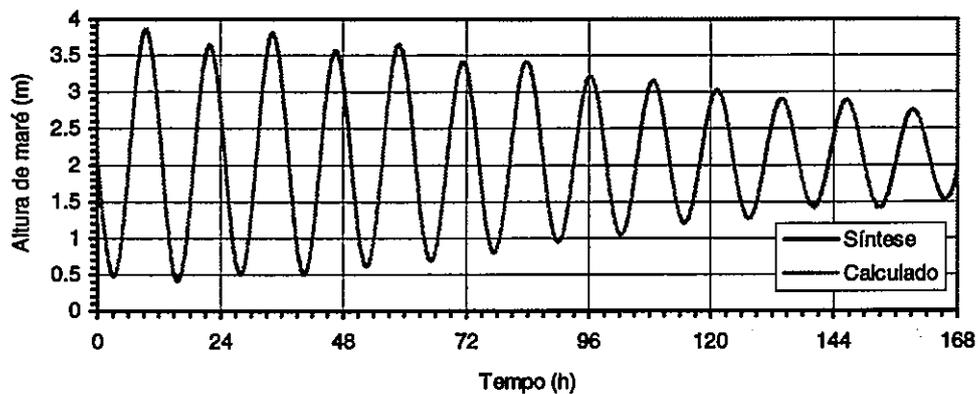


FIGURA 4.2 - Comparação entre valores “observados” (síntese harmónica) e valores calculados da altura de maré (m), das 6:00 horas de 19 de Agosto de 1993 às 6:00 horas de 26 de Agosto de 1993. Cascais.

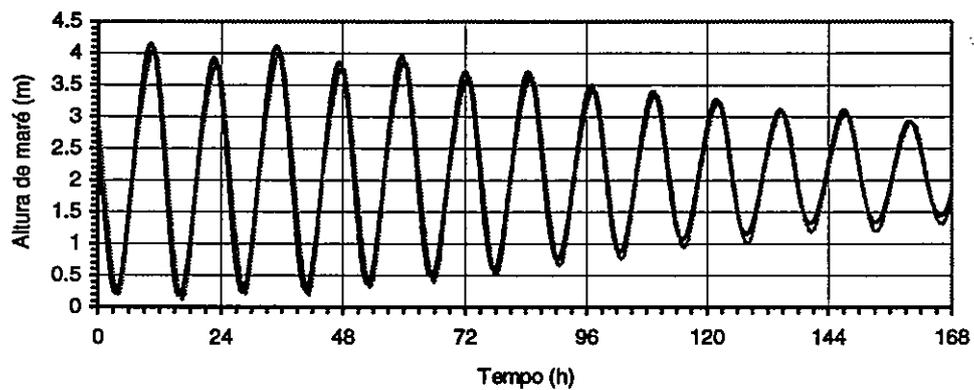


FIGURA 4.3 - Idem. Lisboa.

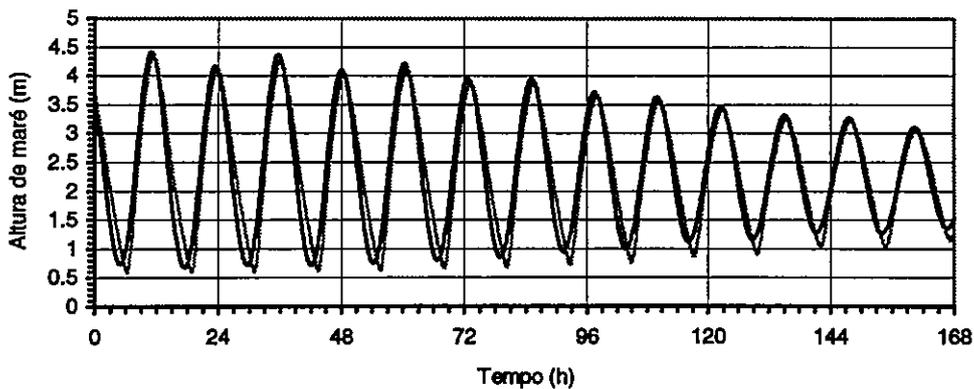


FIGURA 4.4 - Idem. Vila Franca de Xira.

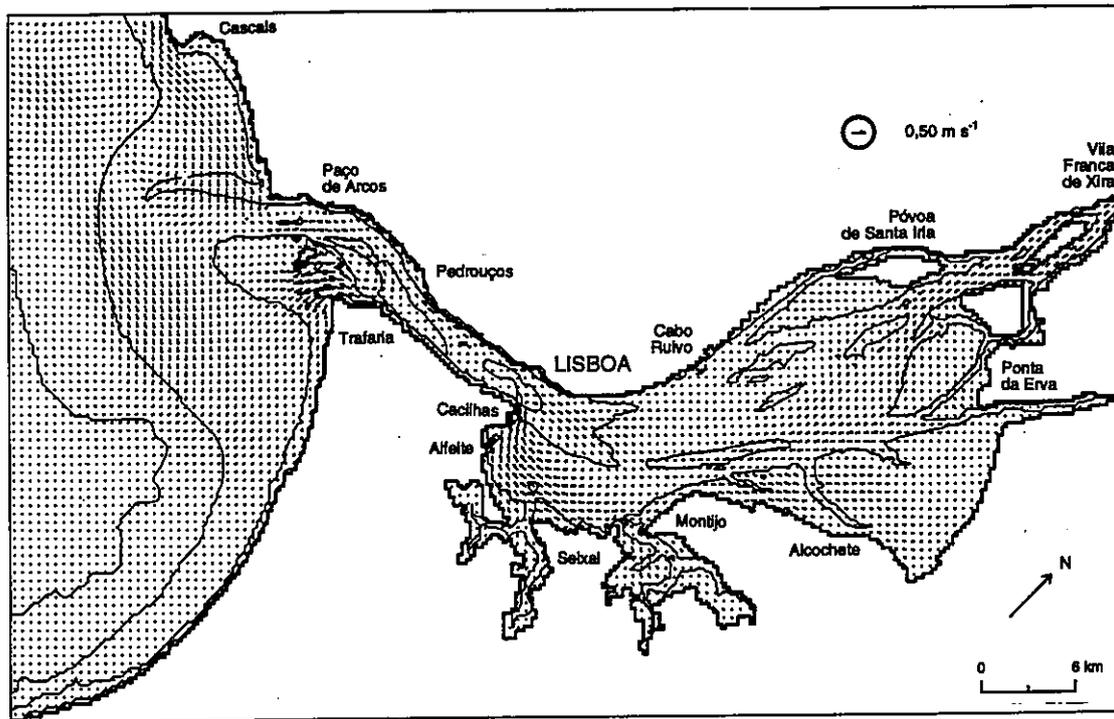


FIGURA 4.5 - Campo de velocidades no estuário do Tejo, produzido pela constituinte M_2 . Instante de simulação: 1 hora após a preia-mar em Cascais.

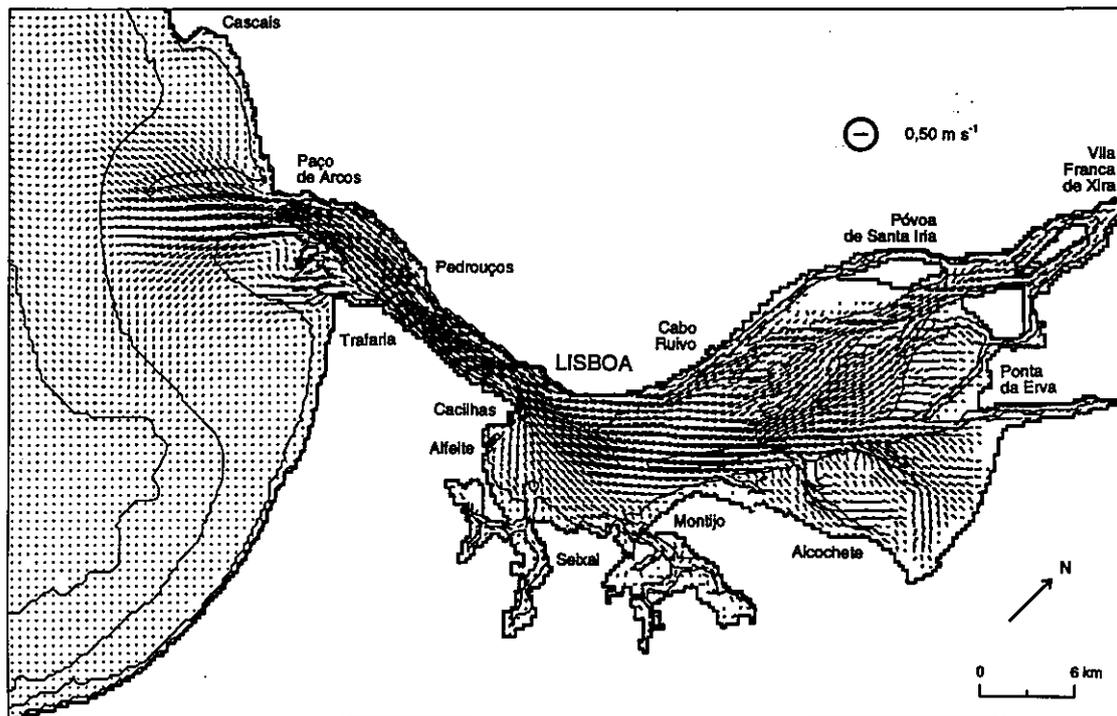


FIGURA 4.6 - Idem. Instante de simulação: 4 horas após a preia-mar em Cascais.

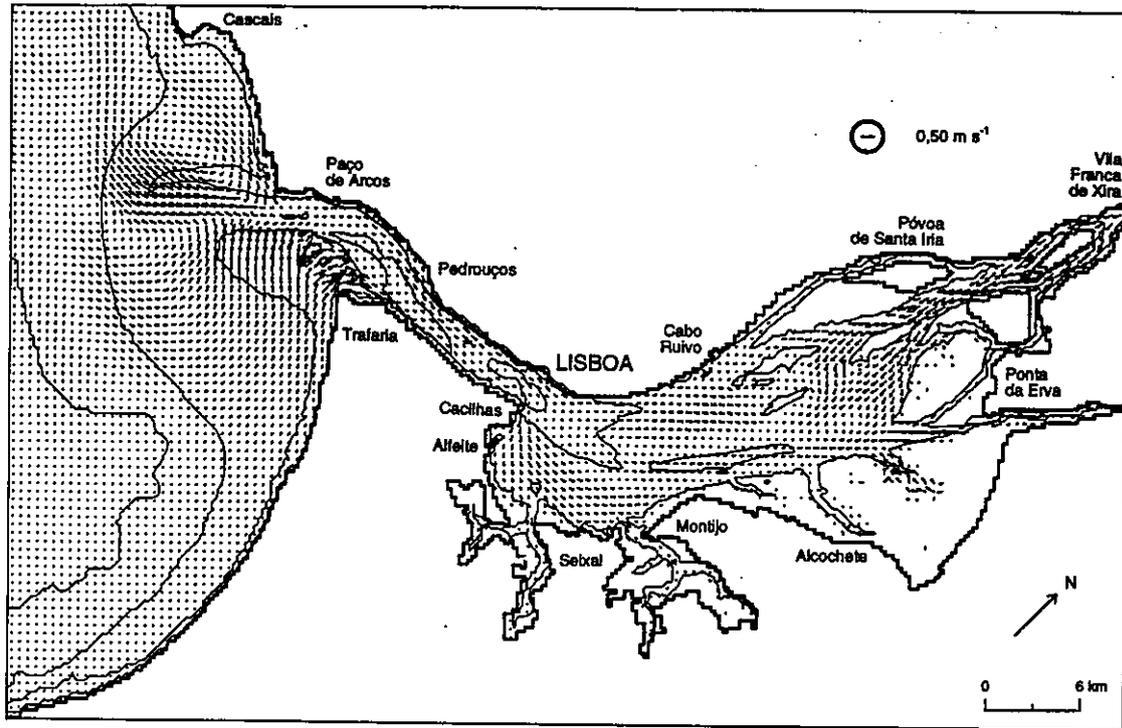


FIGURA 4.7 - Idem. Instante de simulação: 7 horas após a preia-mar em Cascais.

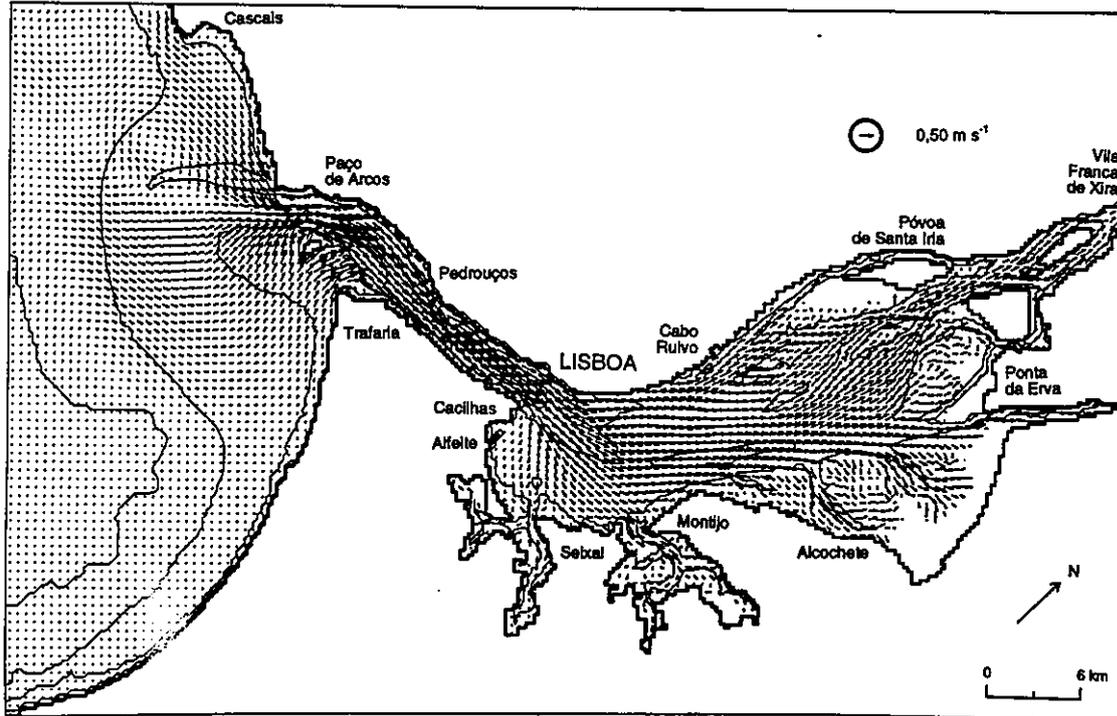


FIGURA 4.8 - Idem. Instante de simulação: 10 horas após a preia-mar em Cascais.

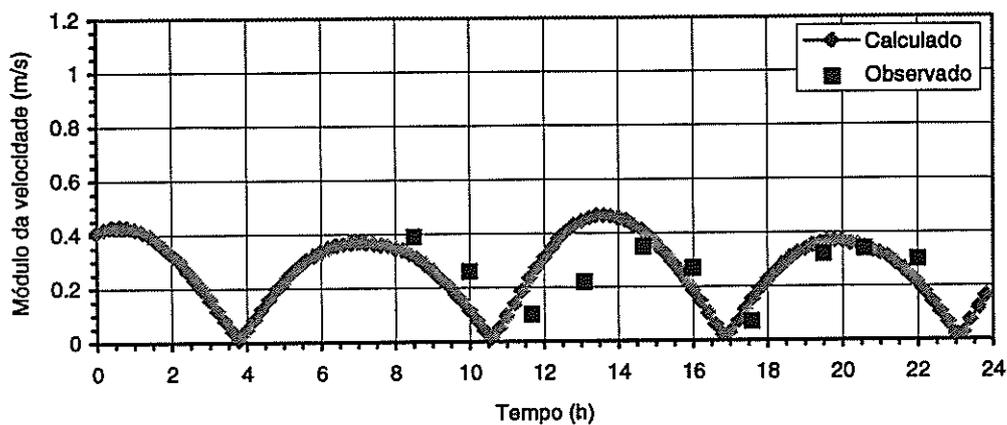


FIGURA 4.9 - Comparação entre valores observados e valores calculados do módulo da velocidade (m s^{-1}). Estação 3.0, em 8 de Setembro de 1981.

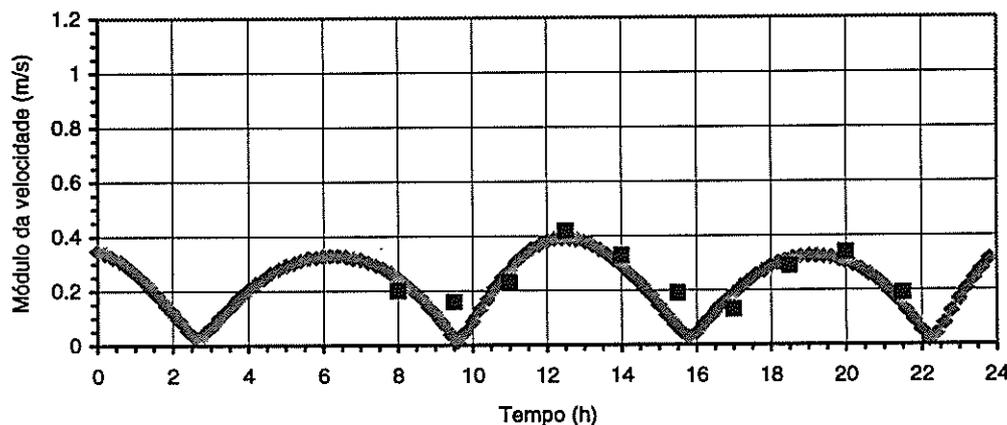


FIGURA 4.10 - Idem. Estação 4.0, em 7 de Outubro de 1981.

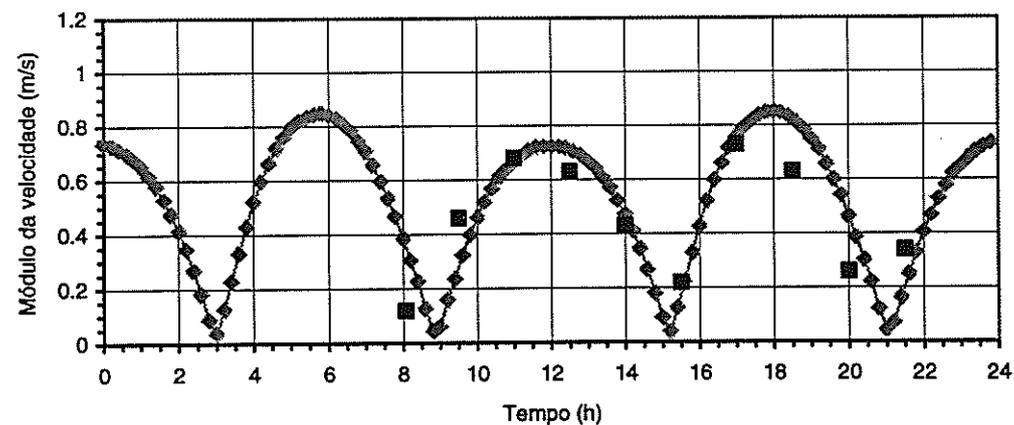


FIGURA 4.11 - Idem. Estação 4.0, em 26 de Novembro de 1981.

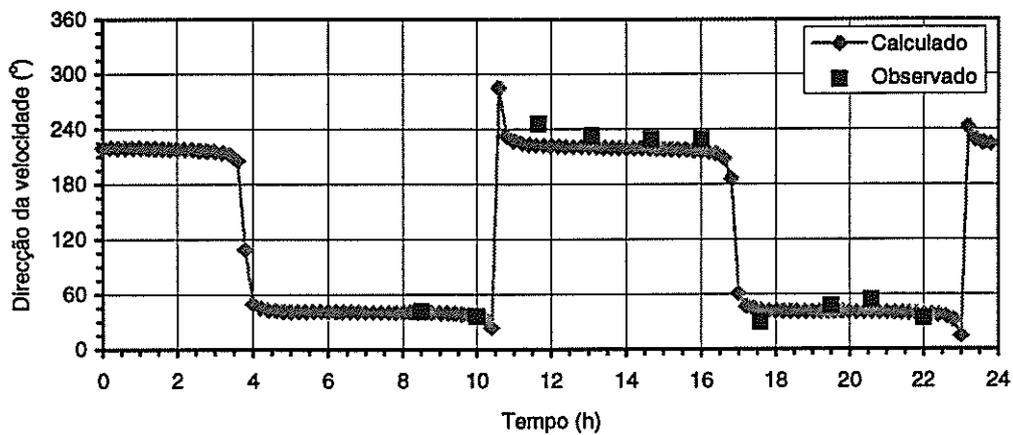


FIGURA 4.12 - Comparação entre valores observados e valores calculados da direcção da velocidade (°). Estação 3.0, em 8 de Setembro de 1981.

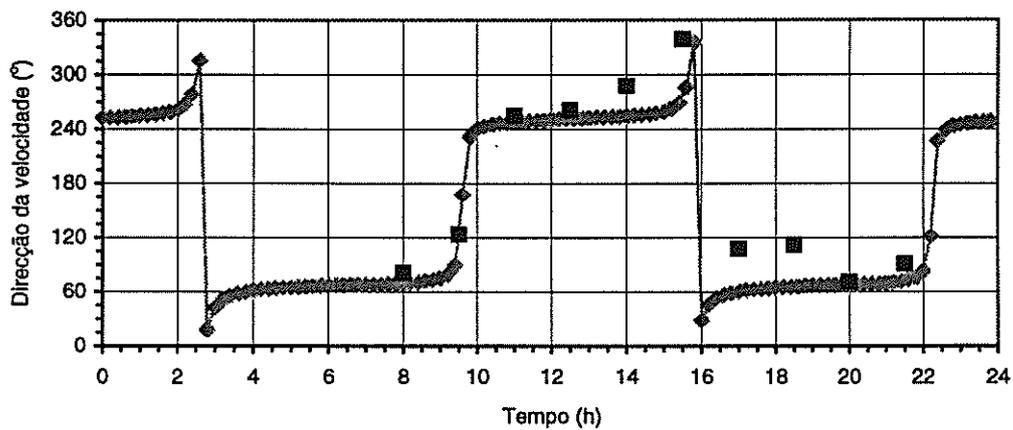


FIGURA 4.13 - Idem. Estação 4.0, em 7 de Outubro de 1981.

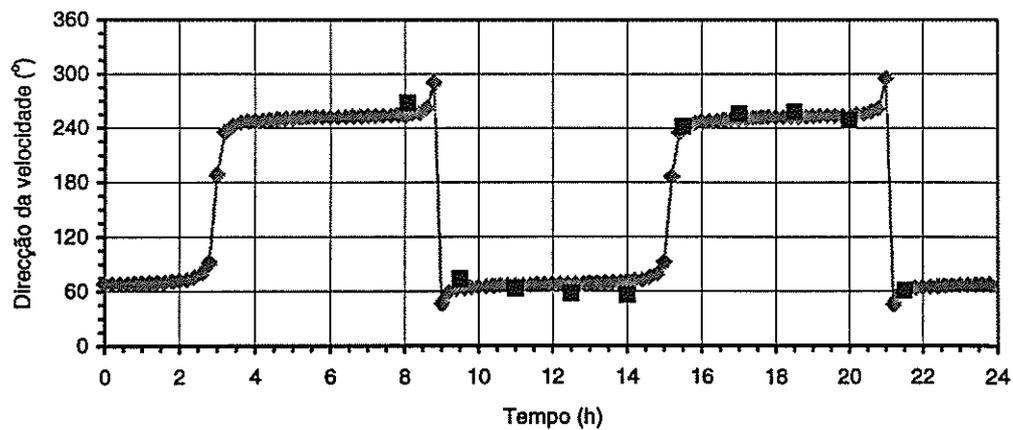


FIGURA 4.14 - Idem. Estação 4.0, em 26 de Novembro de 1981.

QUADRO 4.4. Erro quadrático médio (e_{qm}) e coeficiente de correlação (r) na simulação de séries temporais da altura de maré.

Estação	Estatística	
	e_{qm} (m)	r
Cascais	0,02	1,00
Lisboa	0,22	0,98
Vila Franca de Xira	0,36	0,94

QUADRO 4.5. Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de séries temporais do módulo da velocidade com 24 horas de duração.

Campanha	Estação	Estatística	
		e_m (m s ⁻¹)	e_{qm} (m s ⁻¹)
8/09/1981	3.0	-0,02	0,11
7/10/1981	4.0	0,02	0,06
26/11/1981	4.0	-0,03	0,16

QUADRO 4.6. Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de séries temporais da direcção da velocidade com 24 horas de duração.

Campanha	Estação	Estatística	
		e_m (°)	e_{qm} (°)
8/09/1981	3.0	6	12
7/10/1981	4.0	24	33
26/11/1981	4.0	1	9

4.5 - Discussão

4.5.1 - Elevação e circulação residuais

A elevação e a circulação residuais no estuário do Tejo foram calculadas para o ciclo de maré devido à constituinte M_2 . A *elevação residual*, relativamente ao nível médio do mar em Cascais, é representada ao longo de um eixo longitudinal do estuário (Fig. 4.15). O perfil longitudinal tem a sua origem na embocadura do estuário, estendendo-se 50 km para montante, até Vila Franca de Xira, e 10 km para o exterior. O nível médio adoptado situa-se 2,08 m acima do zero hidrográfico em Cascais.

Como seria de esperar, verifica-se que a elevação residual aumenta progressivamente da zona costeira para o interior do estuário. No entanto, de acordo com os resultados do modelo, existem três pontos onde o nível médio da superfície livre desce abaixo do nível médio em Cascais: nas secções mais estreitas da Barra Grande, entre S. Julião e o Bugio; nas secções mais estreitas do corredor, entre Belém e Porto Brandão; e, de forma apenas sensível junto à margem sul, à entrada do corredor, perto de Cacilhas. Ridderinkhof & Zimmerman (1990) obtiveram resultados semelhantes no mar de Wadden (Holanda): uma diminuição brusca da elevação residual nos canais que o ligam ao mar do Norte, sobreposta a uma subida gradual do nível médio de jusante para montante.

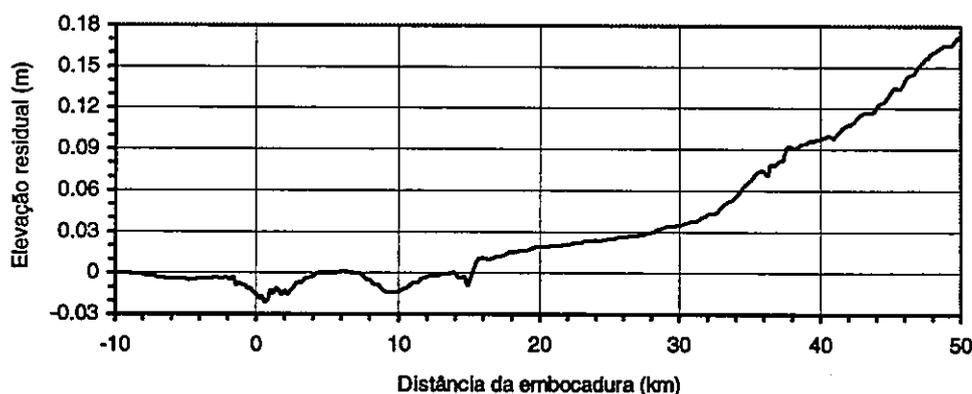


FIGURA 4.15 - Simulação da elevação residual (m) ao longo de um eixo longitudinal do estuário do Tejo, com origem na embocadura e desenvolvimento de 50 km para montante (até Vila Franca de Xira) e de 10 km para jusante.

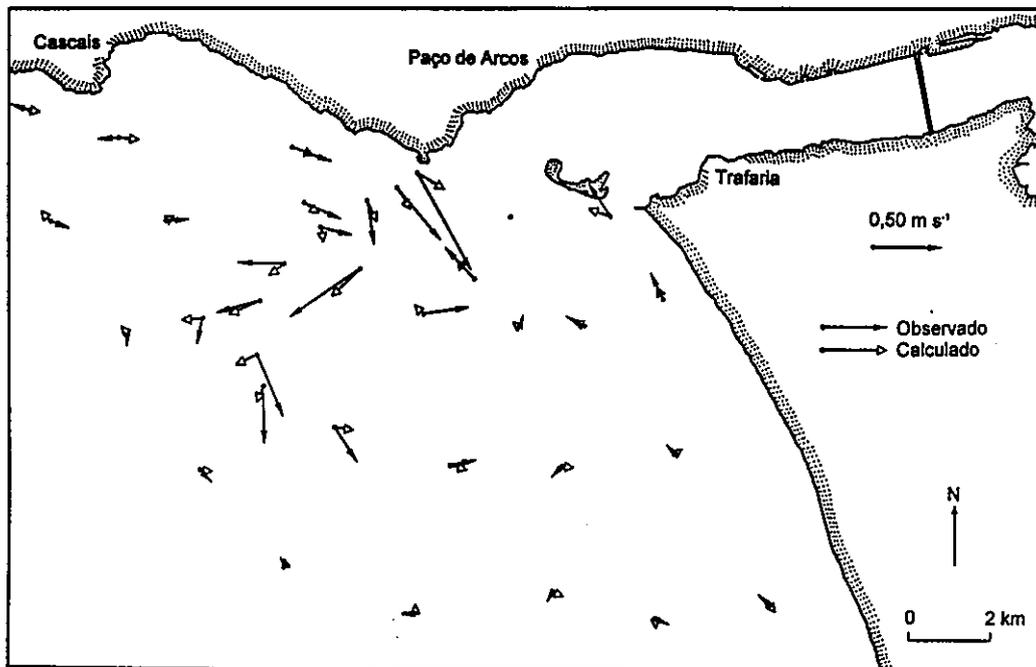


FIGURA 4.16 - Comparação da circulação residual euleriana na região da embocadura, obtida a partir de 33 correntómetros (Alves, 1983), com os resultados obtidos por simulação nas respectivas localizações.

A relação entre a *circulação residual euleriana* e os processos de transporte a longo-prazo apenas pode ser estabelecida quando o diâmetro dos vórtices residuais é superior à excursão de maré (Zimmerman, 1981; Cheng *et al.*, 1993). No estuário do Tejo, como na maior parte dos sistemas estuarinos, esta condição não se verifica; no entanto, a circulação residual euleriana permite evidenciar a influência da topografia estuarina sobre o escoamento de maré transiente, nomeadamente na embocadura e no Mar da Palha. A circulação residual lagrangiana poderia fornecer uma descrição mais rigorosa do transporte a longo-prazo mas, ao contrário da circulação residual euleriana, é uma função da fase da maré no instante de cálculo inicial (Cheng *et al.*, 1986).

O padrão da circulação residual na embocadura apresentado por Alves (1983), que se baseia em medições de correntes efectuadas a três níveis em 33 estações, foi comparado com a circulação residual determinada pelo modelo hidrodinâmico. Diversos factores dificultam esta comparação: o reduzido número de observações efectuadas, sob diferentes condições de vento e de caudal; a dificuldade em estabelecer a localização exacta dos correntómetros, sendo importante sublinhar que se trata de uma zona cuja batimetria se encontra em permanente evolução; e a distorção parcial da circulação residual calculada pelo modelo, devido à proximidade da fronteira oceânica.

Em face das condicionantes referidas, a concordância registada é considerada razoável (Fig. 4.16). Verifica-se, no entanto, que as velocidades residuais obtidas a partir das observações são, na generalidade, superiores às obtidas pelo modelo. Esta diferença deve-se, pelo menos em parte, ao facto de as observações terem sido efectuadas sobretudo em maré viva (Alves, 1983), enquanto que os resultados do modelo correspondem à maré média (constituente M_2). Um outro factor importante é a sensibilidade das velocidades residuais à acção do vento, dado que os resultados do modelo apenas incluem o efeito da maré. Refira-se que Signell & Butman (1992), com um modelo bidimensional, obtiveram uma relação semelhante na simulação da circulação residual em Boston Harbor (Estados Unidos).

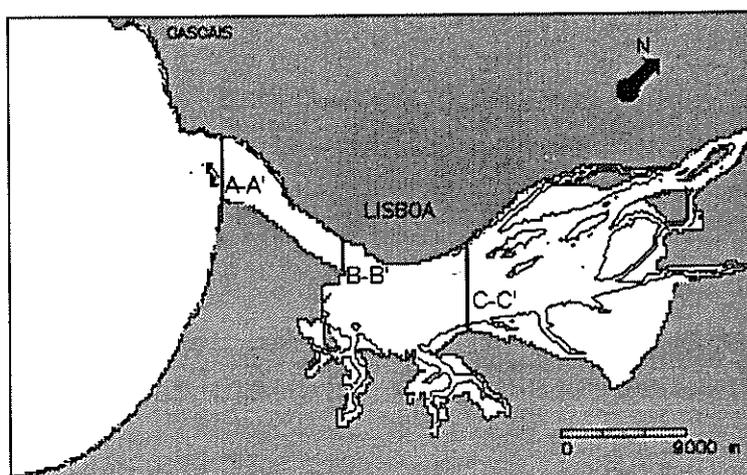


FIGURA 4.17 - Localização das secções de cálculo do caudal de maré (A-A', B-B' e C-C').

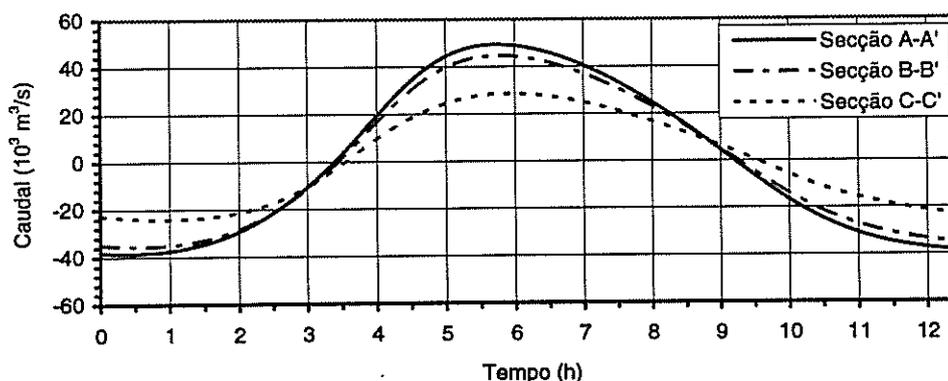


FIGURA 4.18 - Caudal de maré ($10^3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) calculado em três secções do estuário do Tejo para a maré média.

4.5.2 - Caudais e prismas de maré

A representação dos *caudais de maré* numa determinada secção permite uma análise pormenorizada da formação do prisma de maré ao longo do ciclo enchente-vazante. Neste estudo, calcularam-se os caudais de maré para um ciclo de maré médio (constituente M_2) em três secções do estuário: Paço de Arcos-Cova do Vapor, Doca de Alcântara-Pontal de Cacilhas e Ponte de Cabo Ruivo-Base Aérea do Montijo (Fig. 4.17). Consideraram-se positivos os caudais dirigidos de montante para jusante.

Os resultados obtidos encontram-se representados na Fig. 4.18. Em termos gerais, é possível concluir que o caudal fluvial é tipicamente inferior em duas ordens de grandeza ao caudal de maré nos sectores médio e inferior. Verifica-se também que, para um ciclo de maré médio, o caudal máximo perto da embocadura do estuário é, durante a enchente, da ordem de $40 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, atingindo, durante a vazante, cerca de $50 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Esta diferença está relacionada com a assimetria da onda de maré no estuário inferior, como se constata pela menor duração do período de vazante, já referida anteriormente (*vide* Capítulo 3).

O *prisma de maré* médio tem sido estimado por diversos autores: Oliveira (1941) apresentou um cálculo de $690 \times 10^6 \text{ m}^3$; Lemos (1972) indicou um valor de $750 \times 10^6 \text{ m}^3$; Fiadeiro (1987) obteve por planimetria um valor de $715 \times 10^6 \text{ m}^3$; Bettencourt (1988) indicou um valor de $600 \times 10^6 \text{ m}^3$. Neste estudo, o prisma de maré foi calculado pelo modelo hidrodinâmico, sendo a maré média definida pela imposição da constituinte M_2 na fronteira oceânica. Obteve-se, entre S. Julião da Barra e Vila Franca de Xira, um volume máximo de $2257 \times 10^6 \text{ m}^3$ e um volume mínimo de $1623 \times 10^6 \text{ m}^3$, correspondendo o prisma de maré a

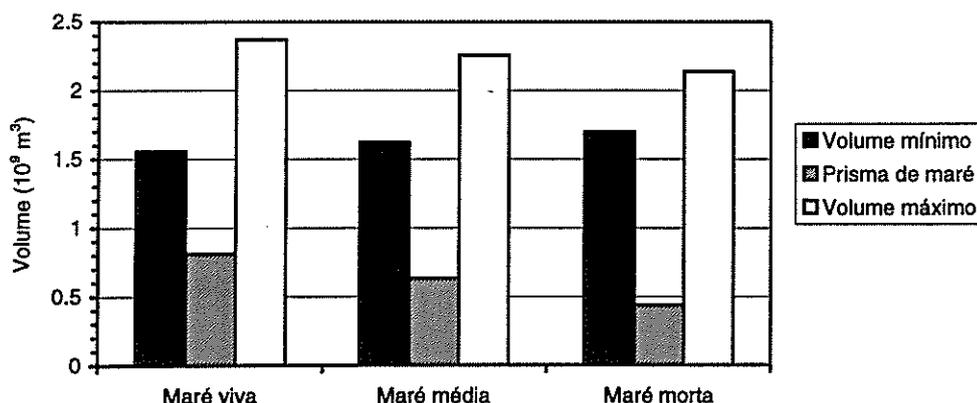


FIGURA 4.19 - Volume mínimo, prisma de maré e volume máximo (10^9 m^3) calculados na secção da embocadura em maré viva, maré média e maré morta.

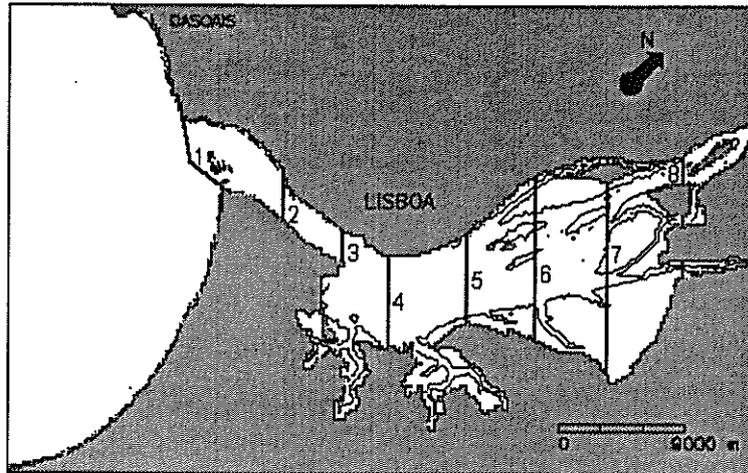


FIGURA 4.20 - Localização das secções de cálculo do prisma de maré (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8).

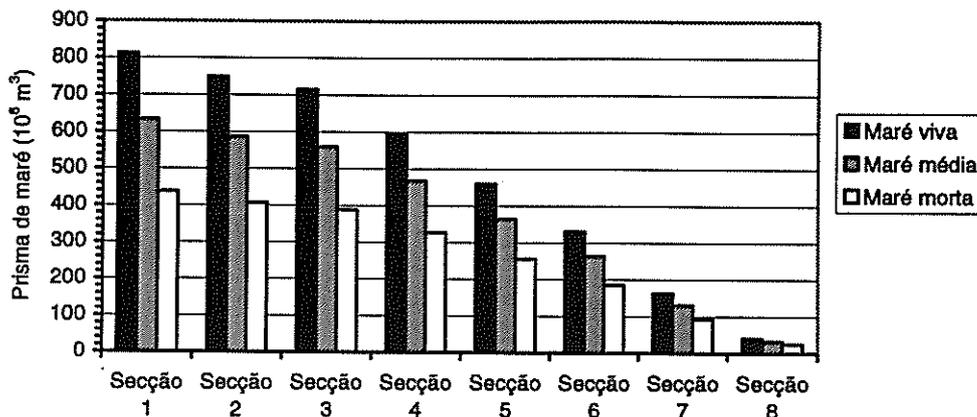


FIGURA 4.21 - Prisma de maré (10^6 m^3) calculado em oito secções do estuário do Tejo em maré viva, maré média e maré morta.

$634 \times 10^6 \text{ m}^3$. Com base em Oliveira (1941) e Elias (1984), pode-se admitir que o prisma de maré no sector fluvial, entre Vila Franca de Xira e Muge, seja da ordem de 1% a 5% do prisma total. Assim, estima-se que o prisma de maré médio entre S. Julião da Barra e Muge seja da ordem de $650 \times 10^6 \text{ m}^3$.

Na Fig. 4.19, apresenta-se o volume mínimo, o prisma de maré e o volume máximo para três tipos de maré diferentes: maré média, correspondente à constituinte M_2 ; maré viva, aproximada pela amplitude de $M_2 + S_2$; e maré morta, aproximada pela amplitude de $M_2 - S_2$. Verifica-se que o valor médio do prisma de maré de águas mortas se reduz a quase metade do prisma de maré de águas vivas (54%), o que é compreensível, tendo em conta a relação entre as amplitudes de maré morta e de maré viva (47%).

Com o objectivo de obter indicações sobre a *distribuição espacial do prisma de maré*, considerou-se ainda o estuário do Tejo dividido em 8 secções, dispostas na direcção NW-SE com um afastamento de 4-5 km entre si (Fig. 4.20): Com as condições de fronteira acima referidas, calculou-se, de novo, o prisma de maré em situação de maré viva, de maré média e de maré morta.

Os resultados encontram-se representados na Fig. 4.21. Os valores do prisma de maré na secção 1, coincidente com o limite exterior do estuário (alinhamento Forte de S. Julião-Bugio-Cova do Vapor), são, evidentemente, iguais aos valores apresentados na Fig. 4.19. Verifica-se que o sector inferior do estuário, a jusante da secção 3, apenas contribui com uma pequena fracção do prisma de maré, quando comparado com os sectores médio e superior; verifica-se também que, apesar da capacidade de armazenamento do Mar da Palha, mais de metade do prisma de maré se distribui a montante da secção 5.

4.5.3 - Trocas entre o estuário e o exterior

O volume de água com origem no estuário foi marcado num determinado instante inicial com traçadores lagrangianos (1 traçador = $1 \times 10^6 \text{ m}^3$). Pretendia-se avaliar a eficiência da circulação de maré como mecanismo de renovação da água no interior do estuário (Signell & Butman, 1992). Na Fig. 4.22, é apresentada a razão entre a massa de água presente inicialmente no interior do estuário e a massa de água total (presente inicialmente no estuário ou no exterior) ao longo de um período de simulação de 4 ciclos de maré (entre a maré média

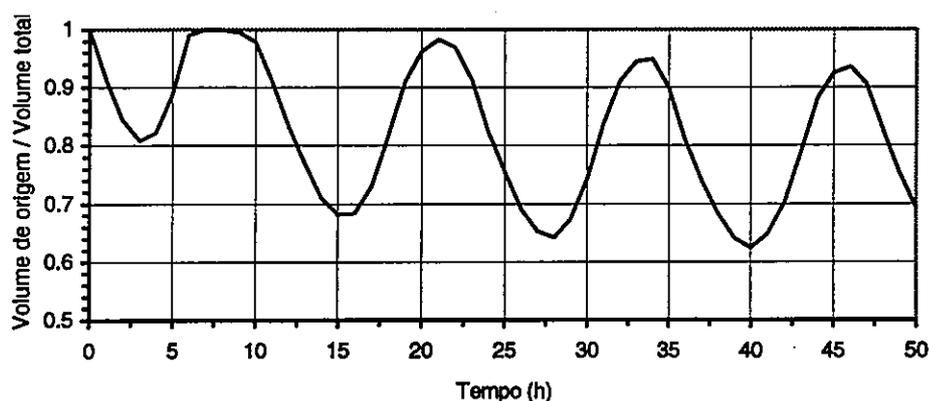


FIGURA 4.22 - Fracção do volume de água no interior do estuário correspondente a água que se encontrava no interior do estuário no instante inicial (instante inicial correspondente a situação de meia-enchente). Simulação com a duração de 4 ciclos de maré.

e a maré viva). O instante inicial corresponde a uma situação de meia-enchente.

Entre uma situação em que o volume do estuário, constituído apenas por água marcada, é mínimo (cerca de 8 horas após o instante inicial) e a situação subsequente de volume máximo (cerca de 15 horas após o instante inicial), verifica-se que a fracção de água não marcada que entra no estuário é coerente com as anteriores estimativas do prisma de maré. Verifica-se também que uma fracção elevada do volume que abandona o estuário regressa na enchente seguinte. O tempo de residência é condicionado pelo tempo que a restante água demora a abandonar totalmente a região da embocadura.

4.6 - Considerações finais

Os resultados da simulação do escoamento de maré no estuário do Tejo indicam que o modelo hidrodinâmico proposto por Neves (1985) permite descrever com rigor os processos de circulação na área em estudo, constituindo, assim, um suporte adequado para um sistema de modelos que inclua os processos de transporte e de qualidade da água. Entretanto, com um passo espacial relativamente fino (200 m), calculou-se um conjunto de parâmetros que permite caracterizar as trocas entre o estuário e o exterior (*e.g.* correntes residuais, caudais e prismas de maré). Os resultados obtidos indicam que o prisma de maré assegura uma renovação eficiente do volume de água do estuário, embora a dispersão de poluentes nos pequenos canais interiores (*e.g.* Cala do Norte) possa ser mais problemática.



5 - MODELAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICOS

5.1 - SALINIDADE

5.1.1 - Introdução

A salinidade é um indicador da massa de sais inorgânicos em solução (*e.g.* iões cloreto (Cl⁻), sódio (Na⁺), sulfato (SO₄²⁻), magnésio (Mg²⁺), cálcio (Ca²⁺) e potássio (K⁺)) por unidade de massa de água do mar, sendo definida com base na determinação da condutividade eléctrica (salinidade prática) (Pond & Pickard, 1983; Libes, 1992). A salinidade constitui um parâmetro fundamental no estudo dos estuários, dado que influencia um grande número de processos físicos, químicos e biológicos (McLusky, 1989; Kramer *et al.*, 1994). Tratando-se de um traçador natural que exhibe um comportamento conservativo, a salinidade apresenta o interesse particular, do ponto de vista da modelação, de poder ser utilizada na verificação de modelos de transporte.

A aplicação de modelos de transporte no estuário do Tejo tem sido feita em diversos estudos relacionados com emissões a partir de fontes pontuais. Citem-se, como exemplos, as aplicações de Rodrigues *et al.* (1984), com um modelo euleriano, Baptista *et al.* (1990), com um modelo euleriano-lagrangiano, e Portela *et al.* (1992b), com um modelo lagrangiano. A simulação da salinidade num domínio amplo exige um elevado tempo de cálculo, sendo recomendável, neste caso, a utilização de uma formulação euleriana.

Apresentam-se, neste capítulo, alguns resultados do estudo da distribuição da salinidade no estuário do Tejo. Estes resultados foram obtidos por aplicação do modelo de transporte euleriano, que está subjacente aos módulos de qualidade da água do sistema proposto. Num trabalho anterior, os resultados deste modelo foram comparados com séries temporais medidas no âmbito da campanha TEJEX 85 (Portela & Neves, 1993). No presente estudo, estabelecem-se comparações com dados provenientes do "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo", abrangendo um período mais alargado.

5.1.2 - Elementos sobre a área de estudo

Os estuários podem ser classificados em função do carácter mais ou menos estratificado da distribuição da salinidade (Fig. 5.1). O estuário do Tejo, para condições médias de caudal e de amplitude de maré, é considerado parcialmente estratificado (Figueres *et al.*, 1985;

Fiadeiro, 1987; Ferreira, 1989). Para um caudal inferior ao caudal médio anual, poderá apresentar-se bem misturado (Martins *et al.*, 1984b; Ferreira, 1989) ou oscilar entre o tipo parcialmente estratificado, em maré morta, e o tipo bem misturado, em maré viva (Vale & Sundby, 1987). O tempo de residência para o caudal fluvial médio ($350 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) é de 23 dias (Martins *et al.*, 1984b).

De acordo com os dados de Martins & Duffner (1982), a salinidade média na embocadura do estuário é de cerca de 36‰. Em geral, os sectores inferior e médio do estuário são euhalinos ($S > 30‰$), o sector superior é mesohalino e polihalino ($5‰ < S < 30‰$) e o sector fluvial apresenta água doce ou é oligohalino ($S < 5‰$) (*vide* Anexo). O gradiente longitudinal de salinidade é mais elevado no sector superior do estuário, verificando-se, entre as secções de Vila Franca de Xira e de Póvoa de Santa Iria-Ponta da Erva, afastadas cerca de 12 km, um gradiente de $1,5‰ \text{ km}^{-1}$. A montante, o limite de intrusão salina desloca-se ao longo de cerca de 25 km, em função do caudal fluvial e da maré.

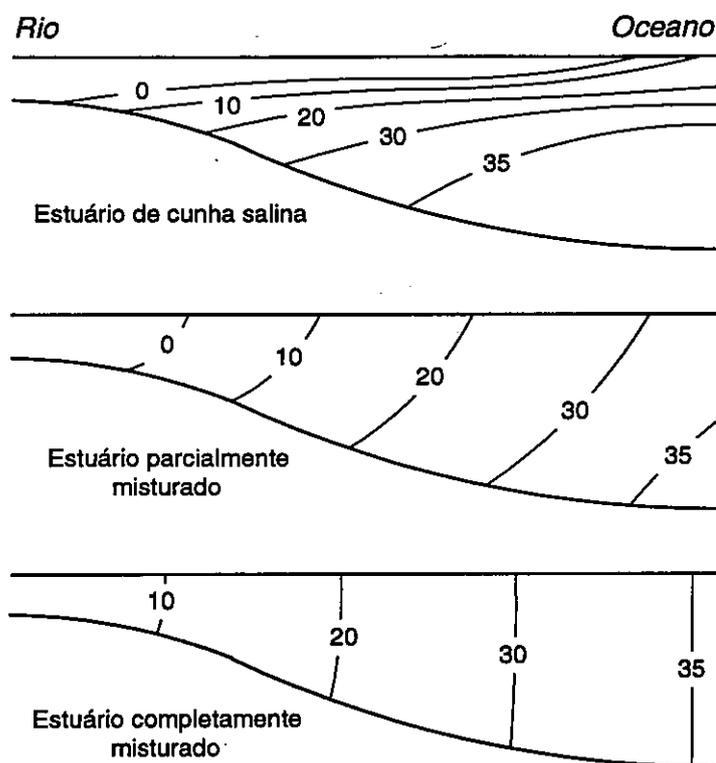


FIGURA 5.1 - Representação esquemática da salinidade (‰) em diversos tipos de estuários.

A diferença entre a salinidade à superfície e junto ao fundo, calculada para um total de 750 observações efectuadas em 20 estações de amostragem (Martins & Duffner, 1982; Martins *et al.*, 1983a, 1983b; Silva *et al.*, 1986a), é inferior a 3‰ em 79% das observações. Verifica-se que a percentagem de observações com diferença inferior a 3‰ começa por ser elevada na estação 1.0 (92%), atinge o valor mínimo na estação 2.0 (58%), apresenta valores intermédios nas estações 3.9 (74%), 4.0 (75%) e 5.0 (80%) e termina com um valor elevado na estação 8.0 (91%). Estes valores indicam que a zona dos mouchões, onde se encontra localizada a estação 2.0, é a zona do estuário onde a distribuição vertical da salinidade se apresenta mais estratificada.

5.1.3 - Modelo de transporte

5.1.3.1 - Equação de advecção-difusão

O modelo de transporte resolve a equação de advecção-difusão, bidimensional (2D), integrada na vertical. Esta equação permite, por si só, simular a distribuição de constituintes conservativos (*e.g.* salinidade); no caso de constituintes não-conservativos (*e.g.* temperatura, sedimentos em suspensão), é necessário adicionar termos de fonte-poço, específicos de cada constituinte. O modelo de transporte necessita, como dados de entrada, das elevações e das velocidades calculadas pelo modelo hidrodinâmico. Da mesma forma que na hidrodinâmica, o modelo de transporte 2D pode ser ligado a modelos unidimensionais (1D).

Aplicada à simulação da salinidade, a equação de advecção-difusão, bidimensional, integrada na vertical, pode ser escrita como:

$$\frac{\partial HS}{\partial t} + \frac{\partial HSu}{\partial x} + \frac{\partial HSv}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(HD_x \frac{\partial S}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(HD_y \frac{\partial S}{\partial y} \right) \quad (5.1)$$

em que t = tempo (s), x, y = coordenadas cartesianas no plano horizontal (m), H = altura de água total (m), S = salinidade média na vertical (‰), u, v = componentes médias na vertical da velocidade nas direcções x e y ($m s^{-1}$) e D_x, D_y = coeficientes de difusão segundo as direcções x e y ($m^2 s^{-1}$). Os coeficientes de difusão devem ser adequados à importância dos processos de advecção associados às escalas não resolvidas ("subgrid scale processes"), o que significa que, numa aplicação prática, se devem relacionar com a ordem de grandeza dos passos espacial e temporal utilizados (Vieira, 1994).

A equação unidimensional é obtida por integração na secção transversal.

5.1.3.2 - Resolução numérica

A equação de advecção-difusão é resolvida pelo método das diferenças finitas (MDF), numa perspectiva euleriana. Esta perspectiva é considerada a mais adequada na simulação de propriedades que ocupam todo o domínio.

Conforme se referiu no Capítulo 2, diversos esquemas numéricos têm sido propostos com o objectivo de ultrapassar o dilema colocado pela discretização espacial dos termos de advecção - oscilações espúrias, no caso do esquema de diferenças centrais, ou difusão numérica, no caso do esquema "upwind" -; neste estudo, foi decidido utilizar o esquema QUICK (Leonard, 1979). Na discretização espacial dos termos de difusão, foi utilizado o esquema de diferenças centrais (Portela & Neves, 1993,1996).

A equação de transporte de uma propriedade ϕ (e.g. salinidade) pode ser dada, na forma discreta, por:

$$\begin{aligned} & \frac{H_{i,j}^{n+1} \phi_{i,j}^{n+1} - H_{i,j}^n \phi_{i,j}^n}{\Delta t} + \\ & \frac{(0,5H_{i,j+1} + 0,5H_{i,j})\phi_{i,j+1/2}u_{i,j+1} - (0,5H_{i,j} + 0,5H_{i,j-1})\phi_{i,j-1/2}u_{i,j}}{\Delta x} + \\ & \frac{(0,5H_{i+1,j} + 0,5H_{i,j})\phi_{i+1/2,j}v_{i+1,j} - (0,5H_{i,j} + 0,5H_{i-1,j})\phi_{i-1/2,j}v_{i,j}}{\Delta y} = \quad (5.2) \\ & \frac{1}{\Delta x} \left[(0,5H_{i,j+1} + 0,5H_{i,j})D_x \left(\frac{\phi_{i,j+1} - \phi_{i,j}}{\Delta x} \right) - (0,5H_{i,j} + 0,5H_{i,j-1})D_x \left(\frac{\phi_{i,j} - \phi_{i,j-1}}{\Delta x} \right) \right] + \\ & \frac{1}{\Delta y} \left[(0,5H_{i+1,j} + 0,5H_{i,j})D_y \left(\frac{\phi_{i+1,j} - \phi_{i,j}}{\Delta y} \right) - (0,5H_{i,j} + 0,5H_{i-1,j})D_y \left(\frac{\phi_{i,j} - \phi_{i-1,j}}{\Delta y} \right) \right] \end{aligned}$$

A extensão do esquema QUICK ao caso bidimensional foi feita directamente, sem incluir ponderações cruzadas. Assim, os valores da propriedade ϕ nos termos de advecção de (5.2) são dados, segundo a direcção x , por:

- Face direita:

$$\phi_{i,j+1/2} = 0,375\phi_{i,j+1} + 0,750\phi_{i,j} - 0,125\phi_{i,j-1} \quad \text{se } u_{i,j+1} > 0 \quad (5.3a)$$

$$\phi_{i,j+1/2} = 0,375\phi_{i,j} + 0,750\phi_{i,j+1} - 0,125\phi_{i,j+2} \quad \text{se } u_{i,j+1} < 0 \quad (5.3b)$$

- Face esquerda:

$$\phi_{i,j-1/2} = 0,375\phi_{i,j} + 0,750\phi_{i,j-1} - 0,125\phi_{i,j-2} \quad \text{se } u_{i,j} > 0 \quad (5.3c)$$

$$\phi_{i,j-1/2} = 0,375\phi_{i,j-1} + 0,750\phi_{i,j} - 0,125\phi_{i,j+1} \quad \text{se } u_{i,j} < 0 \quad (5.3d)$$

e, segundo a direcção y, por:

- Face superior:

$$\phi_{i+1/2,j} = 0,375\phi_{i+1,j} + 0,750\phi_{i,j} - 0,125\phi_{i-1,j} \quad \text{se } v_{i+1,j} > 0 \quad (5.4a)$$

$$\phi_{i+1/2,j} = 0,375\phi_{i,j} + 0,750\phi_{i+1,j} - 0,125\phi_{i+2,j} \quad \text{se } v_{i+1,j} < 0 \quad (5.4b)$$

- Face inferior:

$$\phi_{i-1/2,j} = 0,375\phi_{i,j} + 0,750\phi_{i-1,j} - 0,125\phi_{i-2,j} \quad \text{se } v_{i,j} > 0 \quad (5.4c)$$

$$\phi_{i-1/2,j} = 0,375\phi_{i-1,j} + 0,750\phi_{i,j} - 0,125\phi_{i+1,j} \quad \text{se } v_{i,j} < 0 \quad (5.4d)$$

Os valores da propriedade ϕ nos termos de difusão de (5.2) já se encontram substituídos de acordo com o esquema de diferenças centrais.

No presente estudo, os termos de advecção e de difusão de (5.2) foram resolvidos na forma explícita (*i.e.* no instante n).

5.1.4 - Resultados

5.1.4.1 - Aplicação do modelo

O modelo de transporte, como o modelo hidrodinâmico que lhe serve de base, foi aplicado numa malha 2D, cobrindo o estuário do Tejo e a região costeira adjacente, em interface com duas malhas 1D, cobrindo os rios Tejo e Sorraia até ao limite de propagação da maré. Como condições de cálculo, adoptaram-se:

- Passo espacial de 600 m e elevação de maré definida por uma síntese de 14 constituintes (M_2 , S_2 , N_2 , K_2 , MS_4 , M_4 , L_2 , μ_2 , ν_2 , O_1 , K_1 , P_1 , T_2 , $2N_2$), na simulação de séries temporais de salinidade de curta duração, obtidas a partir dos dados publicados por Castanheiro & Crespo (1983);
- Passo espacial de 1200 m e elevação de maré definida pela constituinte semidiurna principal (M_2), na simulação, ao longo de um período de 4 anos, de valores mensais de salinidade, obtidos a partir dos dados de Martins & Duffner (1982), Martins *et al.* (1983a, 1983b) e Silva *et al.* (1986a).

A imposição do caudal nas fronteiras fluviais é de grande importância na simulação da salinidade. No rio Tejo, adoptaram-se os caudais médios mensais medidos na estação hidrométrica de Ómnias-Santarém, conforme publicados em DGRAH (1986). No rio Sorraia, dada a inexistência de uma estação hidrométrica com registos satisfatórios, adoptaram-se caudais médios mensais equivalentes a 8,5% dos valores medidos no rio Tejo. No decorrer da aplicação, verificou-se que os resultados de salinidade melhoravam de forma significativa se o valor do caudal fluvial fosse ponderado a 50% com o caudal médio (c. $150 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ no rio Tejo entre 1980 e 1983). Esta ponderação permite atenuar o erro associado à variação do grau de estratificação do estuário, sendo justificável pela natureza bidimensional dos modelos e pela grande disparidade dos caudais médios mensais.

No modelo de transporte, como condições de fronteira, adoptaram-se salinidades de 36,5‰ na fronteira oceânica e de 0‰ nas fronteiras fluviais. Como coeficientes de difusão, consideraram-se D_x , $D_y = 15 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$.

5.1.4.2 - Séries temporais com 24 horas de duração

Para a simulação das séries temporais de curta duração, obtidas a partir das observações de Castanheiro & Crespo (1983), considerou-se um período de cálculo com início em 1 de Janeiro de 1981 e fim em 31 de Dezembro de 1981. Dado que todas as séries temporais se referem ao segundo semestre de 1981, o período de cálculo correspondente ao primeiro semestre permite assegurar uma completa transição da distribuição inicial de salinidade para uma distribuição em equilíbrio dinâmico.

Apresentam-se os resultados obtidos para um conjunto de 6 séries temporais, uma por cada campanha realizada (Figs. 5.2 a 5.7). Note-se que, neste conjunto, se incluem as duas séries obtidas na estação 1.0, situada na zona do estuário onde a simulação da salinidade oferece maiores dificuldades. Em geral, a qualidade dos resultados não parece ter sido afectada pela utilização de caudais médios mensais, em vez de valores diários, o que se pode

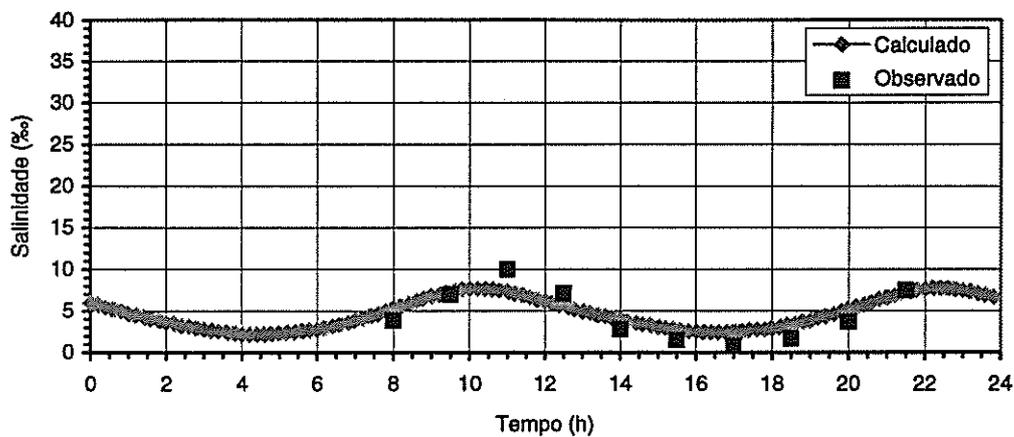


FIGURA 5.2 - Comparação entre valores observados e valores calculados da salinidade (%). Estação 1.0, em 9 de Julho de 1981.

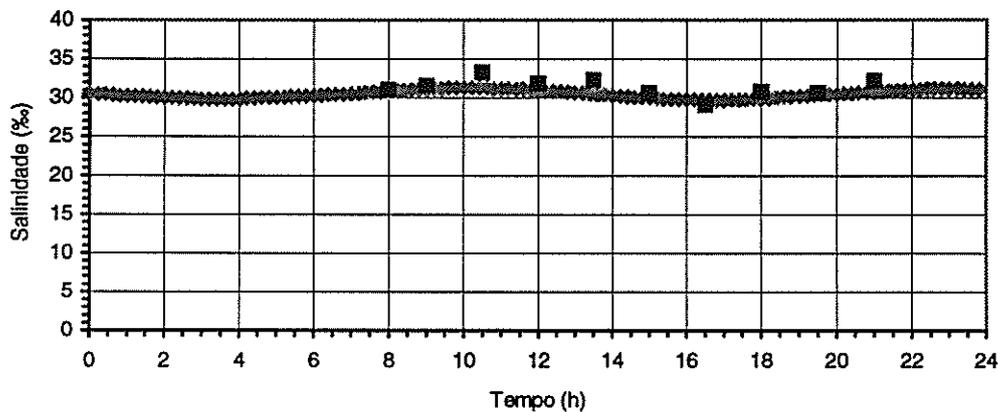


FIGURA 5.3 - Idem. Estação 3.11, em 8 de Setembro de 1981.

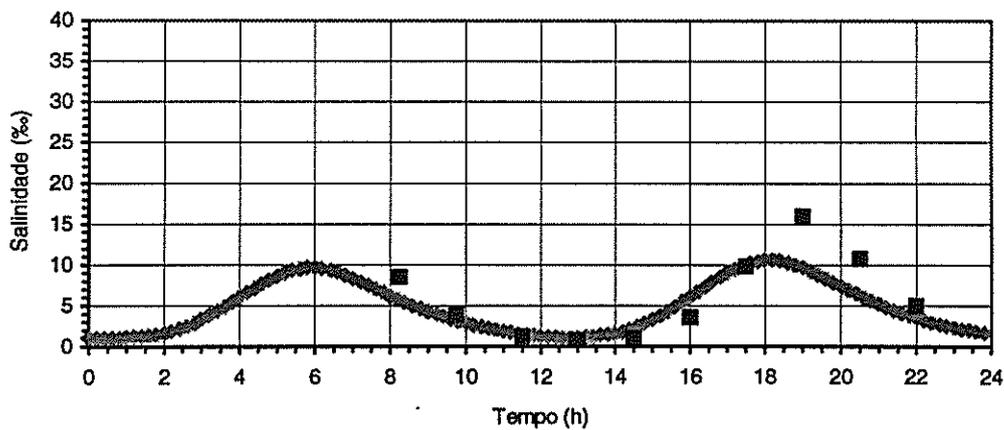


FIGURA 5.4 - Idem. Estação 1.0, em 16 de Setembro de 1981.

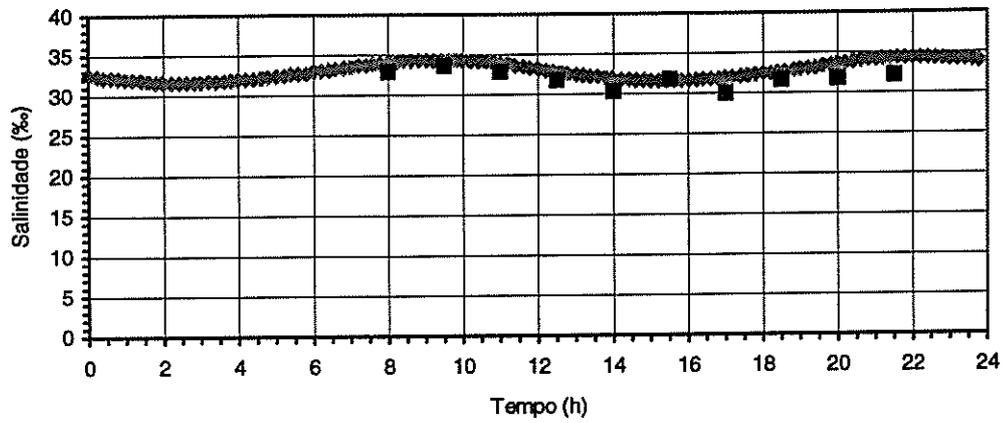


FIGURA 5.5 - Idem. Estação 4.0, em 7 de Outubro de 1981.

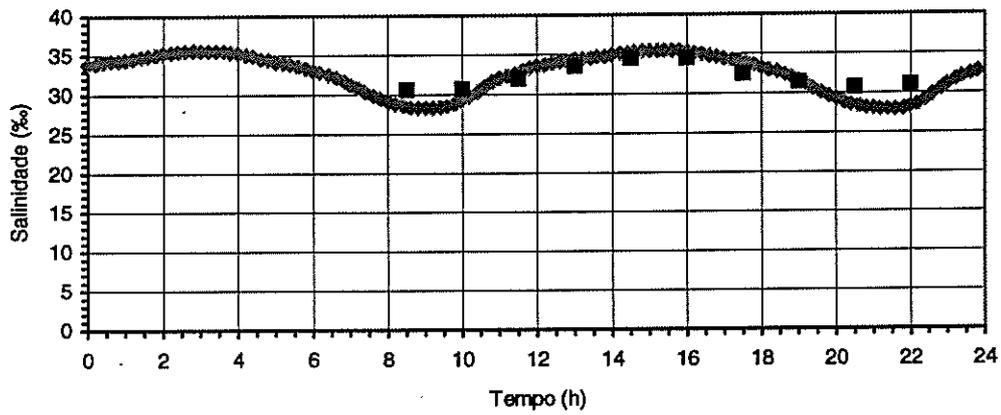


FIGURA 5.6 - Idem. Estação 4.6, em 12 de Novembro de 1981.

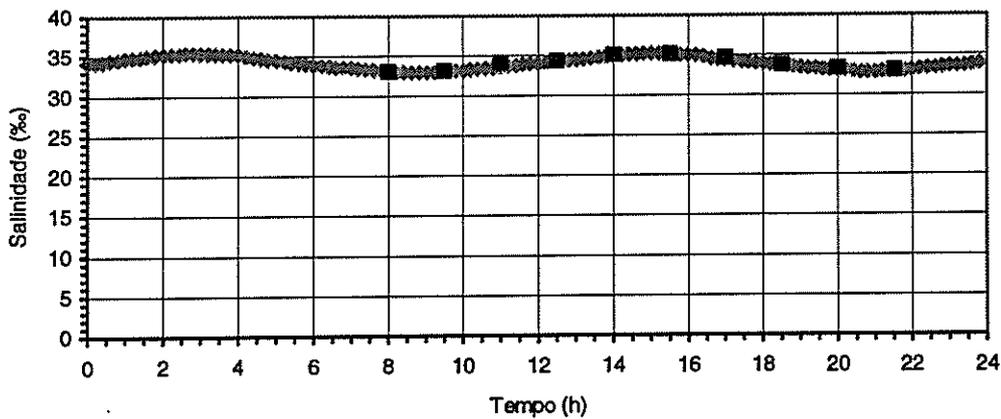


FIGURA 5.7 - Idem. Estação 5.0, em 26 de Novembro de 1981.

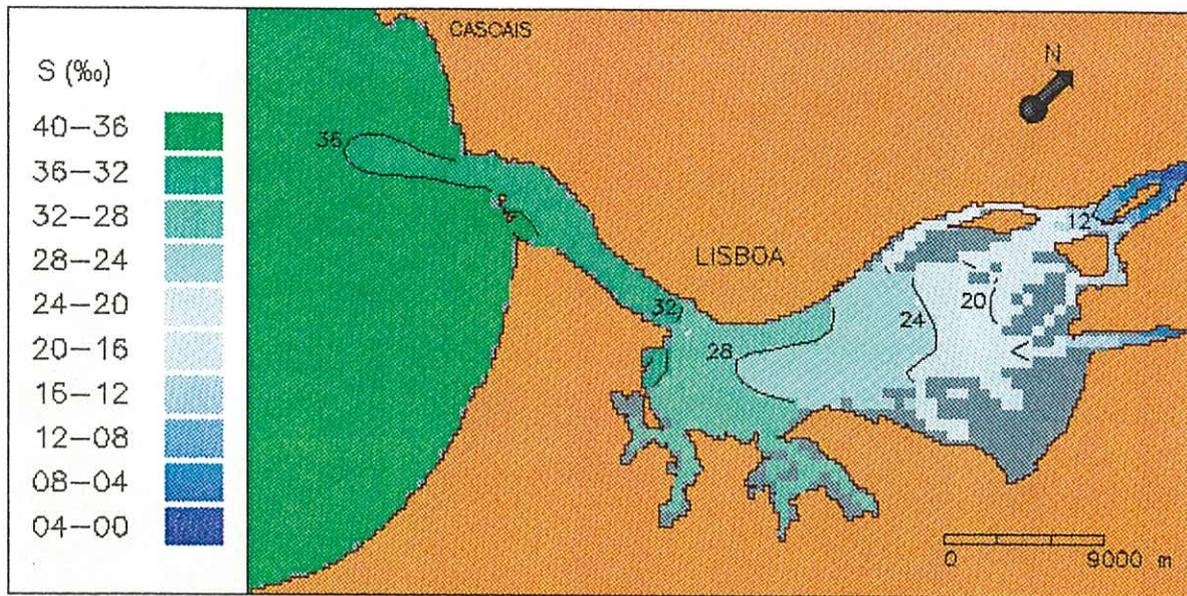


FIGURA 5.8 - Distribuição espacial da salinidade (‰) no estuário do Tejo. Instante de simulação: 12:00 horas de 1 de Dezembro de 1981.

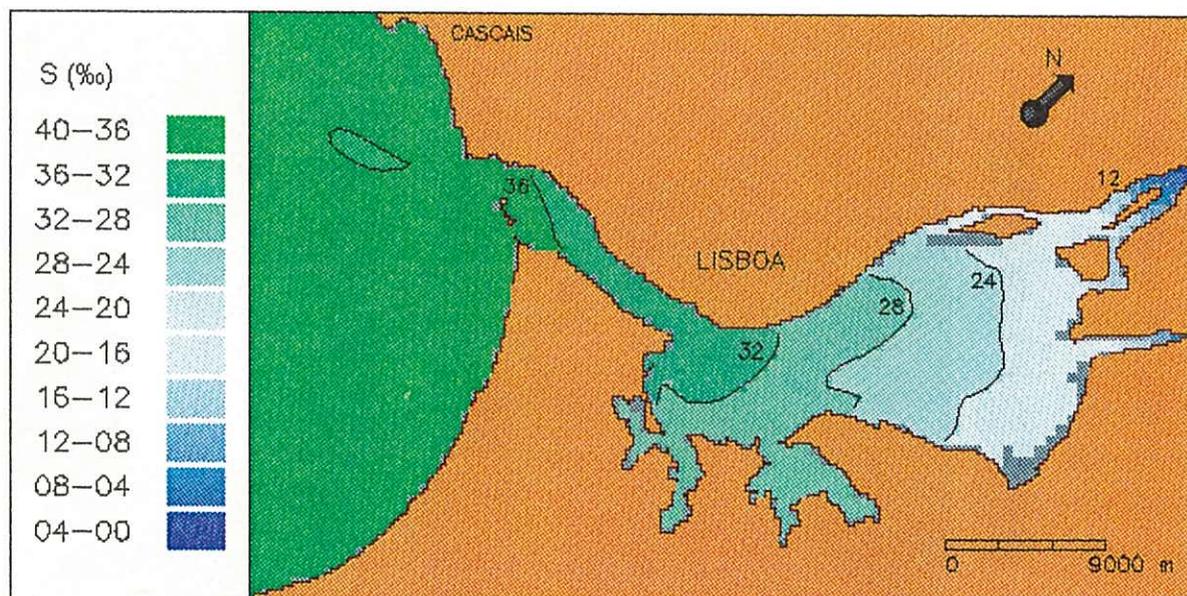


FIGURA 5.9 - Idem. Instante de simulação: 15:00 horas de 1 de Dezembro de 1981.

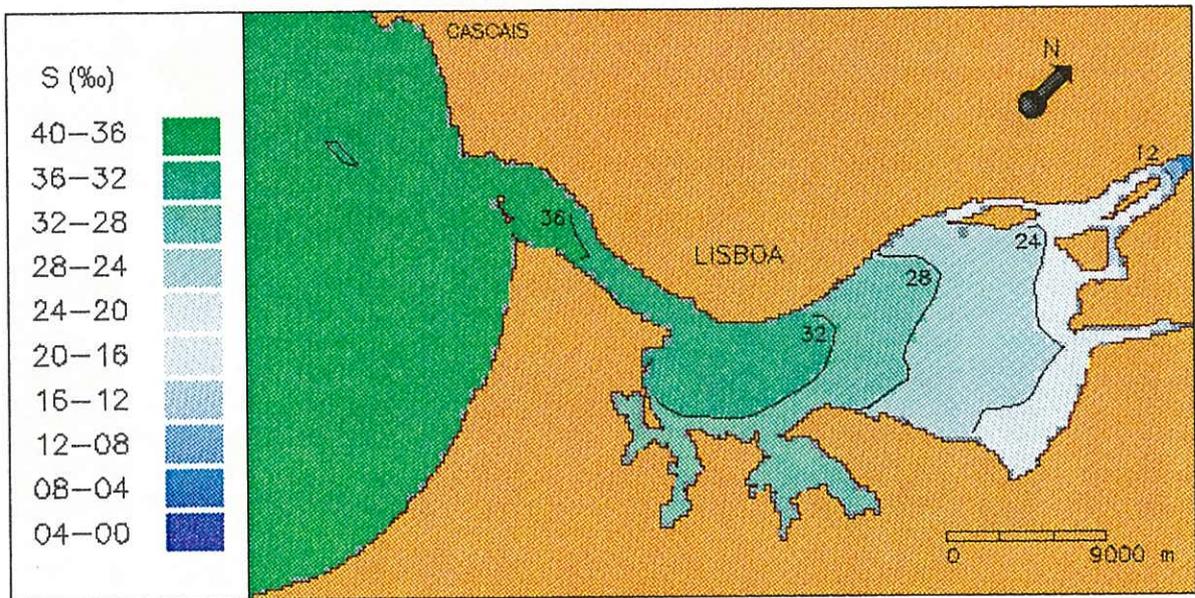


FIGURA 5.10 - Idem. Instante de simulação: 18:00 horas de 1 de Dezembro de 1981.

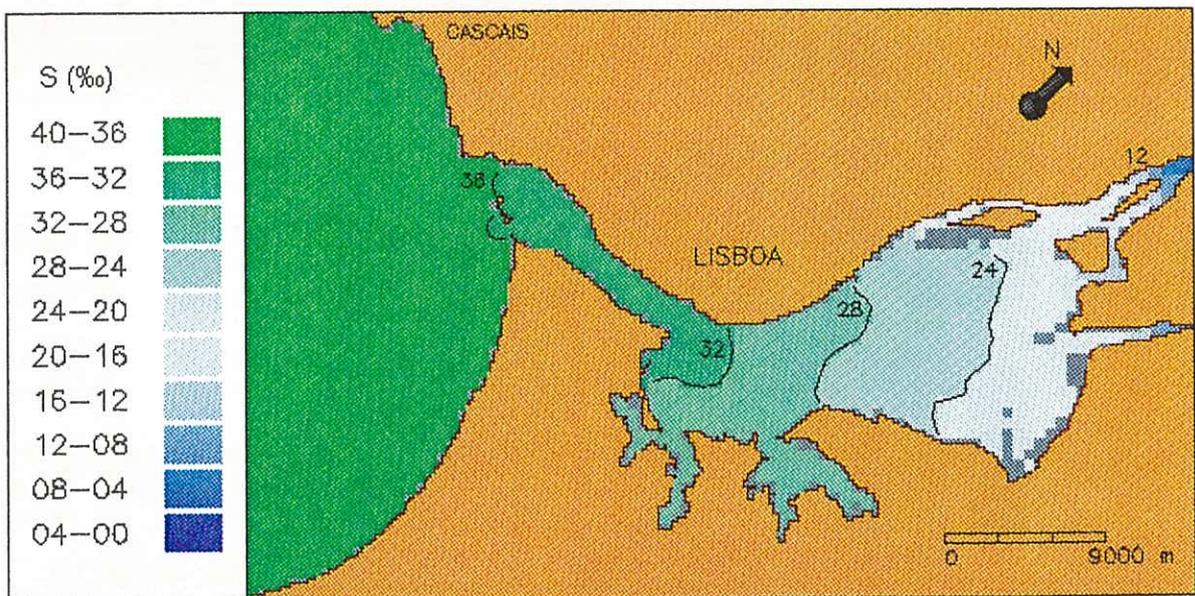


FIGURA 5.11 - Idem. Instante de simulação: 21:00 horas de 1 de Dezembro de 1981.

explicar pela ocorrência de caudais uniformemente baixos no período em análise. O erro médio (e_m) é inferior a 2 ‰ em todas as séries apresentadas (Quadro 5.1).

Apresenta-se também, como exemplo de um ciclo de maré típico, a distribuição da salinidade no domínio 2D, simulada no dia 1 de Dezembro de 1981 em situação de baixa-mar (Fig. 5.8), de enchente (Fig. 5.9), de preia-mar (Fig. 5.10) e de vazante (Fig. 5.11). Verifica-se que o modelo de transporte, tal como o modelo hidrodinâmico, permite simular o processo de cobertura-descobertura a que estão sujeitas as áreas intertidais. Em contrapartida, a utilização de um passo espacial de 600 m, ditada pelo longo período de simulação, implica um sacrifício de realismo na descrição dos canais mais estreitos (*e.g.* Cala do Norte).

QUADRO 5.1. Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de séries temporais de salinidade com 24 horas de duração.

Campanha	Estação	Estatística	
		e_m (‰)	e_{qm} (‰)
9/07/1981	1.0	-0,4	1,5
8/09/1981	3.11	0,8	1,1
16/09/1981	1.0	1,2	2,8
7/10/1981	4.0	-1,2	1,4
12/11/1981	4.6	0,4	1,6
26/11/1981	5.0	0,2	0,2

5.1.4.3 - Sequências temporais para um período de 4 anos

Para a simulação das sequências temporais abrangendo o período de 1980 a 1983, estabeleceu-se um período de cálculo com início em 1 de Janeiro de 1979 e fim em 31 de Dezembro de 1983. O período de cálculo correspondente ao primeiro ano permite assegurar a transição das condições iniciais de salinidade para condições de equilíbrio dinâmico. A duração deste período preparatório é igual para a temperatura e para todos os parâmetros biológicos e químicos, calculados em simultâneo.

A qualidade dos resultados obtidos encontra-se analisada no Quadro 5.2. Verifica-se que o erro médio (e_m) e o erro quadrático médio (e_{qm}) atingem valores relativamente elevados

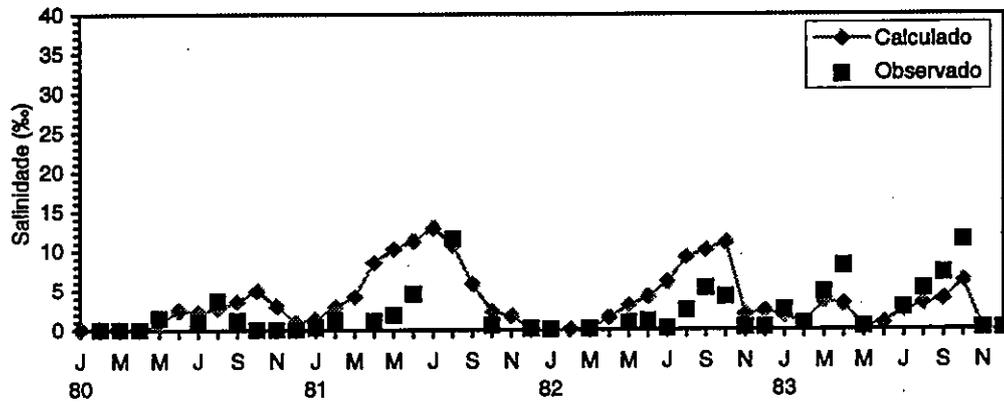


FIGURA 5.12 - Comparação entre valores observados e valores calculados da salinidade (%), para o período de 4 anos entre Janeiro de 1980 e Dezembro de 1983. Estação 1.0.

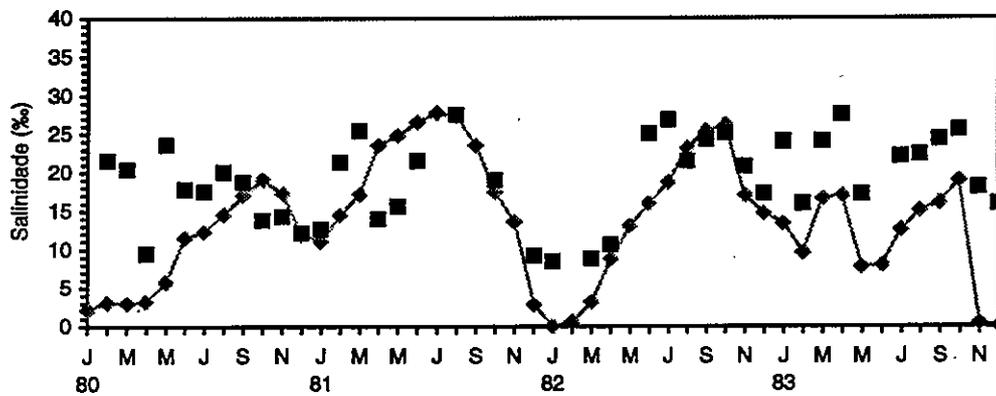


FIGURA 5.13 - Idem. Estação 2.0.

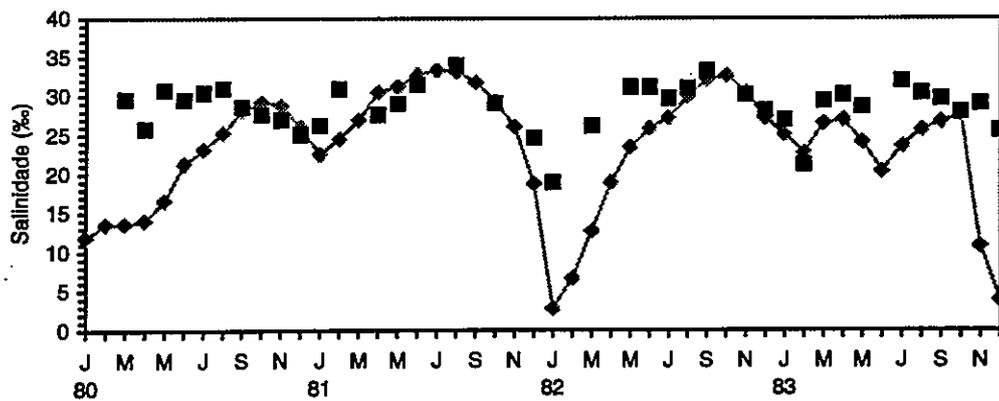


FIGURA 5.14 - Idem. Estação 3.9.

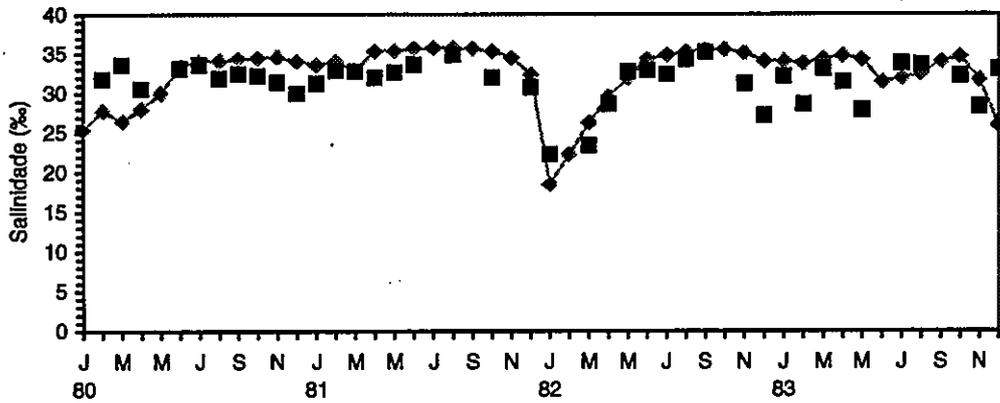


FIGURA 5.15 - Idem. Estação 4.0.

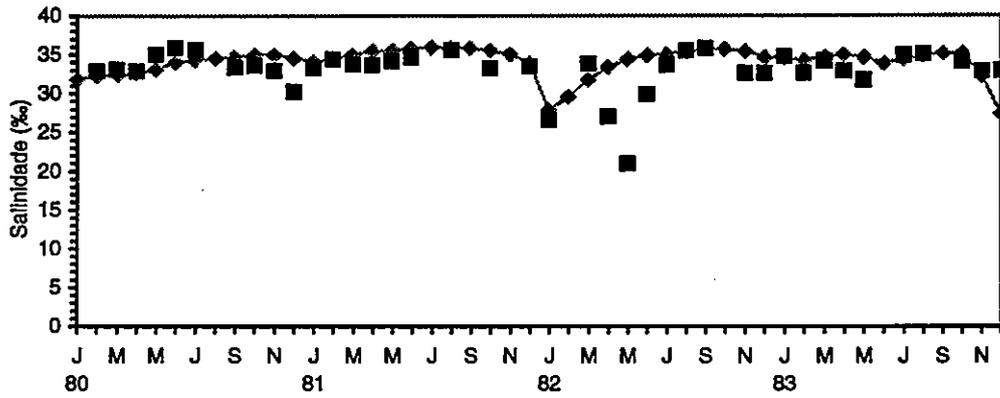


FIGURA 5.16 - Idem. Estação 5.0.

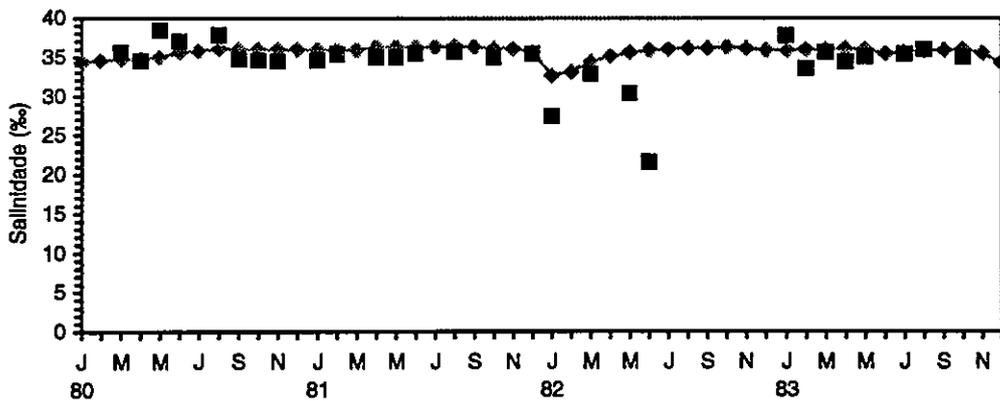


FIGURA 5.17 - Idem. Estação 8.0.

nas estações 2.0 e 3.9. Observando a representação gráfica dos resultados obtidos nas 6 estações de amostragem seleccionadas (Figs. 5.12 a 5.17), verifica-se que, apesar das flutuações do caudal fluvial, os valores médios das observações de salinidade nas estações 2.0 e 3.9 apresentam uma gama de variação relativamente limitada.

A obtenção de resultados menos bons nas estações 2.0 e 3.9 deverá estar relacionada com o facto de a estratificação vertical e o gradiente longitudinal de salinidade atingirem a sua máxima importância no sector superior do estuário. Recorde-se que a estratificação vertical é ignorada pelo modelo. Por outro lado, o gradiente longitudinal de salinidade pode ser afectado por alguma difusão numérica, devido à utilização de um passo espacial relativamente grosseiro (1200 m).

QUADRO 5.2. Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de sequências temporais de salinidade por um período de 4 anos.

Estação	Estatística	
	e_m (‰)	e_{qm} (‰)
1.0	-1,4	3,4
2.0	5,3	8,6
3.9	4,9	7,9
4.0	-1,2	3,2
5.0	-1,1	3,1
8.0	-1,3	3,3

5.1.5 - Discussão

5.1.5.1 - Simulação dos processos de transporte

A modelação matemática da salinidade apresenta diversas dificuldades. Em primeiro lugar, é necessário modelar correctamente o regime hidrodinâmico. A resolução com que é definida a batimetria constitui um dos aspectos que normalmente exercem maior influência sobre a qualidade dos resultados. Por outro lado, as correntes, próximo da superfície e na

região da embocadura, podem também sofrer alguma influência do vento e da agitação marítima. Estes aspectos devem ser tidos em conta na análise de eventuais discordâncias entre observações e resultados de salinidade.

Em segundo lugar, existem aspectos a considerar na modelação dos processos de transporte e da salinidade, propriamente dita. Refiram-se, por exemplo, a abordagem numérica (deve ser evitada a utilização de esquemas artificialmente difusivos) e o período de simulação (deve ser assegurada total independência relativamente às condições iniciais). Mesmo que os dados de caudal sejam introduzidos com resolução espacial e temporal adequada, não é improvável que algumas observações de salinidade sejam influenciadas pela existência de pequenas fontes de água doce marginais.

A utilização de modelos bidimensionais na simulação da salinidade é prática corrente (Jones & Howarth, 1995). Porém, convém ter presente que a natureza tridimensional da distribuição da salinidade se acentua à medida que os caudais fluviais se tornam mais elevados. Não é de esperar que um modelo que pressupõe uma coluna de água homogénea se comporte bem num estuário estratificado, a menos que este efeito seja tido em conta através de um ajustamento dos caudais. Neste tipo de situação, a utilização de um modelo tridimensional (Santos, 1996) poderá ser uma alternativa recomendável.

5.1.5.2 - Importância da estratificação vertical

A Fig. 5.18 pretende ilustrar a importância da estratificação vertical no estuário do Tejo, considerado na sua globalidade, em função da maré e do caudal fluvial. Para realizar esta figura, na forma proposta por Allen *et al.* (1980), definiu-se um índice de estratificação, igual ao prisma de maré a dividir pelo volume de água doce afluente ao estuário durante um ciclo de maré:

$$I_e = \frac{V_m}{Q_f \times T_m} \quad (5.5)$$

Um estuário é considerado: bem misturado, se $I_e > 100$; parcialmente estratificado ou misturado, se $100 \geq I_e \geq 10$; altamente estratificado, se $I_e < 10$. Embora criticável (Dyer, 1973), este tipo de índice é de uma extrema simplicidade, dado que apenas exige o conhecimento dos prismas de maré (calculados no Capítulo 4). Verifica-se que, para um caudal médio de $350 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, o estuário do Tejo se deve apresentar parcialmente estratificado, conforme é geralmente aceite.

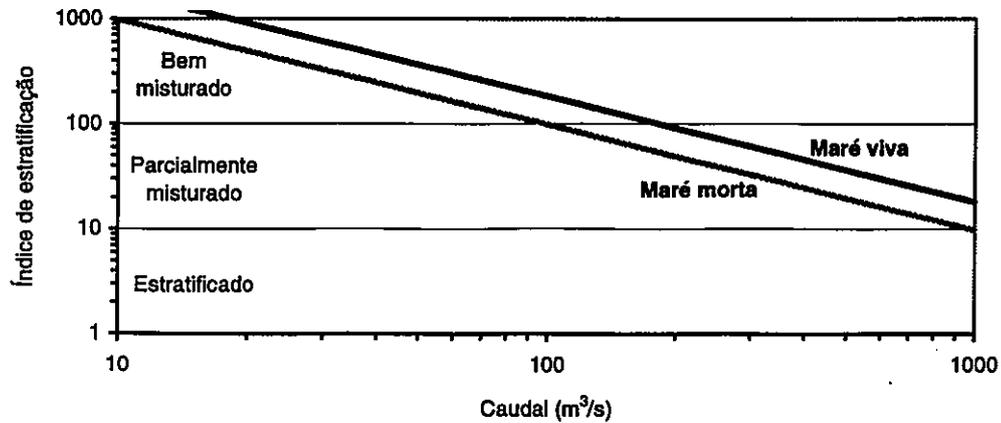


FIGURA 5.18 - Índice de estratificação do estuário do Tejo (*i.e.* relação entre o prisma de maré e o volume de água doce afluente ao estuário durante um ciclo de 12 h 25 min), em função do caudal fluvial e do tipo de maré.

5.1.6 - Considerações finais

A salinidade é um parâmetro difícil de simular, sobretudo quando se negligencia o efeito da estratificação da coluna de água, como se fez neste trabalho. Apesar desta limitação, os resultados obtidos mostraram uma concordância satisfatória com os dados do "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo", em particular na simulação das séries de Castanheiro & Crespo (1983), em que se utilizou um passo espacial médio (600 m). Em face destes resultados, considera-se adequada a utilização do modelo de transporte proposto como suporte de um conjunto de módulos de qualidade da água.

5.2 - TEMPERATURA

5.2.1 - Introdução

A temperatura é uma medida da energia cinética média das moléculas de um corpo. Trata-se de um parâmetro muito importante, de um ponto de vista biológico, pela influência que exerce sobre a distribuição e o metabolismo dos seres vivos (Nybakken, 1993).

Em qualquer estuário, os fluxos de calor na interface ar-água são responsáveis por variações da temperatura da água, tanto mais acentuadas quanto menor for a sua profundidade. Embora estas variações sejam superiores às que se observam nos oceanos, a temperatura desempenha nos estuários um papel menos importante em termos dinâmicos, dado que, nestes sistemas, os gradientes de densidade resultam fundamentalmente da salinidade, e não da temperatura (Pickard & Emery, 1990). A temperatura é, todavia, um parâmetro essencial para a qualidade da água, dado que regula um grande número de processos biológicos e químicos (Bowie *et al.*, 1985).

O modelo de transporte, anteriormente apresentado, pode ser utilizado na simulação da temperatura da água em estuários não-estratificados, mediante a inclusão de termos que representem as componentes do fluxo de calor através da superfície e a imposição de condições de fronteira adequadas. O presente capítulo descreve as características desses termos, analisando-se, em particular, a radiação solar incidente. O modelo proposto, e os primeiros resultados da sua aplicação ao estuário do Tejo, foram objecto de uma apresentação prévia em Portela & Neves (1994a).

5.2.2 - Elementos sobre a área de estudo

De acordo com os valores normais, correspondentes ao período 1951-1980, na estação meteorológica de Lisboa (Instituto Geofísico), considerada representativa da região do estuário do Tejo, a temperatura do ar média mensal varia entre um mínimo de 11,3°C em Janeiro e um máximo de 22,7°C em Agosto, sendo a temperatura média anual de 16,7°C; a velocidade do vento média mensal varia entre um mínimo de 3,4 m s⁻¹ em Outubro e um máximo de 4,3 m s⁻¹ em Julho, sendo a velocidade média anual de 3,9 m s⁻¹; a nebulosidade média anual (medida às 9, 15 e 21 horas) é igual a 0,5; e a humidade relativa do ar média anual (medida às 9, 15 e 21 horas) é igual a 71% (Mendes *et al.*, 1991).

O fenómeno de afloramento ("upwelling") de água subsuperficial fria ao longo da costa ocidental portuguesa é mais intenso de Junho a Setembro, quando prevalecem os ventos do

quadrante norte (Fiúza, 1982). Este fenómeno resulta da acção do vento ao longo da costa, conjugada com o efeito de rotação da Terra, sendo normalmente observado na margem oriental dos oceanos, devido à acção de ventos que sopram em direcção ao equador. O afloramento na costa ocidental portuguesa faz parte de um sistema que se estende ao longo da costa ocidental da Península Ibérica e de África até à latitude de 15°N (Sousa & Bricaud, 1992).

Dado que a temperatura da água do mar diminui com o aumento da profundidade, o afloramento de água subsuperficial provoca um abaixamento da temperatura da água superficial na faixa costeira. Durante os meses de Verão, quando se estabelece o regime de ventos designado por "nortada", a temperatura da água do mar à superfície junto da costa ocidental portuguesa é inferior em cerca de 3°C a 6°C à que se verifica, à mesma latitude, na região dos Açores; durante os meses de Inverno, a diferença é de cerca de 1°C a 2°C (Moura *et al.*, 1988).

A temperatura da água do mar à superfície (medida às 9 horas), no sector da faixa costeira adjacente ao estuário do Tejo, apresenta um valor médio anual de *c.* 15°C. Na estação de Cascais/Santa Marta, para o período 1980-1984, os valores médios mensais variaram entre 13,2°C em Março e 16,8°C em Setembro, com um valor médio anual de 14,8°C. Na estação do Monte Estoril, em funcionamento no período 1956-1975, os valores médios mensais variaram entre 13,3°C em Janeiro e Fevereiro e 16,8°C em Setembro, com um valor médio anual de 15,2°C (Moura *et al.*, 1988).

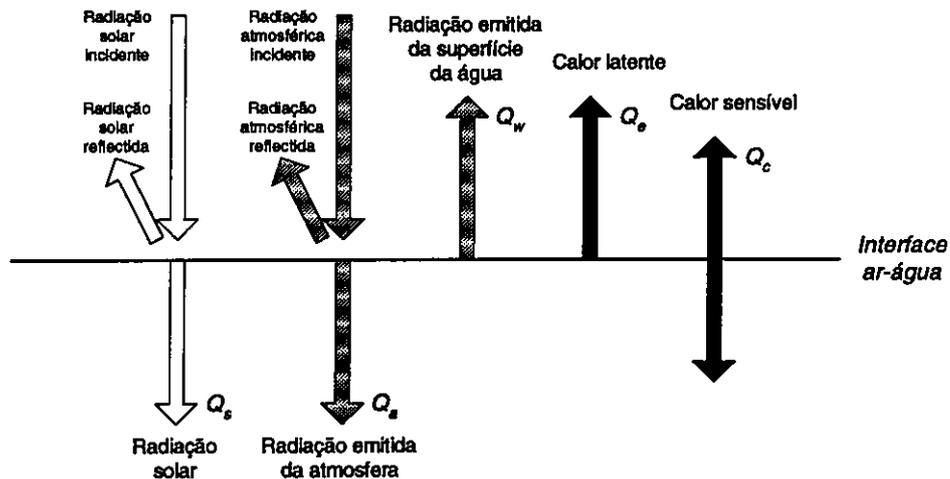


FIGURA 5.19 - Termos de transferência de calor na interface ar-água.

As campanhas de observação da qualidade da água fornecem elementos sobre a distribuição da temperatura no interior do estuário do Tejo. Na embocadura do estuário, a temperatura da água varia normalmente entre 12°C em Janeiro-Fevereiro e 19°C em Julho-Agosto. No sector superior do estuário regista-se uma variação superior, entre cerca de 10°C em Janeiro-Fevereiro e cerca de 26°C em Julho-Agosto. A diferença entre as temperaturas à superfície e junto ao fundo, calculada para um total de 730 observações efectuadas em 20 estações de amostragem (Martins & Duffner, 1982; Martins *et al.*, 1983a, 1983b; Silva *et al.*, 1986a), revelou-se inferior a 1,0°C em 78% das observações.

5.2.3 - Módulo de temperatura

A distribuição da temperatura é descrita pela equação de advecção-difusão, à qual se adicionou um termo de fonte-poço, representando as trocas de calor através da superfície livre. Este termo, calculado no módulo de temperatura, engloba a contribuição dos fluxos de radiação de curto e de longo comprimento de onda e os fluxos de calor latente e sensível (Fig. 5.19). Estes fluxos são calculados com base em formulações clássicas, que têm sido revistas por diversos autores (*e.g.* Orlob & Marjanovic, 1989). Desprezam-se as trocas de calor através do fundo (*cf.* Sinokrot & Stefan, 1993).

A equação de transporte de temperatura é, pois, dada por:

$$\frac{\partial HT}{\partial t} + \frac{\partial HTu}{\partial x} + \frac{\partial HTv}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(HD_x \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(HD_y \frac{\partial T}{\partial y} \right) + \frac{Q}{\rho c_p} \quad (5.6)$$

em que T = temperatura da água média na vertical (°C), Q = somatório dos fluxos de calor através da superfície da água ($W m^{-2}$), $\rho = 1000 kg m^{-3}$ é a massa volúmica da água e $c_p = 4100 J kg^{-1} K^{-1}$ é o calor específico da água. O fluxo total de calor que passa através da interface ar-água, Q , pode ser expresso como:

$$Q = Q_s + Q_a + Q_w + Q_e + Q_c \quad (5.7)$$

em que Q_s = fluxo de radiação solar ($W m^{-2}$), Q_a = fluxo de radiação emitida da atmosfera ($W m^{-2}$), Q_w = fluxo de radiação emitida da superfície da água ($W m^{-2}$), Q_e = fluxo de calor latente ($W m^{-2}$) e Q_c = fluxo de calor sensível ($W m^{-2}$). A massa de água ganha calor através dos termos Q_s e Q_a , perde calor através dos termos Q_w e Q_e e pode ganhar ou perder calor através do termo Q_c .

O fluxo de *radiação solar*, de curto comprimento de onda, é calculado por:

$$Q_s = Q_o A_t (1 - 0,65 C_l^2) (1 - R_s) \quad (5.8)$$

em que Q_o = fluxo de radiação solar no topo da atmosfera ($W m^{-2}$), A_t = coeficiente de transmissão atmosférica, C_l = nebulosidade ($0 < C_l < 1$) e $R_s = 0,06$ é o albedo ou reflectividade da superfície da água para a radiação solar.

O fluxo de radiação solar no topo da atmosfera é expresso como:

$$Q_o = \frac{Q_{sc}}{r^2} \text{sen } a \quad (5.9)$$

em que $Q_{sc} = 1367 W m^{-2}$ é a constante solar, ou fluxo de radiação solar à distância média entre o Sol e a Terra, a = altitude solar ($0 < a < \pi/2$ rad) e r = raio vector.

A altitude solar, ou elevação angular do Sol acima do horizonte, é determinada a partir da equação:

$$\text{sen } a = \text{sen } \phi \text{sen } \delta + \cos \phi \cos \delta \cos \eta \quad (5.10)$$

em que ϕ = latitude (rad), δ = declinação do Sol (rad) e η = ângulo horário do Sol (rad). A declinação do Sol depende do dia do ano e é dada por:

$$\delta = \frac{23,45\pi}{180} \cos \left[2\pi \frac{(172 - d)}{365} \right] \quad (5.11)$$

em que d = dia juliano. O ângulo horário depende da hora do dia e é dado por:

$$\eta = \frac{(t_h + 12)\pi}{12} \quad \text{se } t_h < 12 \text{ h} \quad (5.12a)$$

$$\eta = \frac{(t_h - 12)\pi}{12} \quad \text{se } t_h \geq 12 \text{ h} \quad (5.12b)$$

em que t_h = tempo solar médio local ($0 < t_h < 24$ h).

O raio vector, ou razão entre a distância instantânea e a distância média entre o Sol e a Terra, é determinado por:

$$r = 1,0 + 0,017 \cos \left[2\pi \frac{(186 - d)}{365} \right] \quad (5.13)$$

em que d = dia juliano.

O coeficiente de transmissão atmosférica, calculado pelo método descrito em Rosati & Miyakoda (1988), pode ser representado na forma:

$$A_t = A_{bt} + A_{dt} \quad (5.14)$$

em que A_{bt} = fracção do feixe directo e A_{dt} = fracção difusa do fluxo de radiação solar no topo da atmosfera que atinge a superfície da Terra para um céu limpo.

A fracção directa do fluxo de radiação solar que atinge a superfície sob céu limpo é:

$$A_{bt} = \tau^m \quad (5.15)$$

em que $\tau = 0,74$ é o coeficiente de transmissão atmosférica para a radiação solar directa e m = massa seccional. A massa seccional é dada pela aproximação:

$$m = \frac{1}{\text{sen } a} \quad (5.16)$$

em que a = altitude solar (rad).

A fracção difusa do fluxo de radiação solar que atinge a superfície sob céu limpo é:

$$A_{dt} = \frac{1 - A_a - A_{bt}}{2} \quad (5.17)$$

em que $A_a = 0,09$ é o coeficiente de absorção devido ao vapor de água e ao ozono e A_{bt} = fracção directa.

O fluxo de *radiação emitida da atmosfera*, de longo comprimento de onda, é calculado pela fórmula de Swinbank (1963):

$$Q_a = 0,937 \times 10^{-5} \sigma (273,15 + T_a)^6 (1 + 0,17 C_l^2) (1 - R_a) \quad (5.18)$$

em que $\sigma = 5,67 \times 10^{-8} \text{ W m}^{-2} \text{ K}^{-4}$ é a constante de Stefan-Boltzmann, T_a = temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), C_l = nebulosidade e $R_a = 0,03$ é a reflectividade da superfície da água para a radiação

emitida da atmosfera. Esta expressão prevê um aumento da radiação emitida pela atmosfera em situações de maior nebulosidade.

O fluxo de *radiação emitida da superfície da água*, de longo comprimento de onda, é calculado directamente pela lei de Stefan-Boltzmann:

$$Q_w = -e_w \sigma (273,15 + T)^4 \quad (5.19)$$

em que $e_w = 0,97$ é a emissividade da superfície da água, σ = constante de Stefan-Boltzmann e T = temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$). A diferença de comprimento de onda entre a radiação solar, por um lado, e a radiação emitida da atmosfera e da superfície da água, por outro, é uma consequência da proporcionalidade inversa entre o comprimento de onda e a temperatura da superfície de emissão, expressa pela lei de Wien (Chow *et al.*, 1988).

O fluxo de *calor latente* perdido por evaporação é calculado pela seguinte fórmula empírica:

$$Q_e = -(a + bw)(e_{sw} - e_{sa}R_h) \quad \text{se } (e_{sw} - e_{sa}R_h) > 0 \quad (5.20a)$$

$$Q_e = 0 \quad \text{se } (e_{sw} - e_{sa}R_h) \leq 0 \quad (5.20b)$$

em que $a = 0,075 \text{ W m}^{-2} \text{ Pa}^{-1}$ e $b = 0,030 \text{ J m}^{-3} \text{ Pa}^{-1}$ são constantes da função do vento, w = velocidade do vento (m s^{-1}), e_{sw} = pressão de vapor de saturação à temperatura da água (Pa), e_{sa} = pressão de vapor de saturação à temperatura do ar (Pa) e R_h = humidade relativa ($0 < R_h < 1$).

As pressões de vapor de saturação são dadas por:

$$e_{sw} = 612 \exp\left(\frac{17,5T}{241 + T}\right) \quad (5.21)$$

$$e_{sa} = 612 \exp\left(\frac{17,5T_a}{241 + T_a}\right) \quad (5.22)$$

em que T = temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) e T_a = temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$).

O *calor sensível* é a fracção da energia interna proporcional à temperatura (Chow *et al.*, 1988). O fluxo de calor sensível é calculado por:

$$Q_c = -\gamma(a + bw)(T - T_a) \quad (5.23)$$

em que $\gamma = 62,7 \text{ Pa K}^{-1}$ é a constante de Bowen, $a, b =$ constantes da função do vento, $w =$ velocidade do vento (m s^{-1}), $T =$ temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) e $T_a =$ temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$).

5.2.4 - Resultados

5.2.4.1 - Aplicação do modelo

A simulação da temperatura foi realizada em condições idênticas às que se descreveram para a salinidade, ou seja:

- Passo espacial de 600 m, elevação na fronteira oceânica produzida pela soma de 14 constituintes de maré e período de simulação de 12 meses, com início em 1 de Janeiro de 1981, com o objectivo de simular as séries temporais obtidas dos dados de Castanheiro & Crespo (1983);
- Passo espacial de 1200 m, elevação na fronteira oceânica produzida pela constituinte M_2 e período de simulação de 5 anos, com início em 1 de Janeiro de 1979, com o objectivo de simular as sequências temporais obtidas dos dados de Martins & Duffner (1982), Martins *et al.* (1983a, 1983b) e Silva *et al.* (1986a).

Como condição de fronteira oceânica, foi utilizada a temperatura da água do mar média mensal medida em Cascais (Quadro 5.3). Nas fronteiras fluviais, a temperatura da água foi estimada, em primeira aproximação, como a média das temperaturas do ar máxima e mínima em Lisboa (Instituto Geofísico) (Quadro 5.4). Os parâmetros meteorológicos requeridos pelo modelo (nebulosidade, humidade relativa, temperatura do ar máxima e mínima, velocidade do vento) foram também prescritos como valores médios mensais. Os valores medidos na estação meteorológica de Lisboa (Instituto Geofísico) foram considerados representativos da área em estudo (Quadros 5.5 a 5.8) (INMG, 1988a, 1988b, 1988c, 1989a, 1989b).

5.2.4.2 - Séries temporais com 24 horas de duração

A simulação das séries temporais de temperatura, obtidas por Castanheiro & Crespo (1983), foi efectuada nas mesmas condições da simulação das séries temporais de correntes e de salinidade (*i.e.* passo espacial de 600 m, 14 constituintes de maré na fronteira oceânica, período de simulação de 12 meses, com início em 1 de Janeiro de 1981).

QUADRO 5.3. Valores observados médios mensais da temperatura da água na fronteira oceânica (T^{mar}). Dados de INMG (1988b, 1988c, 1989a, 1989b).

Mês	T^{mar} (°C)			
	1980	1981	1982	1983
Janeiro	13,5	12,6	14,7	13,6
Fevereiro	14,1	12,8	13,9	13,2
Março	13,9	13,7	13,8	12,6
Abril	15,4	14,4	14,9	12,7
Mai	15,3	14,3	14,8	13,1
Junho	15,6	16,8	15,4	16,3
Julho	16,0	15,5	16,2	16,9
Agosto	16,8	16,6	16,5	16,4
Setembro	17,1	16,8	16,8	16,6
Outubro	16,5	16,6	16,2	16,6
Novembro	14,6	16,0	15,3	14,7
Dezembro	12,3	15,6	14,3	13,3

QUADRO 5.4. Valores da temperatura da água na fronteira fluvial (T^{rio}), estimados a partir dos valores médios mensais da temperatura do ar em Lisboa.

Mês	T^{rio} (°C)			
	1980	1981	1982	1983
Janeiro	11,6	11,7	12,4	10,7
Fevereiro	13,1	11,8	13,0	10,9
Março	13,6	14,6	14,6	15,6
Abril	16,7	14,6	16,4	14,4
Mai	17,0	16,4	18,0	15,7
Junho	19,8	22,0	20,2	21,3
Julho	22,0	23,6	20,6	21,0
Agosto	23,3	22,7	23,2	22,4
Setembro	22,6	21,9	22,2	23,0
Outubro	18,5	19,0	17,5	19,9
Novembro	13,7	17,4	14,1	16,6
Dezembro	11,0	14,0	11,6	12,3

QUADRO 5.5. Valores observados médios mensais da nebulosidade (C_i). Dados de INMG (1988b, 1988c, 1989a, 1989b).

Mês	C_i			
	1980	1981	1982	1983
Janeiro	0,7	0,5	0,7	0,5
Fevereiro	0,7	0,6	0,8	0,7
Março	0,8	0,9	0,5	0,5
Abril	0,5	0,7	0,6	0,8
Maio	0,7	0,6	0,6	0,8
Junho	0,4	0,5	0,6	0,5
Julho	0,2	0,3	0,6	0,5
Agosto	0,4	0,2	0,3	0,3
Setembro	0,5	0,6	0,5	0,3
Outubro	0,7	0,5	0,6	0,6
Novembro	0,7	0,5	0,7	0,8
Dezembro	0,4	0,7	0,7	0,6

QUADRO 5.6. Valores observados médios mensais da humidade relativa (R_h). Dados de INMG (1988b, 1988c, 1989a, 1989b).

Mês	R_h			
	1980	1981	1982	1983
Janeiro	0,78	0,66	0,80	0,72
Fevereiro	0,77	0,67	0,77	0,75
Março	0,73	0,77	0,60	0,64
Abril	0,58	0,69	0,62	0,65
Maio	0,68	0,67	0,60	0,63
Junho	0,62	0,60	0,62	0,61
Julho	0,54	0,48	0,63	0,69
Agosto	0,62	0,61	0,56	0,62
Setembro	0,57	0,66	0,64	0,58
Outubro	0,70	0,65	0,69	0,65
Novembro	0,78	0,60	0,79	0,87
Dezembro	0,68	0,79	0,80	0,78

QUADRO 5.7. Valores observados médios mensais da temperatura do ar mínima (t_a^{min}) e máxima (t_a^{max}). Dados de INMG (1988b, 1988c, 1989a, 1989b).

Mês	t_a^{min} (°C)- t_a^{max} (°C)			
	1980	1981	1982	1983
Janeiro	8,2-14,9	7,8-15,6	9,2-15,6	6,8-14,6
Fevereiro	9,4-16,8	7,5-16,0	9,8-16,3	7,8-14,0
Março	10,0-17,1	11,2-18,0	10,5-18,7	11,5-19,8
Abril	12,3-21,1	11,0-18,3	12,4-20,5	10,8-18,1
Maio	13,0-20,9	12,4-20,3	13,5-22,4	11,9-19,5
Junho	15,0-24,6	17,4-26,7	15,7-24,8	16,9-25,7
Julho	16,5-27,5	18,4-28,7	16,6-24,7	17,2-24,8
Agosto	18,3-28,3	17,6-27,8	18,1-28,3	18,0-26,8
Setembro	17,2-28,0	17,6-26,2	17,9-26,6	17,7-28,2
Outubro	14,3-22,7	15,2-22,8	13,6-21,4	15,7-24,1
Novembro	10,5-16,9	13,2-21,5	11,1-17,1	13,9-19,3
Dezembro	7,4-14,6	11,1-16,9	8,7-14,4	9,1-15,5

QUADRO 5.8. Valores observados médios mensais da velocidade do vento (w). Dados de INMG (1988b, 1988c, 1989a, 1989b).

Mês	w (m s ⁻¹)			
	1980	1981	1982	1983
Janeiro	3,2	3,7	3,2	3,0
Fevereiro	3,1	3,6	3,1	3,5
Março	3,8	3,2	4,1	3,6
Abril	3,6	3,5	3,2	4,1
Maio	3,8	3,8	4,4	3,9
Junho	4,5	3,6	3,9	3,8
Julho	4,0	4,9	3,5	3,4
Agosto	4,1	3,3	4,8	3,9
Setembro	3,3	3,1	3,2	3,1
Outubro	2,7	4,1	3,2	2,9
Novembro	3,0	2,7	3,0	2,9
Dezembro	4,2	4,5	3,0	3,9

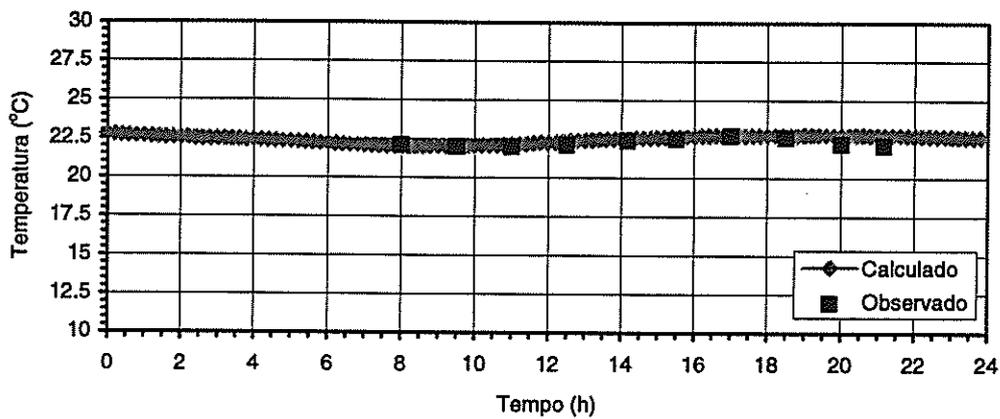


FIGURA 5.20 - Comparação entre valores observados e valores calculados da temperatura (°C). Estação 2.8, em 9 de Julho de 1981.

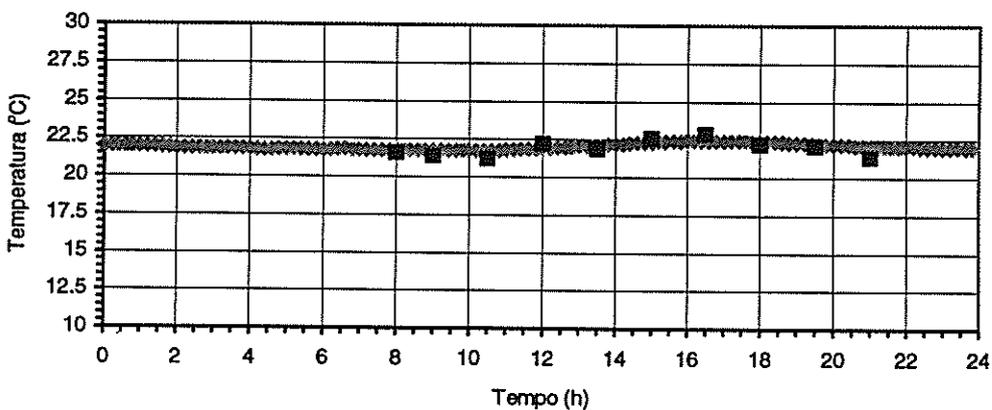


FIGURA 5.21 - Idem. Estação 3.11, em 8 de Setembro de 1981.

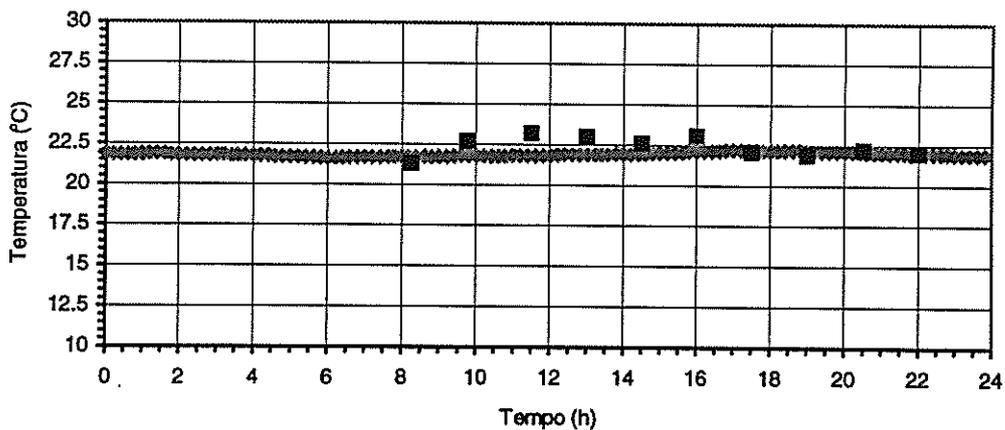


FIGURA 5.22 - Idem. Estação 1.0, em 16 de Setembro de 1981.

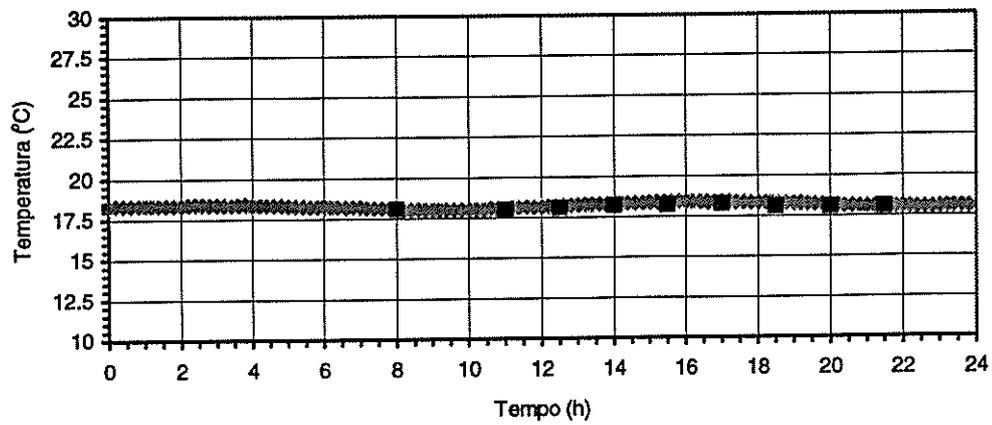


FIGURA 5.23 - Idem. Estação 5.0, em 7 de Outubro de 1981.

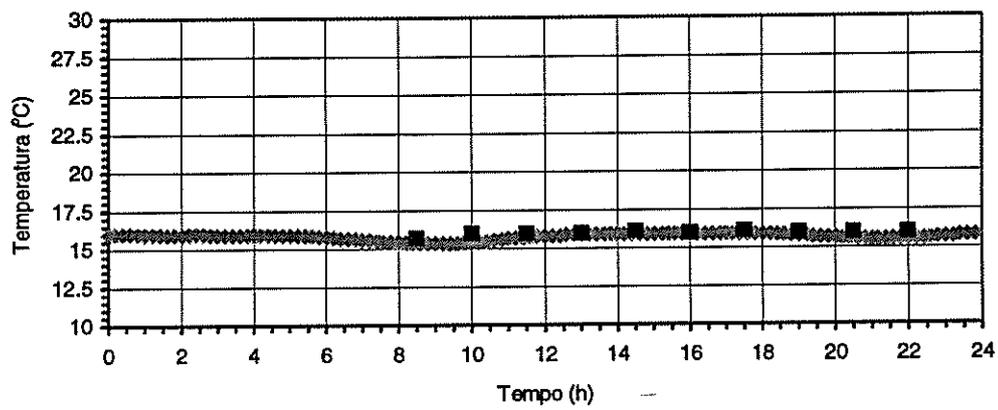


FIGURA 5.24 - Idem. Estação 4.7, em 12 de Novembro de 1981.

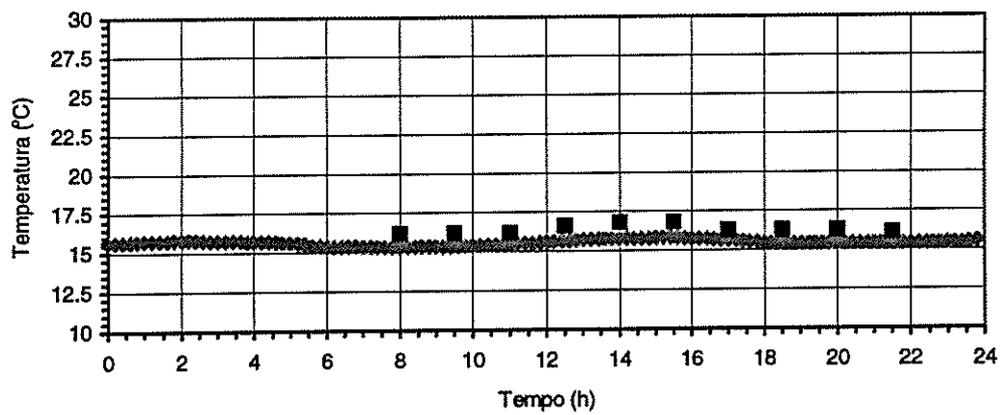


FIGURA 5.25 - Idem. Estação 6.7, em 26 de Novembro de 1981.

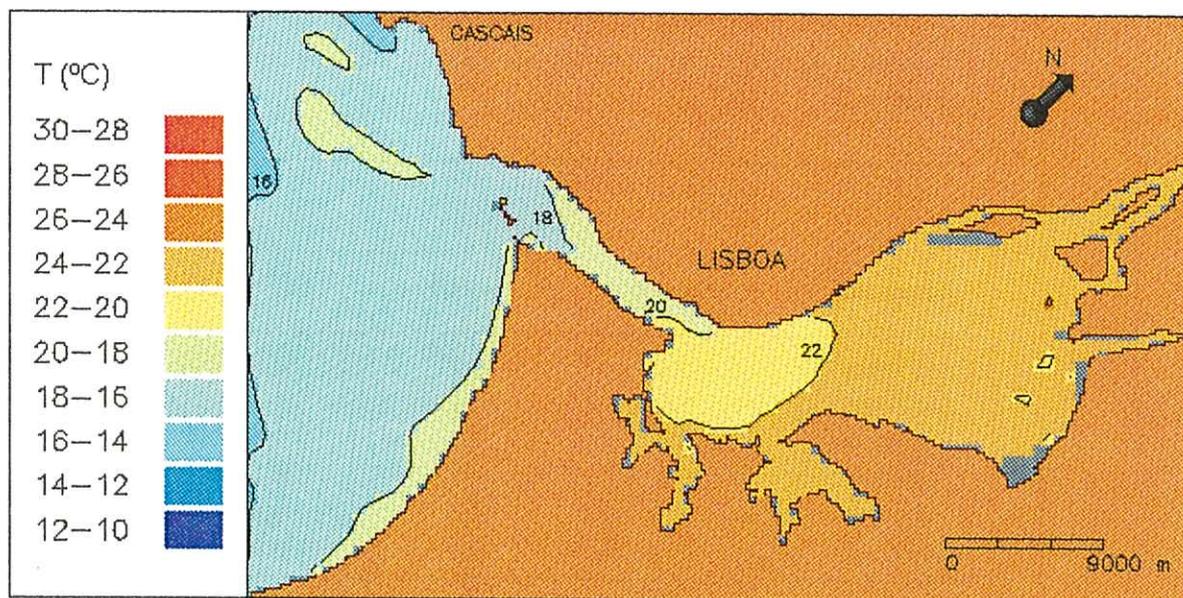


FIGURA 5.26 - Distribuição espacial da temperatura (°C) no estuário do Tejo. Instante de simulação: 12:00 horas de 1 de Julho de 1981.

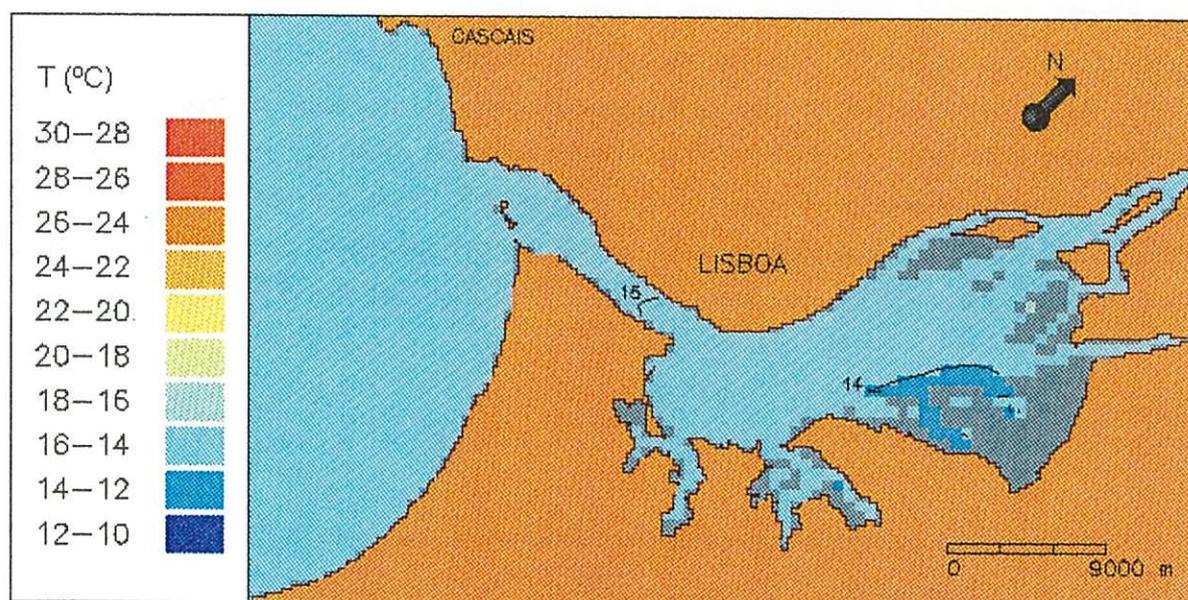


FIGURA 5.27 - Idem. Instante de simulação: 12:00 horas de 1 de Dezembro de 1981.

QUADRO 5.9. Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de séries temporais de temperatura com 24 horas de duração.

Campanha	Estação	Estatística	
		e_m (°C)	e_{qm} (°C)
9/07/1981	2.8	-0,2	0,3
8/09/1981	3.11	-0,1	0,4
16/09/1981	1.0	0,5	0,8
7/10/1981	5.0	-0,1	0,1
12/11/1981	4.7	0,3	0,3
26/11/1981	6.7	0,9	0,9

Comparam-se os resultados do modelo com um conjunto de 6 séries temporais, uma por cada campanha realizada (Figs. 5.20 a 5.25). Embora tivesse sido desejável que as temperaturas nas fronteiras e os parâmetros meteorológicos fossem fornecidos com maior resolução temporal, verifica-se que o erro médio entre valores calculados e valores observados é inferior a 1°C em todos os casos apresentados (Quadro 5.9).

Apresenta-se a distribuição da temperatura em dois instantes representativos do ciclo anual. Em 1 de Julho de 1981, verifica-se uma situação típica de Verão; a temperatura no sector superior do estuário é superior, em mais de 6°C, à temperatura na fronteira oceânica (Fig. 5.26). Em 1 de Dezembro de 1981, esta situação encontra-se alterada; a temperatura no interior do estuário é já inferior à temperatura na fronteira oceânica (Fig. 5.27).

5.2.4.3 - Sequências temporais para um período de 4 anos

A simulação das sequências temporais de temperatura, construídas a partir dos dados de Martins & Duffner (1982), Martins *et al.* (1983a, 1983b) e Silva *et al.* (1986a), foi efectuada nas mesmas condições da simulação da salinidade (*i.e.* passo espacial de 1200 m, constituinte M₂, período de simulação de 5 anos, com início em 1 de Janeiro de 1979).

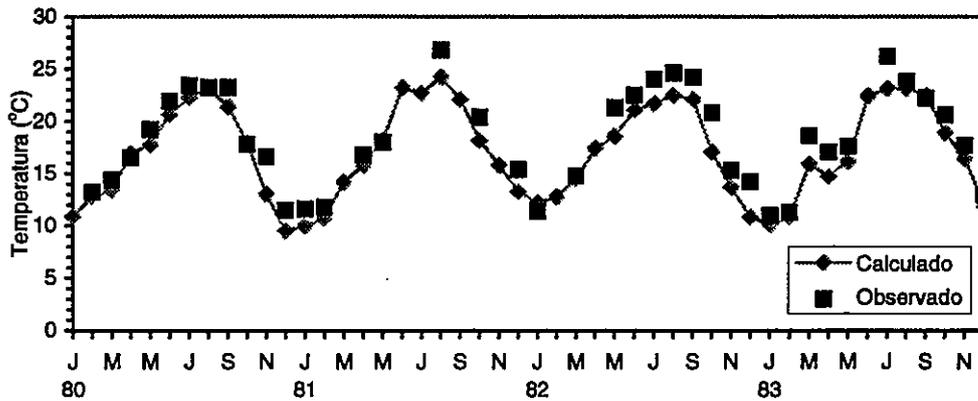


FIGURA 5.28 - Comparação entre valores observados e valores calculados da temperatura (°C), para o período de 4 anos entre Janeiro de 1980 e Dezembro de 1983. Estação 1.0.

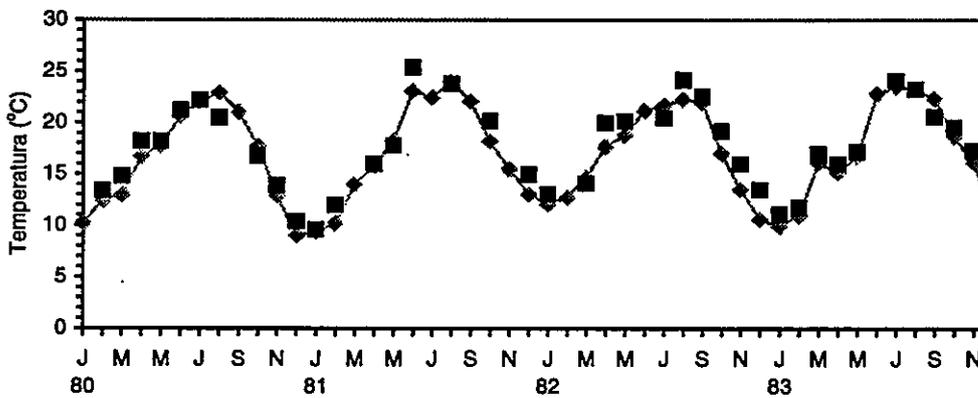


FIGURA 5.29 - Idem. Estação 2.0.

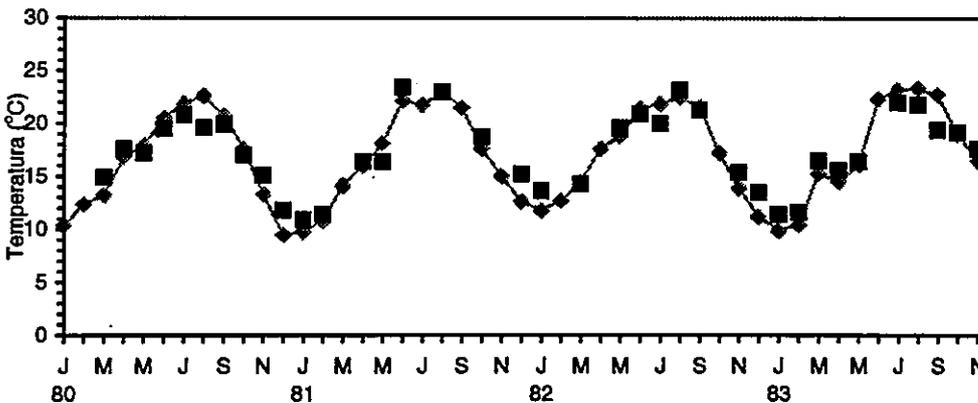


FIGURA 5.30 - Idem. Estação 3.9.

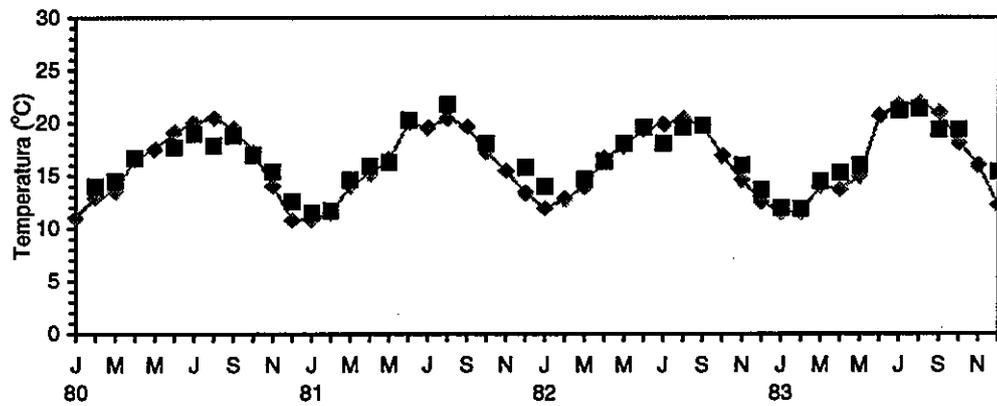


FIGURA 5.31 - Idem. Estação 4.0.

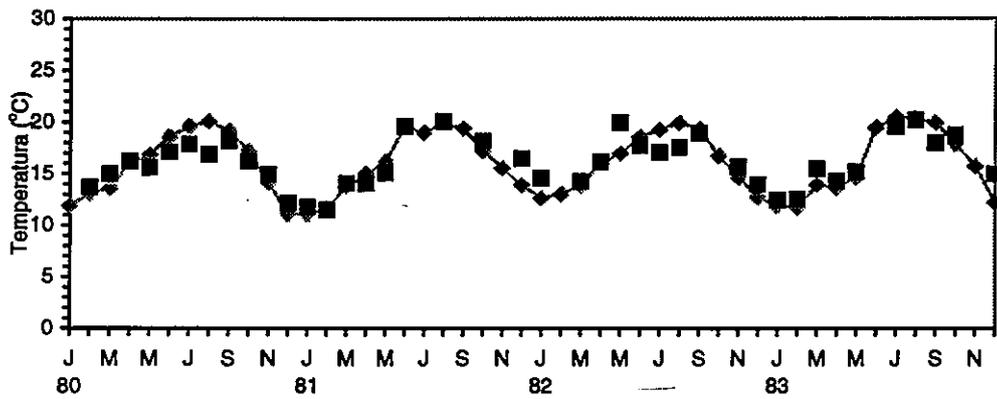


FIGURA 5.32 - Idem. Estação 5.0.

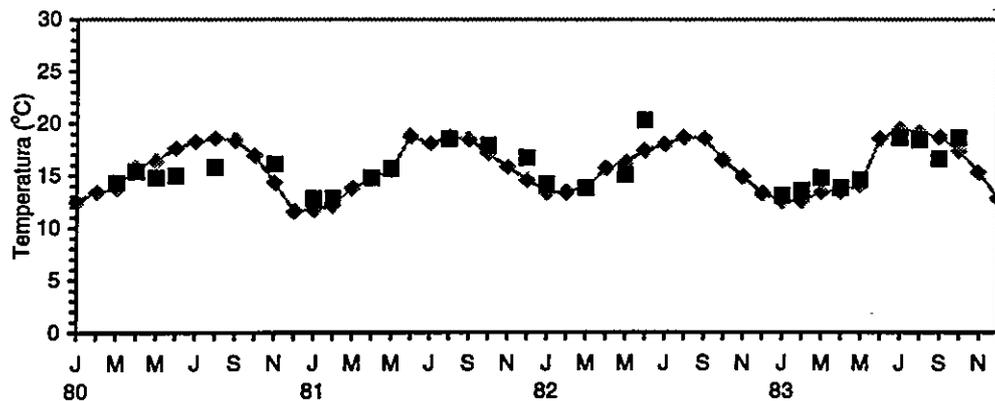


FIGURA 5.33 - Idem. Estação 8.0.

QUADRO 5.10. Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de sequências temporais de temperatura por um período de 4 anos.

Estação	Estatística	
	e_m (°C)	e_{qm} (°C)
1.0	1,4	1,8
2.0	0,9	1,5
3.9	0,4	1,6
4.0	0,4	1,2
5.0	0,1	1,4
8.0	0,1	1,4

Os resultados obtidos encontram-se representados para todas as estações (Figs. 5.28 a 5.33). Verifica-se uma excelente correlação entre valores calculados e observados, sobretudo no sector superior do estuário ($r = 0,97$ nas estações 1.0 e 2.0, $r = 0,96$ na estação 3.9, $r = 0,95$ na estação 4.0, $r = 0,90$ na estação 5.0 e $r = 0,81$ na estação 8.0). Recorde-se que os valores observados resultam de amostragens efectuadas apenas uma ou duas vezes por mês. Os erros médio e quadrático médio encontram-se quantificados no Quadro 5.10.

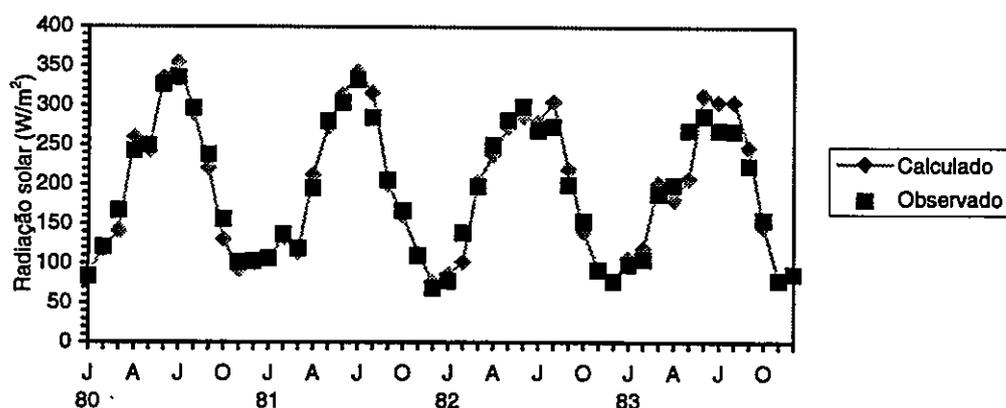


FIGURA 5.34 - Comparação entre valores observados e valores calculados da radiação solar incidente ($W m^{-2}$) em Lisboa (Instituto Geofísico), para o período de 4 anos entre Janeiro de 1980 e Dezembro de 1983.

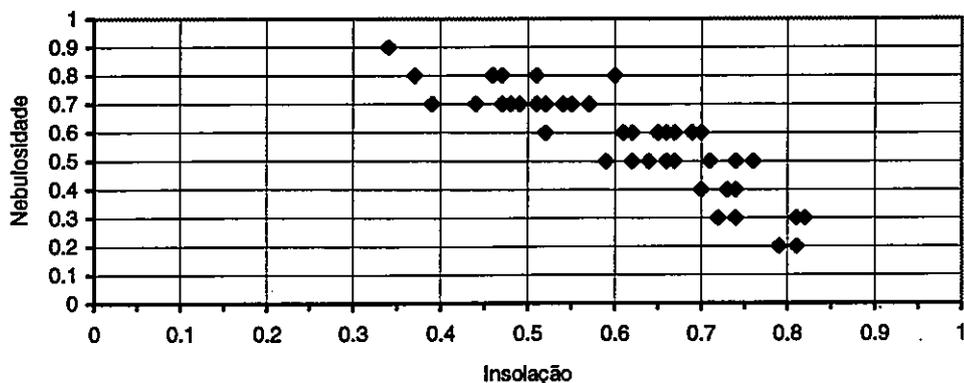


FIGURA 5.35 - Relação entre os valores médios mensais da nebulosidade e os valores mensais da insolação, expressa em relação à insolação máxima possível, de Janeiro de 1980 a Dezembro de 1983 ($r = -0,86$).

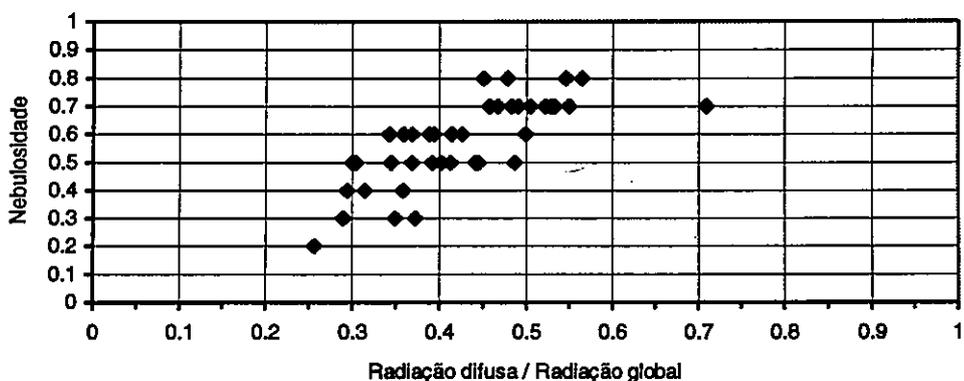


FIGURA 5.36 - Relação entre os valores médios mensais da nebulosidade e os valores mensais da radiação difusa, expressa em relação à radiação global, de Janeiro de 1980 a Dezembro de 1983 ($r = 0,75$).

5.2.5 - Discussão

5.2.5.1 - Cálculo da radiação solar incidente

A radiação solar incidente média mensal, medida em Lisboa (Instituto Geofísico) entre Janeiro de 1980 e Dezembro de 1983, variou entre um mínimo de 69 W m^{-2} em Dezembro de 1981 e um máximo de 336 W m^{-2} em Julho de 1980 (INMG, 1988b, 1988c, 1989a, 1989b). Estas observações foram comparadas com os correspondentes valores calculados pelo módulo de temperatura, tendo-se constatado uma excelente correlação ($r = 0,98$) (Fig. 5.34). Para o

período de 4 anos, o somatório dos valores calculados da radiação solar é praticamente equivalente ao dos valores observados (+1%). As maiores diferenças referem-se ao ano de 1980 (-2%), que apresenta o mais elevado valor observado de radiação solar média anual (202 W m^{-2}), e ao ano de 1983 (+3%), que apresenta o mais baixo valor observado de radiação solar média anual (186 W m^{-2}).

A descrição da nebulosidade é uma das principais fontes de erro na simulação da radiação solar incidente na superfície da Terra. Os valores da nebulosidade são expressos numa escala de 0 a 1, em que cada décimo corresponde a uma décima parte do céu coberta de nuvens; nesta escala elementar, 0 representa céu limpo e 1 representa céu encoberto. Com o objectivo de obter indicações sobre a qualidade deste parâmetro, que justificassem a sua utilização no presente modelo, considerou-se conveniente analisar a sua relação com outros parâmetros, determinados com maior precisão.

Os valores médios mensais da nebulosidade foram comparados, em primeiro lugar, com os valores mensais da insolação, expressos em relação ao número de horas de sol máximo possível em cada mês. De Janeiro de 1980 a Dezembro de 1983, os valores mensais da insolação variaram entre 34% e 82% do número de horas de sol máximo possível, com um valor médio no conjunto de 48 meses de 63%, equivalente a 2780 horas de sol por ano (INMG, 1988b, 1988c, 1989a, 1989b). Como seria de esperar, verifica-se que os valores da insolação relativa tendem a variar de forma inversamente proporcional com os valores da nebulosidade (Fig. 5.35). No período considerado, o coeficiente de correlação entre estas duas variáveis é significativo ($r = -0,86$).

Os valores médios mensais da nebulosidade foram comparados, também, com os valores mensais da radiação difusa, expressos em relação aos valores mensais da radiação global, directa e difusa. De Janeiro de 1980 a Dezembro de 1983, os valores mensais da radiação difusa variaram entre 26% e 71% dos valores mensais da radiação global, com um valor médio de 43% no conjunto de 39 meses para os quais se dispõe de informação sobre a radiação difusa (INMG, 1988b, 1988c, 1989a, 1989b). Conforme seria de prever, verifica-se que a importância relativa da radiação difusa varia em proporcionalidade directa com os valores da nebulosidade (Fig. 5.36), sendo a correlação significativa ($r = 0,75$).

5.2.5.2 - Fluxos de calor na interface com a atmosfera

Com o presente modelo, foram calculados, no sector médio do estuário (estação 3.11), os valores médios mensais dos fluxos de calor na interface com a atmosfera, entre Janeiro e Dezembro de 1981. Verifica-se que:

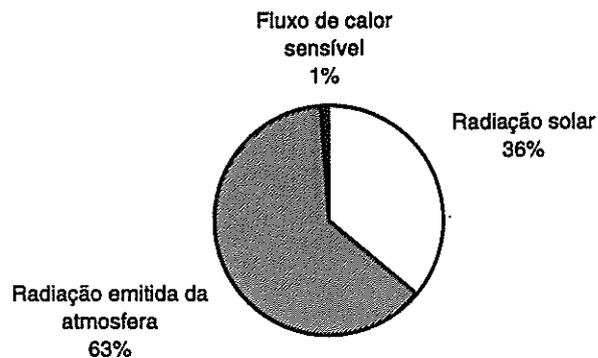


FIGURA 5.37 - Componentes do fluxo de calor que entra no estuário através da interface com a atmosfera (518 W m^{-2}). Valores médios calculados na estação 3.11, referentes ao ano de 1981.

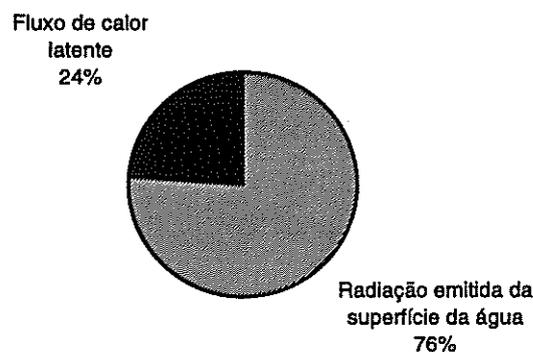


FIGURA 5.38 - Componentes do fluxo de calor que sai do estuário através da interface com a atmosfera (513 W m^{-2}). Valores médios calculados na estação 3.11, referentes ao ano de 1981.

- A radiação solar, de curto comprimento de onda, apresentou uma elevada variação anual (320 a 70 W m^{-2}), com os maiores valores no período de Primavera-Verão;
- A radiação emitida da atmosfera, de longo comprimento de onda, exibiu uma pequena variação anual (360 a 290 W m^{-2}), com os valores mais elevados no Verão;
- A radiação emitida da superfície da água, de longo comprimento de onda, exibiu uma pequena variação anual (-420 a -360 W m^{-2}), com os valores absolutos mais elevados no Verão;
- O fluxo de calor latente apresentou uma elevada variação anual (-280 a -40 W m^{-2}), com os maiores valores absolutos no Verão;

- O fluxo de calor sensível registou, ao longo do ano, ganhos e perdas de reduzido valor absoluto (15 a -15 W m^{-2}).

Considerando os valores médios anuais relativos ao mesmo cálculo, verifica-se que a radiação emitida da superfície da água é o termo mais importante (-389 W m^{-2}), seguida pela radiação emitida da atmosfera (329 W m^{-2}), pela radiação solar (185 W m^{-2}), pelo fluxo de calor latente (-124 W m^{-2}) e, finalmente, pelo fluxo de calor sensível (4 W m^{-2}). O fluxo total, obtido pelo somatório destes termos, é pouco significativo (5 W m^{-2}). Se se admitisse que a estação 3.11 fosse representativa de todo o estuário, poderia concluir-se que 99% do calor ganho através da interface com a atmosfera teria sido perdido pela mesma via, tendo apenas 1% sido conservado no estuário ou perdido para o oceano (Figs. 5.37 e 5.38).

Se se combinar num só termo a radiação de longo comprimento de onda ($Q_a + Q_w$), verifica-se que, do calor recebido anualmente sob a forma de radiação solar, cerca de um terço é perdido sob a forma de radiação de longo comprimento de onda e cerca de dois terços são perdidos sob a forma de calor latente.

5.2.6 - Considerações finais

O ciclo anual é a principal flutuação da temperatura da água com interesse para a qualidade da água. A curto prazo, o ciclo diário apenas é sensível em áreas relativamente pouco profundas; porém, as séries temporais podem registar flutuações apreciáveis com o ciclo de maré semidiurno, que reflectem gradientes espaciais de temperatura. Verificou-se que as formulações utilizadas permitem obter resultados muito satisfatórios na modelação da radiação solar e da temperatura. Estes dois parâmetros físicos serão utilizados, no Capítulo 6, na simulação dos parâmetros biológicos e químicos.

5.3 - SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO

5.3.1 - Introdução

Uma das características principais do ambiente estuarino é o facto de apresentar concentrações de sedimentos em suspensão normalmente superiores às que se observam a montante, em meio fluvial, ou a jusante, em meio oceânico (McLusky, 1989). Em rigor, a matéria em suspensão presente nos estuários não é constituída apenas por partículas minerais, mas também por matéria orgânica, pelo que a expressão "sedimentos em suspensão", designando tanto partículas minerais como outro tipo de material agregado em flocos (Eisma, 1986), apenas pretende indicar a preponderância da fracção inorgânica.

A compreensão dos principais processos físicos envolvidos no transporte de sedimentos em estuários e a sua modelação matemática realizaram progressos significativos nas duas últimas décadas. Estes progressos verificaram-se quer no domínio dos sedimentos coesivos (Mehta *et al.*, 1989a, 1989b), quer no domínio dos sedimentos não-coesivos (Rijn, 1989). Em Portugal, no que respeita a sedimentos coesivos - a metodologia que será utilizada neste estudo -, as primeiras aplicações de modelos matemáticos têm sido realizadas por equipas de investigação dirigidas por M. Teles (com. pess.) e R. Neves (com. pess.).

O presente capítulo tem por objectivo o estudo dos processos relacionados com o transporte de sedimentos em suspensão no estuário do Tejo. Os sedimentos em suspensão são um parâmetro de enorme importância para a qualidade da água em estuários, quer como factor limitante da produtividade primária, quer como veículo de diversas substâncias (Dyer, 1989). O modelo proposto, e os resultados da sua aplicação ao estuário do Tejo, foram objecto de uma primeira apresentação em Portela & Neves (1994b).

5.3.2 - Elementos sobre a área de estudo

A composição granulométrica dos sedimentos do fundo apresenta diferenças apreciáveis entre os vários sectores do estuário do Tejo. De forma esquemática, pode considerar-se que, no sector fluvial, predominam os fundos de areia, nos sectores superior e médio, predominam os fundos de vasa e de vasa arenosa, e, no sector inferior e na embocadura, predominam, de novo, os fundos de areia (Oliveira, 1967; Gaudêncio *et al.*, 1991). Em comparação com alguns estuários europeus, a distribuição do material de fundo nos sectores médio e inferior do estuário do Tejo afigura-se relativamente diversificada (Gaudêncio *et al.*, 1991).

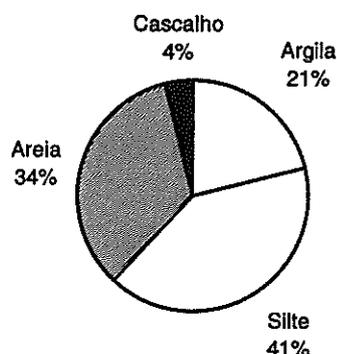


FIGURA 5.39 - Valor médio da composição granulométrica do sedimento de fundo no estuário do Tejo, correspondente a um conjunto de 60 estações intertidais. Com base em dados de composição granulométrica por estação, apresentados por Calvário (1982).

Nas áreas intertidais, a composição granulométrica obtida a partir dos dados de Calvário (1982), correspondentes a 60 estações de amostragem, revela, para além de uma certa heterogeneidade, a predominância, no seu conjunto, de sedimentos pertencentes à fracção fina, silto-argilosa ($< 62 \mu\text{m}$) (Fig. 5.39). Em áreas subtidais, a importância da fracção arenosa (2 mm-62 μm) aumenta sensivelmente.

A zona de turvação máxima ("turbidity maximum"), definida por concentrações de sedimentos em suspensão superiores a 50 mg l^{-1} (Vale & Sundby, 1987), situa-se no sector superior do estuário. A concentração média por estação, calculada a partir dos dados de Martins & Duffner (1982), atinge o valor máximo na estação 2.5 (276 mg l^{-1}), localizada na Ponta da Erva. Em geral, as concentrações de sedimentos em suspensão são mais elevadas junto à margem esquerda, onde se situam as principais áreas intertidais, e junto ao fundo (Castanheiro, 1985; Vale & Sundby, 1987). Devido ao transporte de sedimentos provenientes das áreas intertidais, observam-se concentrações mais elevadas em baixa-mar do que em preia-mar (Vale & Sundby, 1987).

Segundo Castanheiro (1985), a concentração de sedimentos em suspensão no estuário do Tejo pode variar entre 20 mg l^{-1} , para uma situação de maré morta, e 140 mg l^{-1} , para uma situação de maré viva. Durante as marés vivas, as concentrações também variam de forma apreciável ao longo do ciclo de maré semidiurno (Vale & Sundby, 1987).

O valor médio da massa de sedimentos em suspensão transportada anualmente pelo rio Tejo é estimado em $400 \times 10^6 \text{ kg ano}^{-1}$ (Vale & Sundby, 1987). Este valor está sujeito a importantes variações interanuais, como o indica a estimativa de que, no decurso da cheia de Fevereiro de 1979, cerca de $1000 \times 10^6 \text{ kg}$ de sedimentos tenham entrado no estuário em apenas 10 dias (Vale, 1981; Vale & Sundby, 1987). Não são conhecidas estimativas da importação de sedimentos de origem oceânica. O volume de dragagem médio anual no estuário do Tejo é da ordem de $1 \times 10^6 \text{ m}^3$ (Vale *et al.*, 1989).

5.3.3 - Módulo de sedimentos em suspensão

O modelo de transporte de sedimentos proposto é adequado a misturas granulométricas em que a fracção fina ($< 62 \mu\text{m}$) seja significativa. Neste modelo, o transporte de sedimentos é descrito pela equação de advecção-difusão, com taxas de erosão e de deposição calculadas como termos de fonte-poço no módulo específico. Estes termos dependem das condições hidrodinâmicas locais, tendo sido utilizadas as formulações propostas no modelo clássico de sedimentos coesivos de Ariathurai & Krone (1976). Os processos de consolidação são negligenciados (Fig. 5.40).

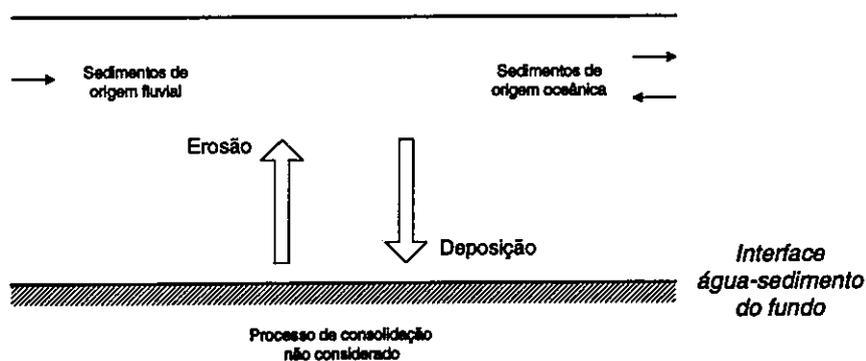


FIGURA 5.40 - Termos de transferência de sedimentos entre a coluna de água e o fundo, de acordo com o esquema clássico.

A equação de transporte de sedimentos pode escrever-se como:

$$\frac{\partial HC_{ss}}{\partial t} + \frac{\partial HC_{ss}u}{\partial x} + \frac{\partial HC_{ss}v}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(HD_x \frac{\partial C_{ss}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(HD_y \frac{\partial C_{ss}}{\partial y} \right) + E - D \quad (5.24)$$

em que C_{ss} = concentração de sedimentos em suspensão média na vertical (kg m^{-3}), E = taxa de erosão ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e D = taxa de deposição ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$).

A taxa de *deposição* é calculada pela equação de Krone (1962):

$$D = w_s C_{ss} \left(1 - \frac{\tau}{\tau_d} \right) \quad \text{se } \tau \leq \tau_d \quad (5.25a)$$

$$D = 0 \quad \text{se } \tau > \tau_d \quad (5.25b)$$

em que w_s = velocidade de deposição (m s^{-1}), C_{ss} = concentração de sedimentos em suspensão (kg m^{-3}), τ = tensão de corte no fundo (Pa) e τ_d = tensão de corte crítica de deposição (Pa). Na velocidade de deposição, procurou-se ter em conta o facto de, para baixas concentrações, o material em suspensão ser mais fino e, portanto, depositar mais lentamente.

Assim:

$$w_s = 0,002 \text{ m s}^{-1} \quad \text{se } C_{ss} \geq 0,1 \text{ kg m}^{-3} \quad (5.26a)$$

$$w_s = 0,02 C_{ss} \quad \text{se } C_{ss} < 0,1 \text{ kg m}^{-3} \quad (5.26b)$$

A taxa de *erosão* é obtida pela equação de Partheniades (1965):

$$E = M \left(\frac{\tau}{\tau_e} - 1 \right) \quad \text{se } \tau \geq \tau_e \quad (5.27a)$$

$$E = 0 \quad \text{se } \tau < \tau_e \quad (5.27b)$$

em que M = coeficiente de erosão ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$), τ = tensão de corte no fundo (Pa) e τ_e = tensão de corte crítica de erosão (Pa). Determinações experimentais do coeficiente M indicam que o seu valor poderá variar entre 1×10^{-5} e 1×10^{-3} .

Conforme se referiu anteriormente, a tensão de corte no fundo é calculada por:

$$\tau = \frac{\gamma n^2}{H^{1/3}} (u^2 + v^2) \quad (5.27)$$

em que γ = peso volúmico da água (N m^{-3}), n = coeficiente de Manning ($\text{s m}^{-1/3}$), H = altura de água total (m) e u, v = componentes da velocidade nas direcções x e y (m s^{-1}).

5.3.4 - Resultados

5.3.4.1 - Aplicação do modelo

A simulação do transporte de sedimentos foi realizada em condições parcialmente distintas daquelas em que se realizou a simulação da salinidade e da temperatura. Com efeito, sendo as concentrações de sedimentos em suspensão controladas pela maré, seria inútil construir sequências de valores mensais a partir do reduzido número de observações efectuadas nas campanhas de qualidade da água. Em alternativa, optou-se por simular uma distribuição média, que se comparou com valores médios por estação determinados a partir dos dados de Martins & Duffner (1982).

Assim, a presente aplicação foi realizada com elevações na fronteira oceânica geradas pelas seguintes constituintes de maré:

- A constituinte semidiurna principal (M_2), com o objectivo de simular o que se poderá definir por "ciclo de maré médio";
- Uma soma de 14 constituintes ($M_2, S_2, N_2, K_2, MS_4, M_4, L_2, \mu_2, \nu_2, O_1, K_1, P_1, T_2, 2N_2$), com o objectivo de simular as séries temporais de Castanheiro & Crespo (1983), nas mesmas condições em que se simularam as séries de correntes, de salinidade e de temperatura.

Em ambos os casos, utilizou-se na malha 2D um passo espacial de 600 m.

Nos termos de deposição e de erosão, foram utilizados os valores das tensões de corte críticas propostos por Mulder & Udink (1991), ou seja, $\tau_d = 0,2 \text{ Pa}$ e $\tau_e = 0,4 \text{ Pa}$. Na simulação do "ciclo de maré médio", as concentrações de sedimentos em suspensão em equilíbrio dinâmico foram obtidas após um período de cálculo de 10 ciclos de maré, iniciado com concentrações nulas. Em todas as simulações, foram impostas concentrações nulas na fronteira oceânica e de 50 mg l^{-1} nas fronteiras fluviais.

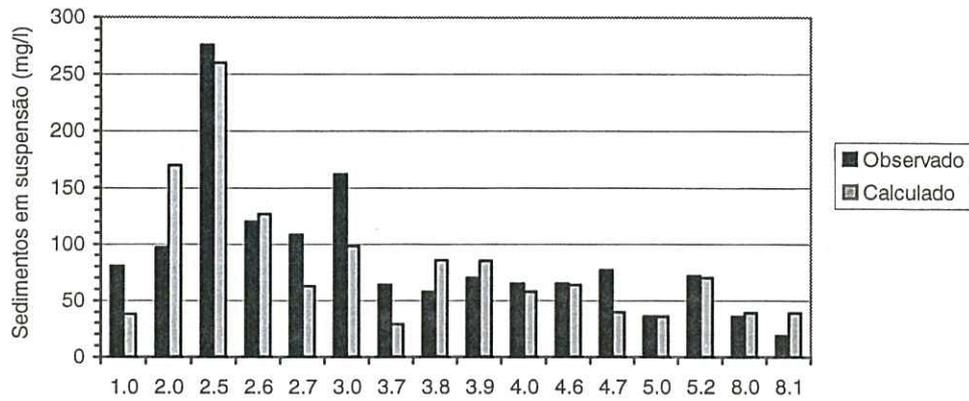


FIGURA 5.41 - Concentrações médias de sedimentos em suspensão (mg l^{-1}) observadas e calculadas (para um ciclo de maré M_2) em 16 estações do estuário do Tejo. Valores observados com base em Martins & Duffner (1982).

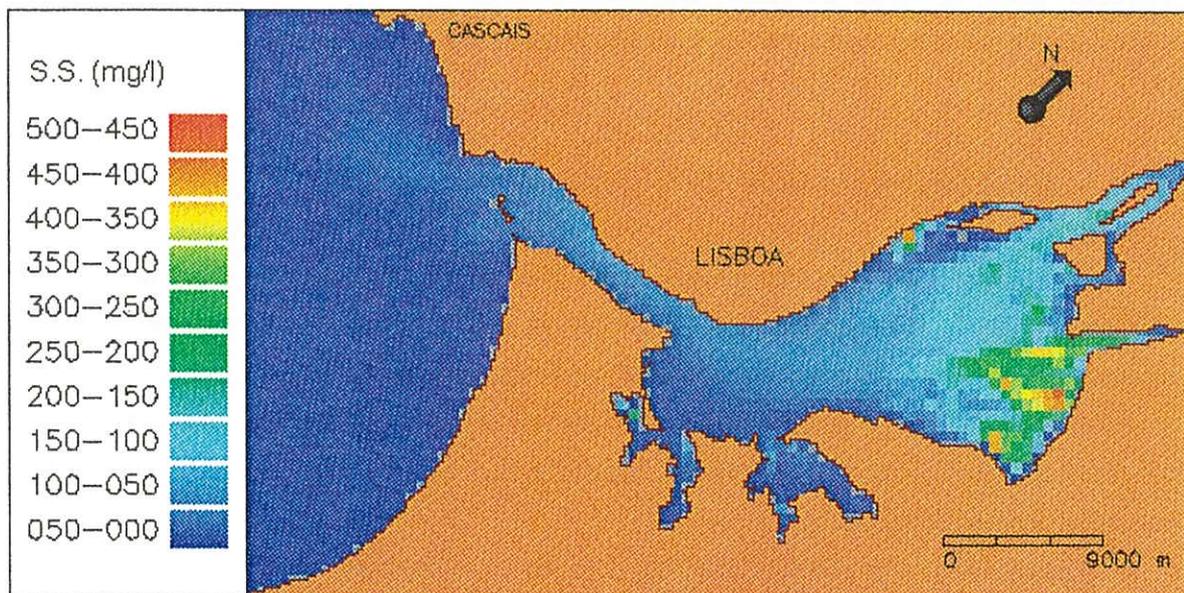


FIGURA 5.42 - Distribuição espacial da concentração de sedimentos em suspensão (mg l^{-1}) no estuário do Tejo. Simulação da concentração média, para um ciclo de maré M_2 .

5.3.4.2 - Distribuição espacial média

Os resultados obtidos com a constituinte de maré M_2 foram comparados com concentrações de sedimentos em suspensão medidas por Martins & Duffner (1982). Para efectuar esta comparação, foi determinada, em cada estação de amostragem, a média dos valores calculados (ao longo de um ciclo de maré M_2) e a média dos valores observados (ao longo do ano de 1980). Verificou-se que se obtém um bom ajustamento quando se considera o coeficiente de erosão, M , como uma função da profundidade total. A Fig. 5.41 apresenta resultados obtidos com:

- $M = 12,0 \times 10^{-5} \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ se $H \leq 2 \text{ m}$;
- $M = 3,0 \times 10^{-5} \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ se $2 \text{ m} < H \leq 10 \text{ m}$;
- $M = 1,2 \times 10^{-5} \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ se $H > 10 \text{ m}$.

O coeficiente de correlação é $r = 0,84$.

A distribuição espacial da concentração média de sedimentos em suspensão, obtida para o mesmo ciclo M_2 , encontra-se representada na Fig. 5.42. Esta distribuição corresponde, em traços gerais, ao que se conhece das observações, ou seja, concentrações mais elevadas no sector superior do estuário e na proximidade das principais áreas intertidais. Note-se que, nas áreas intertidais, algumas células de cálculo apenas se encontram activas durante uma pequena parte do ciclo de maré, podendo, por isso, apresentar valores que se afastam significativamente das concentrações médias obtidas em células vizinhas.

5.3.4.3 - Séries temporais com 24 horas de duração

A simulação das séries temporais de sedimentos em suspensão, obtidas por Castanheiro & Crespo (1983), foi efectuada nas condições já referidas (*i.e.* passo espacial de 600 m, 14 constituintes de maré na fronteira oceânica, período de simulação de 12 meses, com início em 1 de Janeiro de 1981). Foram utilizados os parâmetros que produziram um bom ajustamento na simulação do "ciclo de maré médio", que, *a priori*, se admitiram válidos pelo menos para marés de amplitude média.

Apresentam-se os resultados do modelo para um conjunto de 6 séries temporais (Figs. 5.43 a 5.48). Neste conjunto de registos, verifica-se uma concordância entre valores calculados e valores observados que se pode considerar muito encorajante (Quadro 5.11). Sublinhe-se que os valores observados são, eles próprios, estimativas relativamente grosseiras da realidade. Este facto é revelado pelas variações, bastante irregulares, registadas entre as concentrações das amostras colhidas a diferentes profundidades.

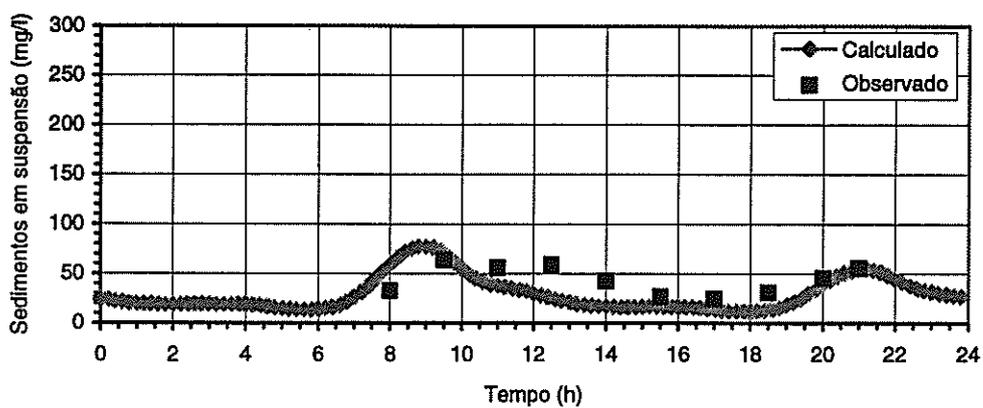


FIGURA 5.43 - Comparação entre valores observados e valores calculados da concentração de sedimentos em suspensão (mg l^{-1}). Estação 2.8, em 9 de Julho de 1981.

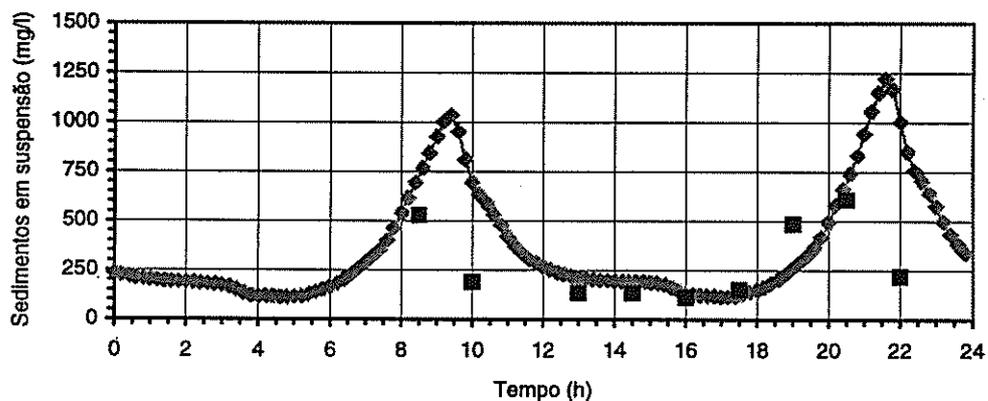


FIGURA 5.44 - Idem. Estação 3.0, em 12 de Novembro de 1981.

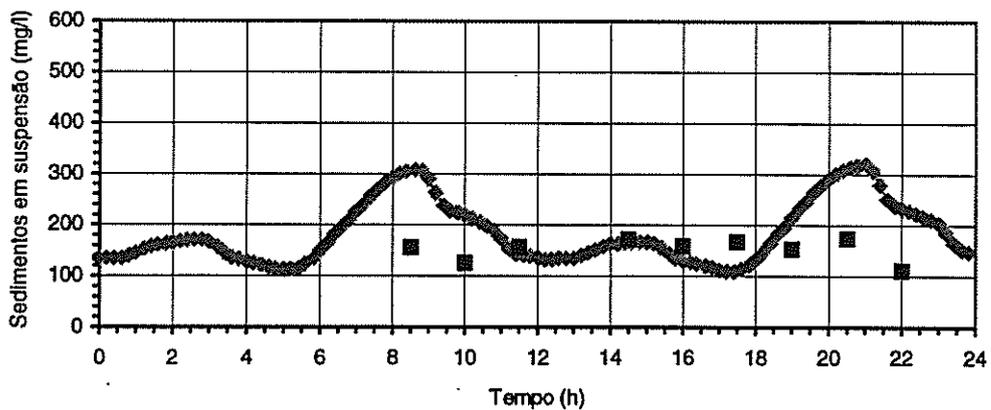


FIGURA 5.45 - Idem. Estação 4.6, em 12 de Novembro de 1981.

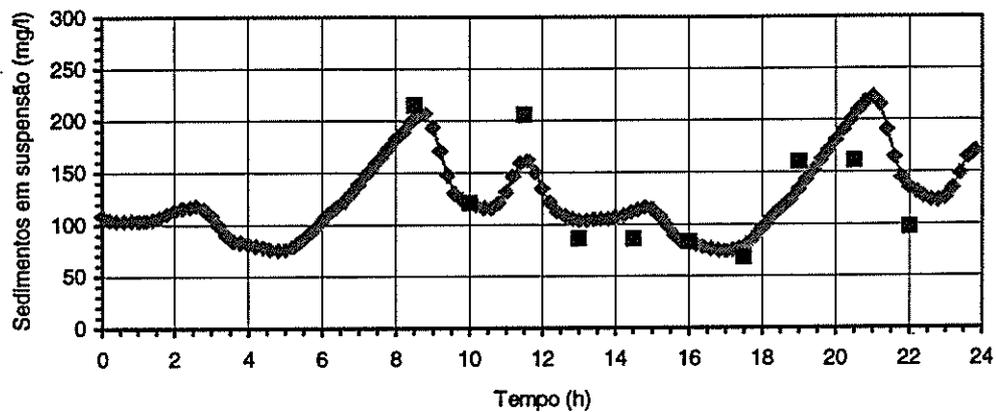


FIGURA 5.46 - Idem. Estação 4.7, em 12 de Novembro de 1981.

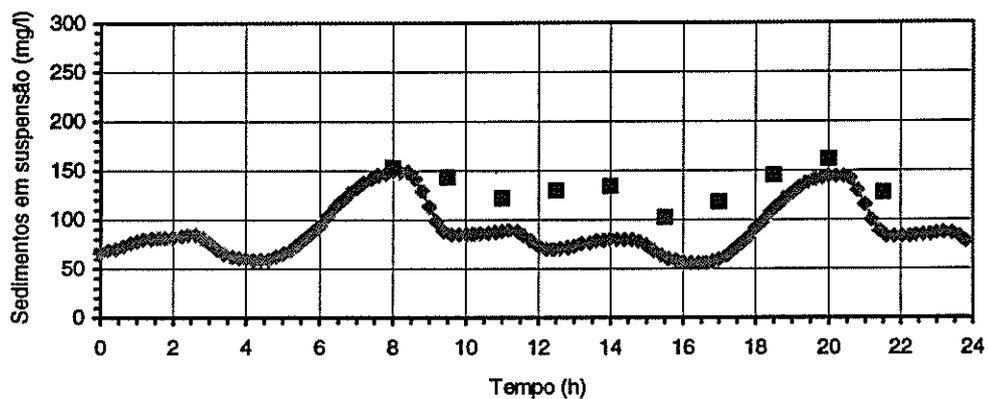


FIGURA 5.47 - Idem. Estação 4.0, em 26 de Novembro de 1981.

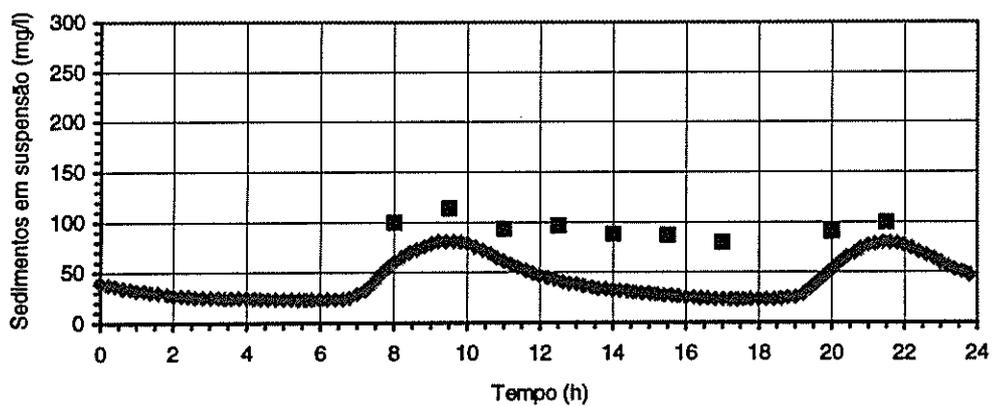


FIGURA 5.48 - Idem. Estação 8.2, em 26 de Novembro de 1981.

QUADRO 5.11. Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de séries temporais da concentração de sedimentos em suspensão com 24 horas de duração.

Campanha	Estação	Estatística	
		e_m (mg l ⁻¹)	e_{qm} (mg l ⁻¹)
9/07/1981	2.8	9	19
12/11/1981	3.0	-157	327
12/11/1981	4.6	-50	89
12/11/1981	4.7	-4	27
26/11/1981	4.0	40	43
26/11/1981	8.2	43	45

5.3.5 - Discussão

5.3.5.1 - Formação da zona de turvação máxima

Vários factores são responsáveis pela acumulação de sedimentos finos num estuário. Os principais mecanismos parecem estar relacionados com o escoamento de maré. Em estuários com amplitudes de maré geralmente superiores a 2 m, como é o caso do estuário do Tejo, o efeito das ondas encontra-se normalmente confinado à embocadura do estuário e a áreas pouco profundas (Mehta, 1989), razão pela qual a acção das ondas não foi incluída na formulação do presente modelo. Dois outros factores, igualmente negligenciados, mas cuja relevância a longo prazo merece ser analisada, são os processos de floculação e os mecanismos relacionados com a circulação gravitacional.

Diversos autores admitem que, na transição de um ambiente fluvial para um ambiente estuarino, a salinidade possa aumentar a velocidade de deposição por efeito da floculação. No estuário do Girona (França), por exemplo, as partículas fluviais parecem flocular a muito baixas salinidades (0,2‰), de acordo com observações de Gibbs *et al.* (1989). Porém, estas observações colidem com as de Eisma (1986) - para este autor, as partículas fluviais já se encontram floculadas e a sua dimensão pode até diminuir em contacto com a água salgada. Estudos recentes questionam a importância tradicionalmente atribuída à salinidade nos

processos de floculação, chamando a atenção para a componente orgânica da matéria em suspensão (Dyer, 1989; Leussen & Dronkers, 1989).

Em diversos estuários europeus, a circulação gravitacional tem sido considerada um factor relevante, pelo menos a longo prazo, na formação da zona de turvação máxima (Grabemann & Krause, 1989; Leussen & Velzen, 1989). Porém, Dronkers (1986) admite que a circulação gravitacional não tenha significado em estuários com uma razão entre o volume de água doce afluente num ciclo de maré e o volume do prisma de maré da ordem de 1% ou inferior. No estuário do Tejo, para um caudal médio de $350 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e um prisma de maré médio de $650 \times 10^6 \text{ m}^3$, obtém-se uma razão de 2,4%. Em face deste valor, é plausível supor que a retenção de sedimentos por processos baroclínicos seja um mecanismo pouco importante no estuário do Tejo.

Em alternativa aos processos baroclínicos, provocados pelo gradiente longitudinal de densidade, têm sido propostos processos barotrópicos de acumulação de sedimentos, relacionados com a assimetria da maré (Allen *et al.*, 1980; Dronkers, 1986). Estes processos, a terem lugar, deveriam ser reproduzidos pelo modelo. Refira-se que, no canal de saída do estuário do Tejo, ao contrário do que sucede na maior parte dos estuários, a maré é caracterizada por um período de vazante mais curto do que o período de enchente. Desta diferença de duração, resultam correntes mais fortes em vazante do que em enchente, o que favorece a expulsão de sedimentos para o exterior do estuário (*vide* Capítulo 3).

5.3.5.2 - Distribuição espacial dos sedimentos em suspensão

Um aspecto importante do modelo apresentado refere-se ao ajustamento do coeficiente de erosão, com o objectivo de aumentar a concordância entre os resultados do modelo e os dados de campo. Este procedimento, semelhante ao que foi seguido por Mulder & Udink (1991), deveria reflectir a disponibilidade de sedimentos finos no leito e o seu grau de consolidação. Verificou-se que diminuir o coeficiente de erosão com a profundidade contribui para uma boa concordância espacial, o que não é surpreendente. Na generalidade dos estuários, a ocorrência de correntes de maré relativamente fortes nos canais é pouco favorável à formação de depósitos de sedimentos finos, ao contrário do que se verifica em áreas menos profundas, marginais, onde as correntes de maré se apresentam mais fracas. Além da composição granulométrica, o coeficiente de erosão pode ter em conta outros factores não representados explicitamente pelo modelo, como o efeito das ondas em áreas pouco profundas.

A importância das áreas intertidais, relativamente aos processos de transporte de sedimentos, encontra-se estabelecida em muitos estuários (Dyer, 1989). O estuário do Tejo apresenta áreas intertidais extensas, mas distribuídas desigualmente entre as duas margens, o que permite reconhecer a sua influência na distribuição dos sedimentos em suspensão. A ocorrência de concentrações mais elevadas junto à margem esquerda (estações 2.5 e 3.0) deve-se certamente à proximidade das principais áreas intertidais do estuário.

5.3.5.3 - *Variação temporal dos sedimentos em suspensão*

O principal factor que controla a concentração de sedimentos em suspensão no estuário do Tejo é a maré (Vale & Sundby, 1987). Amplitudes de maré elevadas estão associadas a correntes de maré fortes, responsáveis pela ressuspensão dos sedimentos que se encontram depositados no fundo. Ao contrário de fenómenos como as cheias ou os temporais, que apenas exercem uma influência episódica, a maré constitui um fenómeno periódico. Variações semidiurnas e quinzenais das características da zona de turvação máxima são um reflexo da alternância das correntes de enchente e de vazante e da modificação da sua intensidade ao longo do ciclo maré viva-maré morta (Allen *et al.*, 1980; Vale & Sundby, 1987; Grabemann & Krause, 1989).

A importância do ciclo maré viva-maré morta sobre as velocidades junto ao fundo e sobre as concentrações de sedimentos em suspensão encontra-se claramente demonstrada no

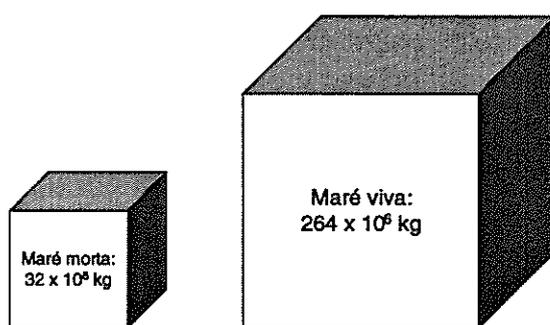


FIGURA 5.49 - Massa de sedimentos em suspensão no estuário do Tejo, em situação de maré viva (24 de Novembro de 1980) e de maré morta (21 de Outubro de 1981). Dados de Castanheiro (1985).

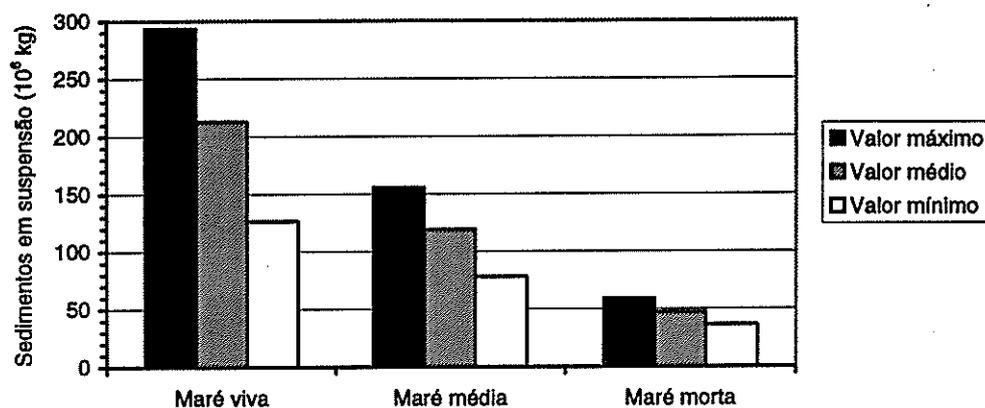


FIGURA 5.50 - Massa de sedimentos em suspensão (10^6 kg) no estuário do Tejo, simulada em situação de maré viva, maré média e maré morta.

estuário do Tejo (Castanheiro, 1985; Vale & Sundby, 1987). Será interessante recordar que a amplitude da maré morta média representa menos de 50% da amplitude da maré viva média em todas as estações maregráficas do estuário do Tejo, à excepção de Vila Franca de Xira. Em diversos estuários do norte da Europa, como o estuário do Escalda (Bélgica-Holanda), a amplitude da maré é superior, mas, proporcionalmente, não se verifica uma diferença tão acentuada entre a amplitude em maré morta e em maré viva. Assim, embora o estuário do Tejo apresente, em média, concentrações de sedimentos em suspensão menos elevadas, é de admitir que registre uma maior variação relativa das concentrações ao longo do ciclo maré viva-maré morta (Portela & Neves, 1994b).

A massa de sedimentos em suspensão no estuário do Tejo foi calculada, a partir de dados de campo, por Castanheiro (1985) e Vale & Sundby (1987). Segundo Castanheiro (1985), esta massa pode variar entre 32×10^6 kg, em maré morta, e 264×10^6 kg, em maré viva (Fig. 5.49). Os resultados obtidos com o presente modelo, calibrado com os dados de Martins & Duffner (1982), são da mesma ordem de grandeza (Fig. 5.50).

5.3.6 - Considerações finais

A ocorrência de concentrações elevadas de sedimentos em suspensão encontra-se associada a ciclos de erosão, transporte e deposição, controlados principalmente pelas correntes de maré. Os resultados obtidos neste capítulo indicam que se podem obter

resultados satisfatórios na sua modelação, considerando apenas os processos essenciais e definindo o coeficiente de erosão em função da profundidade. No Capítulo 6, os sedimentos em suspensão serão de novo abordados, mas na perspectiva da sua influência sobre o ambiente luminoso e sobre a produtividade primária.

6 - MODELAÇÃO DE PARÂMETROS BIOLÓGICOS E QUÍMICOS

6.1 - FITOPLÂNCTON

6.1.1 - Introdução

O fitoplâncton estuarino é constituído por uma grande variedade de microrganismos autotróficos fotossintéticos (*e.g.* diatomáceas, algas verdes, dinoflagelados), com dimensões geralmente compreendidas entre 0,2 e 200 μm . Sendo responsável por grande parte da produção primária (Nienhuis, 1992), o fitoplâncton exerce uma influência importante sobre os principais nutrientes e sobre o oxigénio dissolvido.

As campanhas efectuadas no âmbito do "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo", entre 1980 e 1983 (Martins & Duffner, 1982; Martins *et al.*, 1983a, 1983b; Silva *et al.*, 1986a, 1986b), permitiram reunir os dados necessários à realização dos primeiros estudos de modelação da qualidade da água no estuário do Tejo. Embora nesses estudos tenham sido abordados aspectos importantes, como a contaminação bacteriológica (Rodrigues *et al.*, 1984) e o oxigénio dissolvido (Costa & Câmara, 1984), a produtividade do fitoplâncton, e a sua relação com outros parâmetros físicos, químicos e biológicos, permaneceu, até recentemente (Ferreira & Duarte, 1994; Portela & Neves, 1995), um domínio praticamente inexplorado do ponto de vista da modelação.

Neste capítulo, dedicado ao fitoplâncton, descreve-se a aplicação ao estuário do Tejo de um conjunto de módulos de qualidade da água, baseados nas formulações do modelo WASP (Thomann & Mueller, 1987; Ambrose *et al.*, 1988). Nos capítulos seguintes, são analisados o ciclo do fósforo, o ciclo do azoto e o oxigénio dissolvido, simulados em conjunto com o fitoplâncton. O âmbito do estudo restringe-se aos processos de "eutrofização", no sentido de Thomann & Mueller (1987); os aspectos relacionados com a contaminação bacteriológica ou com a introdução de substâncias tóxicas não são abordados.

6.1.2 - Elementos sobre a área de estudo

6.1.2.1 - *Clorofila-a*

Considerando a totalidade das observações efectuadas no estuário do Tejo em 1980, nas campanhas de qualidade da água (Martins & Duffner, 1982; *vide* Anexo), obtém-se uma

concentração média de clorofila-*a* de 10,8 $\mu\text{g l}^{-1}$. A concentração média mensal para o conjunto de 18 estações atingiu o valor máximo em Abril (27,9 $\mu\text{g l}^{-1}$), conservando-se acima do valor médio anual entre Abril e Julho; o valor mínimo foi registado em Dezembro (1,7 $\mu\text{g l}^{-1}$).

A concentração média por estação atingiu o valor máximo na estação 1.0 (26,5 $\mu\text{g l}^{-1}$), situada nas proximidades de Vila Franca de Xira. A localização deste máximo parece estar de acordo com os resultados relativos à densidade populacional e ao volume celular do fitoplâncton obtidos por Rodrigues & Moita (1979). É particularmente interessante verificar que o máximo de clorofila-*a* se situa a montante do máximo de matéria particulada em suspensão.

No período de 1980 a 1983, verificou-se uma significativa variação interanual da concentração de clorofila-*a*, quer no padrão do ciclo anual, quer em ordem de grandeza. Os valores medidos na estação 2.0, por exemplo, indicam que em 1982 e 1983 a concentração máxima foi registada em Julho, e não em Abril, tendo atingido apenas 8,8 $\mu\text{g l}^{-1}$ em 1982 e mais de 75,0 $\mu\text{g l}^{-1}$ em 1983.

Confrontados com os valores obtidos noutros estuários (Relexans *et al.*, 1988), os níveis de clorofila-*a* no estuário do Tejo parecem ser relativamente moderados. Porém, é conveniente manter alguma reserva a este respeito, devido aos diferentes métodos de amostragem e de análise utilizados em diferentes estuários. Acresce que, em Silva *et al.* (1986a), foi imposto um valor limite máximo de 75,0 $\mu\text{g l}^{-1}$.

6.1.2.2 - Feofitina-*a*

Em 1980, a concentração média de feofitina-*a* na coluna de água ascendeu a 6,5 $\mu\text{g l}^{-1}$, ou seja, a 60% da concentração média de clorofila-*a*. A concentração média mensal atingiu valores mais elevados em Abril (11,9 $\mu\text{g l}^{-1}$), o mês que regista maior concentração de clorofila-*a*, e Junho (12,0 $\mu\text{g l}^{-1}$), o mês que regista maior concentração de sedimentos em suspensão; o valor mínimo foi registado em Dezembro (1,4 $\mu\text{g l}^{-1}$).

O valor máximo da concentração média por estação de feofitina-*a*, tal como o valor máximo de clorofila-*a*, foi registado na estação 1.0 (16,1 $\mu\text{g l}^{-1}$).

6.1.2.3 - Degradação dos pigmentos

A concentração de feofitina-*a*, expressa em percentagem da concentração total de

clorofila-*a* mais feofitina-*a*, constitui um índice de degradação dos pigmentos:

$$I_d = \frac{C_{\text{feofitina-a}}}{C_{\text{clorofila-a}} + C_{\text{feofitina-a}}} \times 100\% \quad (6.1)$$

Considerando o conjunto de observações efectuado em 1980, obtém-se uma estimativa do índice de degradação médio de 38%, com um valor médio mensal mínimo em Fevereiro (26%) e máximo em Julho (46%).

O índice de degradação segue a distribuição espacial dos sedimentos em suspensão, situando-se acima de 45% nas duas estações (2.5 e 3.0) com concentrações de sedimentos em suspensão superiores a 150 mg l⁻¹ e acima de 40% nas cinco estações (2.0, 2.5, 2.6, 2.7 e 3.0) com concentrações superiores a 90 mg l⁻¹. Este tipo de relação com a zona de turvação máxima foi também observado no estuário do Loire (França) (Relexans *et al.*, 1988).

Segundo Moita (1982), a percentagem de pigmentos degradados na coluna de água aumenta da superfície para o fundo, sendo geralmente mais elevada em baixa-mar. Esta descrição está também de acordo com a distribuição vertical e a variação ao longo do ciclo de maré das concentrações de sedimentos em suspensão observadas no estuário do Tejo (Vale & Sundby, 1987). Importa, pois, analisar o sedimento do fundo.

Em duas estações localizadas na zona intertidal, Brotas & Catarino (1984) observaram que a concentração de feofitina-*a* na camada superficial de sedimento representa 50% a 75% da concentração total de clorofila-*a* mais feofitina-*a*. Estes resultados confirmam que a percentagem de pigmentos degradados presente no sedimento do fundo é superior à percentagem presente na coluna de água (Brotas & Catarino, 1984).

Conclui-se que a importância relativa da feofitina-*a* na coluna de água é fortemente influenciada por processos de ressuspensão que mobilizam os pigmentos presentes no fundo. Envolvendo uma percentagem relativamente elevada de produtos de degradação, com origem em diversos detritos vegetais, estes pigmentos estão sujeitos, tal como os sedimentos, a ciclos de erosão e de deposição controlados pelas correntes de maré.

6.1.3 - Módulos de eutrofização - ciclo do carbono

6.1.3.1 - Características gerais

Os constituintes de qualidade da água relacionados com os processos de eutrofização são simulados em conjunto. Consideram-se oito parâmetros: fitoplâncton (ciclo do carbono),

fósforo orgânico, fosfato (ciclo do fósforo), azoto orgânico, amónia, nitrato (ciclo do azoto), CBO e oxigénio dissolvido (ciclo do oxigénio). No cálculo dos termos de fonte-poço, específicos de cada parâmetro, são utilizadas as formulações propostas no modelo WASP (Thomann & Mueller, 1987; Ambrose *et al.*, 1988), correndo-se, em simultâneo, os módulos de salinidade e de temperatura. As formulações referidas têm sido adoptadas em diversos estudos recentes de qualidade da água (*e.g.* Lung & Paerl, 1988; Lee *et al.*, 1991; Lung *et al.*, 1993; Lung & Larson, 1995; Rocha & Oliveira, 1996).

O fitoplâncton é o único constituinte do ciclo do carbono (Fig. 6.1). Os processos que lhe dizem respeito são:

- *Crescimento do fitoplâncton* - A taxa de crescimento de uma população de fitoplâncton num ambiente natural é uma função das espécies de fitoplâncton presentes e das suas diferentes reacções à temperatura, à radiação solar e à disponibilidade de nutrientes. Analisar cada espécie individualmente é, na prática, inviável, pelo que o presente modelo considera uma só taxa de crescimento, que exprime a produção de biomassa para o conjunto da população (Ambrose *et al.*, 1988); nalguns casos, porém, pode ser útil considerar o fitoplâncton fraccionado em grandes grupos (Lung & Paerl, 1988; Schoombie *et al.*, 1993; Garnier *et al.*, 1995).

A luz desempenha um papel importante no crescimento do fitoplâncton. A função de limitação pela luz utilizada baseia-se na relação de Steele (1962):

$$f_l = \frac{I}{I_{sat}} e^{1 - \frac{I}{I_{sat}}} \quad (6.2)$$

segundo a qual a fotossíntese aumenta proporcionalmente à intensidade da luz, I , até a um nível de saturação, I_{sat} ; níveis mais elevados de I resultam em foto-inibição e na subsequente diminuição da fotossíntese. A radiação fotossinteticamente activa (PAR) corresponde à radiação de comprimento de onda entre 400 nm e 700 nm (Valiela, 1995), ou seja, a apenas uma fracção de toda a radiação solar incidente. Como, na expressão (6.2), o valor instantâneo da intensidade luminosa surge sempre dividido pelo valor de saturação, a utilização em ambos os termos de radiação global ou de radiação PAR é equivalente.

Na limitação do crescimento do fitoplâncton, é utilizada uma formulação de valor mínimo em relação à limitação pelos nutrientes (fósforo ou azoto) e uma formulação multiplicativa em relação ao efeito conjunto da limitação pela luz e pelos nutrientes. A formulação de valor mínimo baseia-se na "lei de Liebig" - o nutriente mais escasso é o único que controla o crescimento de uma planta (Parsons *et al.*, 1984).

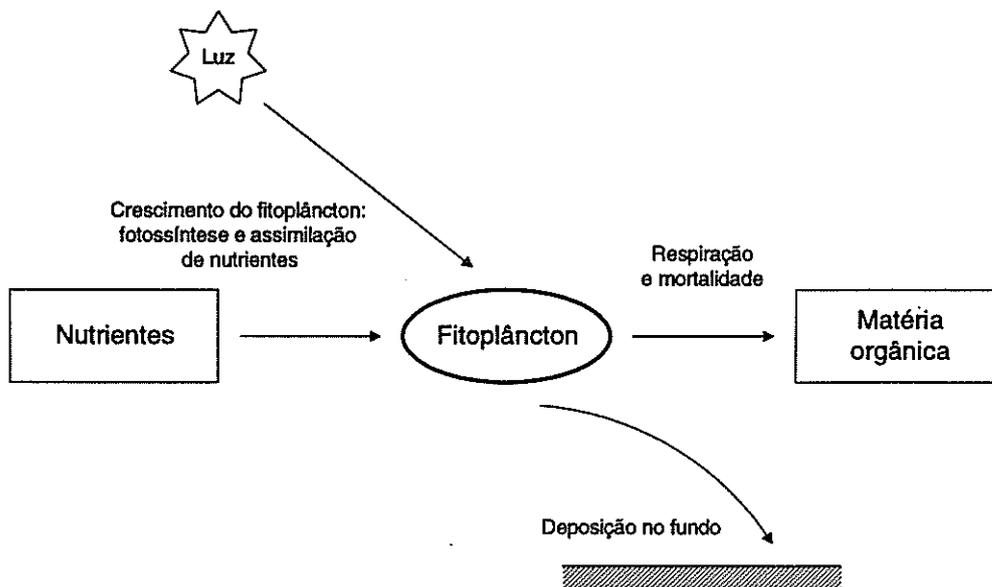


FIGURA 6.1 - Fitoplâncton: processos incluídos no modelo de qualidade da água.

Em relação a um determinado nutriente, o factor de limitação do crescimento do fitoplâncton é calculado por uma expressão de Michaelis-Menten (Bowie *et al.*, 1985; Parsons *et al.*, 1984). A constante de semi-saturação representa a concentração de nutriente para a qual a taxa de crescimento se reduz a metade do seu valor máximo. Se a concentração de nutriente é muito inferior à constante de semi-saturação, a taxa de crescimento varia quase linearmente com a concentração; se é muito superior, tende assintoticamente para a taxa de crescimento máxima.

- *Respiração e mortalidade do fitoplâncton* - A taxa de respiração endógena do fitoplâncton é a taxa a que o fitoplâncton transforma o carbono orgânico em dióxido de carbono por unidade de massa de carbono orgânico do fitoplâncton. A respiração é o processo inverso da fotossíntese e, como tal, contribui para a redução da biomassa de fitoplâncton. Se a taxa de respiração é superior à taxa de crescimento, verifica-se, no total, uma redução da biomassa de fitoplâncton (Ambrose *et al.*, 1988).

Em resultado da respiração e da mortalidade do fitoplâncton, são libertados fósforo e azoto. Considera-se que o fósforo é libertado em fracções iguais de fósforo orgânico e de fosfato (Ambrose *et al.*, 1988) e que o azoto é libertado em fracções iguais de azoto orgânico e de amónia (Ambrose *et al.*, 1988; Lee *et al.*, 1991).

- *Deposição do fitoplâncton* - A deposição do fitoplâncton, num meio líquido em repouso, depende da dimensão, da massa volúmica e do estado fisiológico das células do fitoplâncton, bem como da massa volúmica e da viscosidade da água (Bowie *et al.*, 1985). Num meio em repouso, a deposição do fitoplâncton pode ser representada pela lei de Stokes (Scavia, 1980). Em estuários, a lei de Stokes não é aplicável, dado que o fitoplâncton é facilmente mantido em suspensão pelo escoamento de maré. O processo de deposição torna-se ainda mais complicado se se considerar a importância relativa do microfítobentos em muitos estuários (Jonge & Colijn, 1994).

No presente modelo, a velocidade de deposição é um valor constante, especificado pelo utilizador. Alguns modelos relacionam este valor com as condições de luz e de nutrientes, indicadoras do estado fisiológico do fitoplâncton (Bowie *et al.*, 1985). Outros, admitindo que essas condições são geralmente suficientes para que o fitoplâncton permaneça na coluna de água, simplesmente omitem o termo de deposição (Marra & Ho, 1993).

6.1.3.2 - Fitoplâncton

Para o fitoplâncton, a equação de transporte com termo de fonte-poço pode escrever-se na forma:

$$\frac{\partial HC_{fp}}{\partial t} + \frac{\partial HC_{fp}u}{\partial x} + \frac{\partial HC_{fp}v}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(HD_x \frac{\partial C_{fp}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(HD_y \frac{\partial C_{fp}}{\partial y} \right) + HS_{fp} \quad (6.3)$$

em que t = tempo (s), x, y = coordenadas cartesianas no plano horizontal (m), H = altura de água total (m), C_{fp} = concentração de fitoplâncton na coluna de água (kg C m^{-3}), u, v = componentes médias na vertical da velocidade nas direcções x e y (m s^{-1}), D_x, D_y = coeficientes de difusão nas direcções x e y ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) e S_{fp} = taxa de variação local da concentração de fitoplâncton na coluna de água ($\text{kg C m}^{-3} \text{s}^{-1}$). A variação local da concentração de fitoplâncton na coluna de água é calculada no módulo respectivo por:

$$S_{fp} = \frac{1}{864 \times 10^5} (S_{fp}^{prod} - S_{fp}^{resp} - S_{fp}^{depos}) \quad (6.4)$$

em que S_{fp}^{prod} = termo devido ao crescimento do fitoplâncton ($\text{mg C l}^{-1} \text{dia}^{-1}$), S_{fp}^{resp} = termo devido à respiração e mortalidade do fitoplâncton ($\text{mg C l}^{-1} \text{dia}^{-1}$) e S_{fp}^{depos} = termo devido à

deposição do fitoplâncton ($\text{mg C l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$).

O termo devido ao *crescimento do fitoplâncton* é calculado por:

$$S_{fp}^{prod} = P_{fp} C_{fp} \quad (6.5)$$

em que P_{fp} = taxa de crescimento efectivo do fitoplâncton (dia^{-1}) e C_{fp} = concentração de fitoplâncton na coluna de água (mg C l^{-1}). A taxa de crescimento efectivo do fitoplâncton resulta da expressão:

$$P_{fp} = \mu F_l F_n \quad (6.6)$$

em que μ = taxa de crescimento máximo do fitoplâncton (dia^{-1}), F_l = factor de limitação do crescimento por efeito da luz e F_n = factor de limitação do crescimento por efeito dos nutrientes. A taxa de crescimento máximo do fitoplâncton, para condições óptimas de luz e de nutrientes, é obtida por:

$$\mu = \mu_{20} \theta_{fp}^{(T-20)} \quad (6.7)$$

em que μ_{20} = taxa de crescimento máximo do fitoplâncton para a temperatura de referência (20°C) (dia^{-1}), θ_{fp} = coeficiente de temperatura referente ao crescimento do fitoplâncton e T = temperatura da água ($^\circ\text{C}$).

O factor de limitação do crescimento do fitoplâncton por efeito da luz é determinado pela relação de Steele, integrada entre a superfície e o fundo (Bowie *et al.*, 1985; Lee *et al.*, 1991):

$$F_l = \frac{e}{kH} (e^{\alpha_1} - e^{\alpha_2}) \quad (6.8)$$

com:

$$\alpha_1 = -\frac{I_o}{I_{sat}} e^{(-kH)} \quad (6.9)$$

$$\alpha_2 = -\frac{I_o}{I_{sat}} \quad (6.10)$$

em que k = coeficiente de extinção da luz (m^{-1}), H = altura da coluna de água (m), I_o = fluxo de radiação solar à superfície da água instantâneo ($W m^{-2}$) e I_{sat} = fluxo de radiação solar de saturação ($W m^{-2}$). O valor de I_o é igual ao valor de Q_s , calculado no Capítulo 5; note-se que embora apenas 40% da radiação solar seja utilizável na fotossíntese, esta proporção aplica-se tanto a I_o como a I_{sat} .

O factor de limitação do crescimento do fitoplâncton por efeito dos nutrientes corresponde a:

$$F_n = F_{np} \quad \text{se } F_{np} \leq F_{nn} \quad (6.11a)$$

$$F_n = F_{nn} \quad \text{se } F_{np} > F_{nn} \quad (6.11b)$$

em que F_{np} = factor de limitação do crescimento relativo ao nutriente fósforo e F_{nn} = factor de limitação do crescimento relativo ao nutriente azoto. O factor de limitação do crescimento do fitoplâncton por insuficiência do nutriente fósforo é dado por:

$$F_{np} = \frac{C_{pi}}{K_{np} + C_{pi}} \quad (6.12)$$

em que C_{pi} = concentração de fosfato ($mg P l^{-1}$) e K_{np} = constante de semi-saturação para o fósforo ($mg P l^{-1}$). O factor de limitação do crescimento do fitoplâncton por insuficiência do nutriente azoto é dado por:

$$F_{nn} = \frac{C_{nh} + C_{na}}{K_{nn} + C_{nh} + C_{na}} \quad (6.13)$$

em que C_{nh} = concentração de amónia ($mg N l^{-1}$), C_{na} = concentração de nitrato ($mg N l^{-1}$) e K_{nn} = constante de semi-saturação para o azoto ($mg N l^{-1}$).

O termo devido à *respiração e mortalidade do fitoplâncton* é calculado por:

$$S_{fp}^{resp} = R_{fp} C_{fp} \quad (6.14)$$

em que R_{fp} = taxa de respiração e mortalidade do fitoplâncton (dia^{-1}) e C_{fp} = concentração de fitoplâncton na coluna de água ($mg C l^{-1}$). A taxa de respiração e mortalidade do fitoplâncton resulta da expressão:

$$R_{fp} = \rho + K_m \quad (6.15)$$

em que ρ = taxa de respiração do fitoplâncton (dia^{-1}) e K_m = taxa de mortalidade do fitoplâncton (dia^{-1}). A taxa de respiração do fitoplâncton é obtida por:

$$\rho = \rho_{20} \theta_{fpr}^{(T-20)} \quad (6.16)$$

em que ρ_{20} = taxa de respiração do fitoplâncton para a temperatura de referência (20°C) (dia^{-1}), θ_{fpr} = coeficiente de temperatura referente à respiração do fitoplâncton e T = temperatura da água ($^\circ\text{C}$).

O termo devido à *deposição do fitoplâncton* é calculado por:

$$S_{fp}^{depos} = D_{fp} C_{fp} \quad (6.17)$$

em que D_{fp} = taxa de deposição do fitoplâncton (dia^{-1}) e C_{fp} = concentração de fitoplâncton na coluna de água (mg C l^{-1}). A taxa de deposição do fitoplâncton é dada por:

$$D_{fp} = \frac{W_{fpd}}{H} \quad (6.18)$$

em que W_{fpd} = velocidade de deposição do fitoplâncton (m dia^{-1}) e H = altura de água total (m).

6.1.4 - Resultados

6.1.4.1 - Aplicação do modelo

A simulação do fitoplâncton e dos restantes parâmetros de eutrofização foi realizada em condições idênticas às que se descreveram para a simulação a longo prazo da salinidade e da temperatura, ou seja:

- Passo espacial de 1200 m, elevação na fronteira oceânica produzida pela constituinte M_2 e período de simulação de 5 anos, com início em 1 de Janeiro de 1979, com o objectivo de simular as sequências temporais obtidas dos dados de Martins & Duffner (1982), Martins *et al.* (1983a, 1983b) e Silva *et al.* (1986a).

QUADRO 6.1. Fontes pontuais utilizadas na simulação de parâmetros biológicos e químicos no estuário do Tejo.

Local	Fontes pontuais (kg s ⁻¹)			
	P-PO ₄ ³⁻	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	CBO ₅
Lisboa - Alcântara	0,013	0,056	0,013	0,619
Ribs. de Vila Franca	0,008	0,038	0,008	0,416
Lisboa - Chelas	0,008	0,038	0,008	0,412
Rio Trancão	0,004	0,020	0,004	0,219
Ribeira de Sta. Marta	0,004	0,018	0,004	0,194
Rio Jamor	0,002	0,011	0,002	0,122
Rio de Coina	0,002	0,009	0,002	0,096
Ribeira da Laje	0,002	0,007	0,002	0,086
Total	0,043	0,197	0,043	2,164

QUADRO 6.2. Concentrações iniciais e de fronteira utilizadas na simulação de parâmetros biológicos e químicos no estuário do Tejo.

Constituinte	Concentrações iniciais e de fronteira		
	Início	Fronteira oceânica	Fronteira fluvial
Fitoplâncton (mg C l ⁻¹)	0,30	0,30	0,90
Fósforo orgânico (mg P l ⁻¹)	0,05	0,05	0,10
Fosfato (mg P l ⁻¹)	0,05	0,05	0,20
Azoto orgânico (mg N l ⁻¹)	0,05	0,05	0,20
Amónia (mg N l ⁻¹)	0,02	0,02	0,06
Nitrato (mg N l ⁻¹)	0,05	0,05	0,90
CBO ₅ (mg O ₂ l ⁻¹)	0,50	0,50	2,50
Oxigénio dissolvido (mg O ₂ l ⁻¹)	8,00	8,00	8,00

O período de Janeiro a Dezembro de 1981 foi também simulado com um passo espacial de 600 m, de forma a obter figuras com a distribuição dos parâmetros biológicos e químicos comparáveis com as que se calcularam para os parâmetros físicos.

QUADRO 6.3. Variáveis utilizadas na simulação de parâmetros biológicos e químicos no estuário do Tejo (adaptado de Ambrose *et al.*, 1988).

Símbolo	Variável	Valor
μ_{20}	taxa de crescimento do fitoplâncton para a temperatura de referência (20°C)	2,0 dia ⁻¹
k	coeficiente de extinção da luz	2,0-3,2 m ⁻¹
I_{sat}	fluxo de radiação solar de saturação	150 W m ⁻²
K_{np}	constante de semi-saturação para o fósforo	0,004 mg P l ⁻¹
K_{nn}	constante de semi-saturação para o azoto	0,100 mg N l ⁻¹
ρ_{20}	taxa de respiração do fitoplâncton para a temperatura de referência (20°C)	0,125 dia ⁻¹
K_m	taxa de mortalidade do fitoplâncton	0,020 dia ⁻¹
W_{fpd}	velocidade de deposição do fitoplâncton	0,1 m dia ⁻¹
F_{po}	fracção de fósforo devido à respiração e mortalidade do fitoplâncton sob a forma de fósforo orgânico	0,5
M_{po20}	taxa de decaimento por mineralização do fósforo orgânico para a temperatura de referência (20°C)	0,22 dia ⁻¹
K_{fp}	constante de semi-saturação relativa à limitação da regeneração de nutrientes pelo fitoplâncton	1,0 mg C l ⁻¹
F_{no}	fracção de azoto devido à respiração e mortalidade do fitoplâncton sob a forma de azoto orgânico	0,5
M_{no20}	taxa de decaimento por mineralização do azoto orgânico para a temperatura de referência (20°C)	0,075 dia ⁻¹
N_{nh20}	taxa de nitrificação da amónia para a temperatura de referência (20°C)	0,10 dia ⁻¹
K_{nit}	constante de semi-saturação para a limitação da nitrificação pelo oxigénio	2,0 mg O ₂ l ⁻¹
N_{na20}	taxa de desnitrificação do nitrato para a temperatura de referência (20°C)	0,10 dia ⁻¹
K_{na}	constante de desnitrificação	0,1 mg O ₂ l ⁻¹
O_{bo20}	taxa de oxidação de CBO para a temperatura de referência (20°C)	0,18 dia ⁻¹
K_{bo}	constante de semi-saturação para a limitação da oxidação pelo oxigénio	0,5 mg O ₂ l ⁻¹
w	velocidade do vento	<i>vide</i> Quadro 5.8

QUADRO 6.4. Factores de conversão utilizados na simulação de parâmetros biológicos e químicos no estuário do Tejo (adaptado de Ambrose *et al.*, 1988).

Símbolo	Factor de conversão	Valor
α_{pc}	fósforo e carbono no fitoplâncton	0,024 mg P mg C ⁻¹
α_{nc}	azoto e carbono no fitoplâncton	0,18 mg N mg C ⁻¹
α_{oc}	oxigénio e carbono	32/12 mg O ₂ mg C ⁻¹
α_{on}	oxigénio e azoto	32/14 mg O ₂ mg N ⁻¹
α_{ccl}	carbono e clorofila-a no fitoplâncton	60 mg C mg clorofila-a ⁻¹

QUADRO 6.5. Coeficientes de temperatura utilizados na simulação de parâmetros biológicos e químicos no estuário do Tejo (adaptado de Ambrose *et al.*, 1988).

Símbolo	Coeficiente de temperatura	Valor
θ_{jpc}	crescimento do fitoplâncton	1,068
θ_{jpr}	respiração do fitoplâncton	1,046
θ_{pom}	mineralização do fósforo orgânico	1,064
θ_{nom}	mineralização do azoto orgânico	1,080
θ_{nhn}	nitrificação da amónia	1,080
θ_{nan}	desnitrificação do nitrato	1,046
θ_{boo}	oxidação de CBO	1,047
θ_{odh}	rearejamento por acção do escoamento	1,026
θ_{oda}	rearejamento por acção do vento	1,026

As características das fontes pontuais de PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_3^- e CBO_5 , adoptadas na simulação dos parâmetros biológicos e químicos, encontram-se resumidas no Quadro 6.1. Na presente aplicação, consideraram-se apenas oito fontes pontuais, as mais importantes em termos de CBO_5 de acordo com Bettencourt *et al.* (1980). Sabendo-se que se encontram identificadas no estuário do Tejo mais de 600 fontes pontuais (Janeiro, 1981), esta abordagem retira algum realismo aos resultados obtidos.

Os valores de concentrações iniciais e de fronteira, relativos a todos os parâmetros biológicos e químicos, encontram-se indicados no Quadro 6.2. As concentrações iniciais referidas apenas foram usadas numa simulação preliminar com a duração de 2 anos, sendo as respectivas distribuições de concentrações finais impostas no instante inicial (1 de Janeiro de 1979) de todas as simulações posteriores. Relativamente à definição das concentrações nas fronteiras, adoptaram-se apenas estimativas dos valores médios anuais, e não valores medidos mensalmente, ao contrário do que se fez para a temperatura. Esta simplificação retira rigor aos resultados, dado que, ao longo do ciclo anual, mas também interanualmente, se verificam flutuações apreciáveis, sobretudo nas fronteiras fluviais. Desprezaram-se também eventuais diferenças entre os rios Tejo e Sorraia.

Adoptaram-se coeficientes e factores de conversão coincidentes, na sua maior parte, com os valores recomendados por Ambrose *et al.* (1988) (Quadros 6.3 a 6.5). Exceptuam-se as constantes de semi-saturação para o fósforo e para o azoto, relativamente elevadas, de forma a acentuar a limitação do fitoplâncton pelos nutrientes para concentrações de nutrientes moderadas. Considera-se que o coeficiente de extinção varia entre $3,2 \text{ m}^{-1}$ no sector superior do estuário e $2,0 \text{ m}^{-1}$ no sector inferior e na região costeira. Apenas a velocidade do vento, que também é um dado do módulo de temperatura, varia mensalmente. Recorde-se que os módulos de salinidade e de temperatura operam em simultâneo com os módulos dos parâmetros biológicos e químicos. Além da temperatura da água, que influencia um grande número de processos, o módulo de temperatura também fornece valores da radiação solar, necessários à determinação do crescimento do fitoplâncton.

6.1.4.2 - Sequências temporais para um período de 4 anos

Os resultados obtidos com um passo espacial de 1200 m foram comparados com sequências de valores mensais de clorofila-*a* em 6 estações de amostragem situadas ao longo do eixo longitudinal do estuário (Figs. 6.2 a 6.7). Estas sequências cobrem o período de 4 anos entre Janeiro de 1980 e Dezembro de 1983, baseando-se no conjunto de dados já referido para a salinidade e a temperatura (Martins & Duffner, 1982; Martins *et al.*, 1983a, 1983b; Silva *et al.*, 1986a). A qualidade do ajustamento encontra-se quantificada em termos de erro médio e de erro quadrático médio (Quadro 6.6).

Os valores observados de clorofila-*a* não indiciam a existência de um ciclo anual do fitoplâncton, cujo padrão se repita de forma regular, ano após ano. Verifica-se, por exemplo, uma diferença substancial entre as concentrações máximas atingidas em 1980 e 1983, por um lado, e em 1981 e 1982, por outro. Verifica-se também que as concentrações de clorofila-*a*

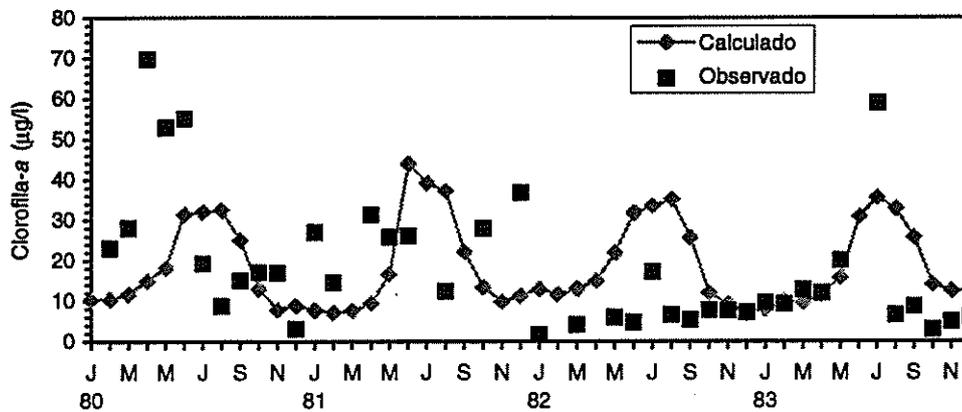


FIGURA 6.2 - Comparação entre valores observados e valores calculados da concentração de clorofila-a ($\mu\text{g l}^{-1}$), de Janeiro de 1980 a Dezembro de 1983. Estação 1.0.

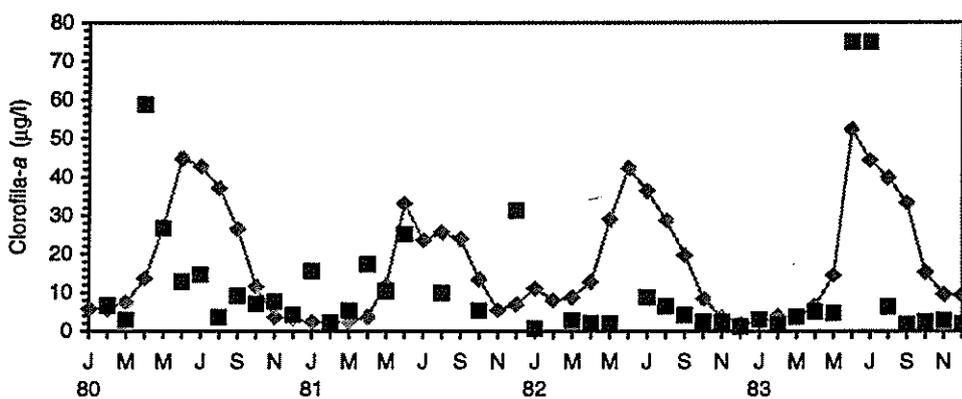


FIGURA 6.3 - Idem. Estação 2.0.

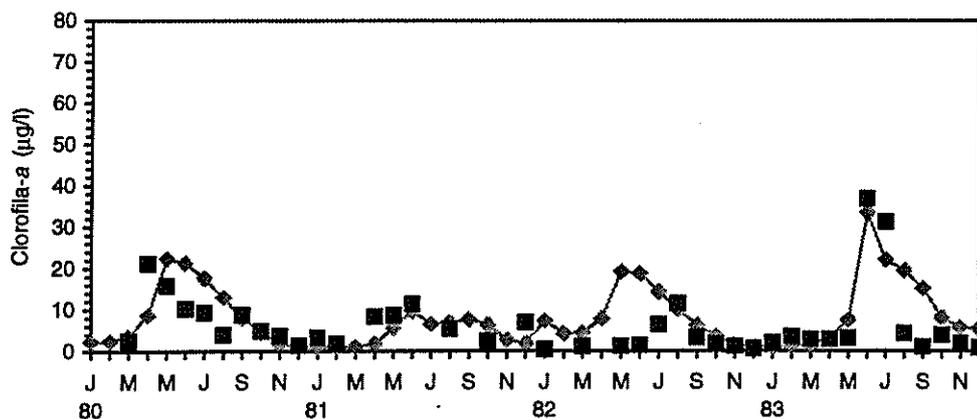


FIGURA 6.4 - Idem. Estação 3.9.

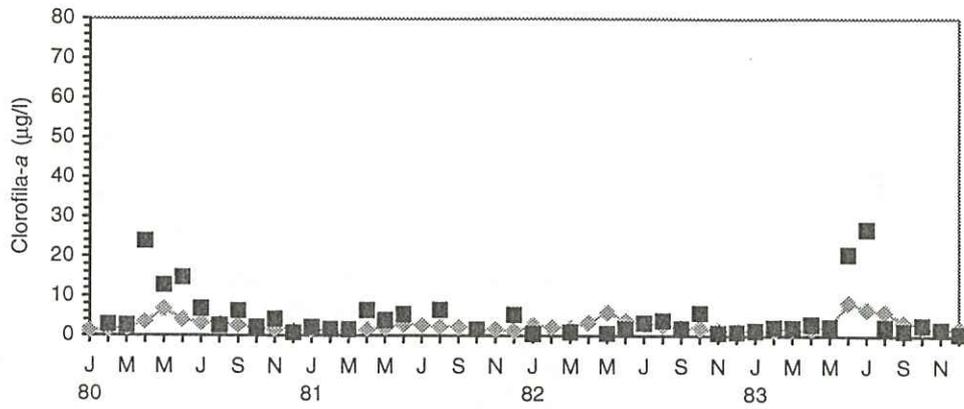


FIGURA 6.5 - Idem. Estação 4.0.

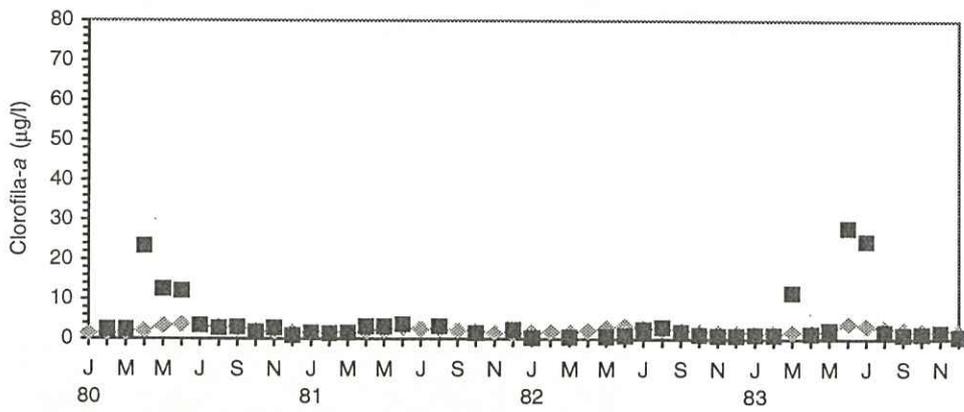


FIGURA 6.6 - Idem. Estação 5.0.

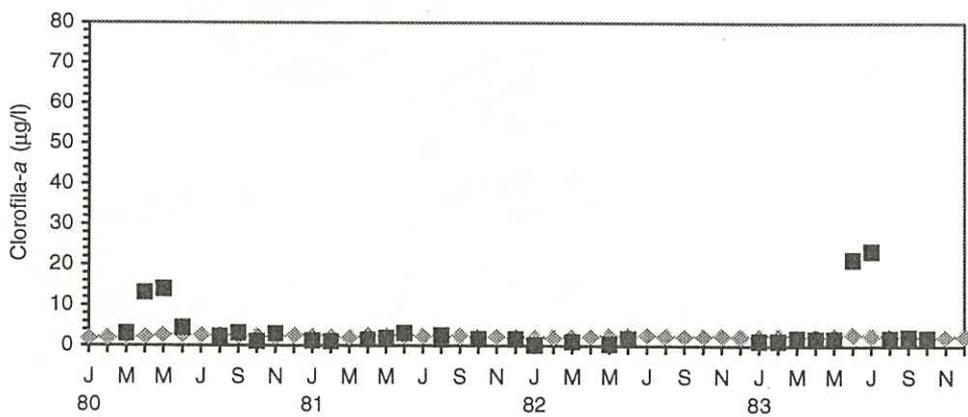


FIGURA 6.7 - Idem. Estação 8.0.

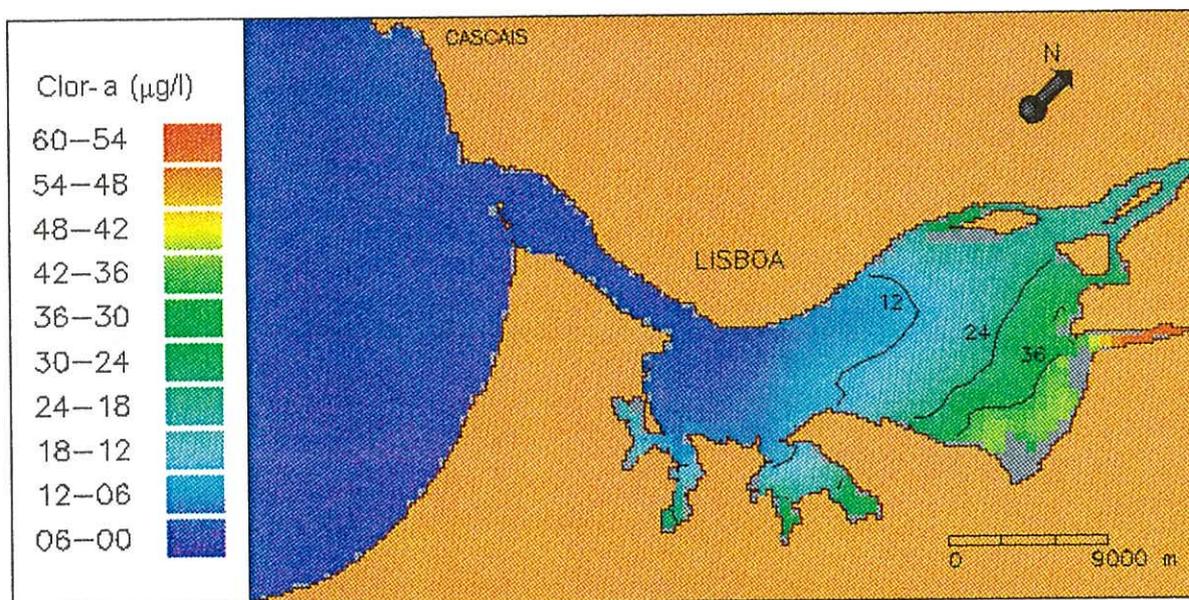


FIGURA 6.8 - Distribuição espacial da concentração de clorofila-a ($\mu\text{g l}^{-1}$) no estuário do Tejo. Instante de simulação: 8:00 horas de 11 de Junho de 1981.

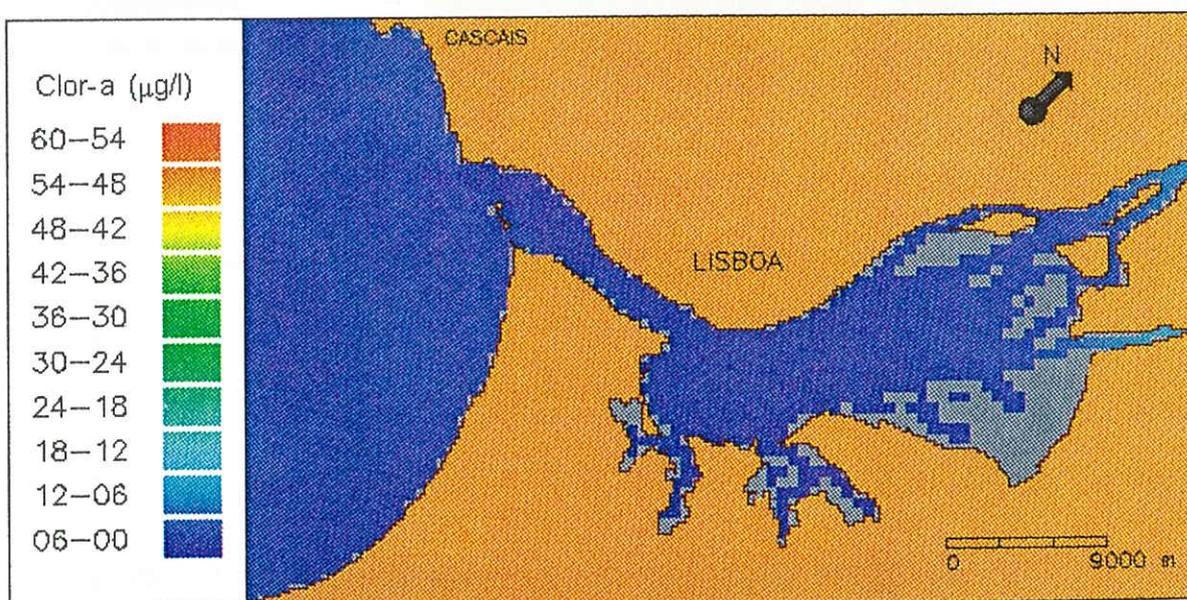


FIGURA 6.9 - Idem. Instante de simulação: 12:00 horas de 1 de Dezembro de 1981.

QUADRO 6.6. Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de sequências temporais da concentração de clorofila-*a* por um período de 4 anos.

Estação	Estatística	
	e_m ($\mu\text{g l}^{-1}$)	e_{qm} ($\mu\text{g l}^{-1}$)
1.0	-0,3	18,3
2.0	-5,4	17,7
3.9	-2,3	7,0
4.0	2,1	5,6
5.0	2,0	6,5
8.0	1,6	5,9

diminuem acentuadamente de montante para jusante. Dado que, na simulação dos parâmetros de eutrofização, se impuseram concentrações fixas nas fronteiras, a variabilidade interanual dos valores calculados de clorofila-*a* ficou a depender, fundamentalmente, da variação dos caudais e das condições meteorológicas. Estes factores revelaram-se insuficientes para explicar a variabilidade dos valores observados. A aplicação de concentrações de clorofila-*a* menos rígidas nas fronteiras abertas decerto contribuiria para uma maior concordância entre observações e resultados.

Refira-se que, de acordo com as formulações adoptadas no modelo, apenas a limitação pelos nutrientes pode sustentar o crescimento do fitoplâncton no início da Primavera, dado que a radiação solar e a temperatura da água atingem normalmente valores mais elevados no final da Primavera e no Verão. É de admitir que as concentrações de clorofila-*a* nas fronteiras possam também desempenhar um papel importante nestes casos, dado que as concentrações de nutrientes no interior do estuário, em geral, não parecem limitantes.

6.1.4.3 - Distribuição ao longo do ciclo anual

Embora não se dispusesse de séries temporais de dados como as que foram obtidas para os parâmetros físicos (Castanheiro & Crespo, 1983), o período de Janeiro a Dezembro de

1981 foi também simulado com um passo espacial de 600 m, de modo a obter figuras com a distribuição dos parâmetros biológicos e químicos comparáveis com as que se obtiveram para os parâmetros físicos.

Apresenta-se a distribuição da clorofila-*a*, obtida nestas condições, em dois instantes representativos do ciclo anual. Em 11 de Junho de 1981, verifica-se uma situação de "bloom", com concentrações de clorofila-*a* superiores a 12 µg l⁻¹ em todo o sector superior do estuário; o modelo prevê um desenvolvimento do fitoplâncton particularmente rápido nas zonas menos profundas e de menor hidrodinamismo, nomeadamente junto à margem esquerda (Fig. 6.8). Em 1 de Dezembro de 1981, as concentrações de clorofila-*a* encontram-se abaixo de 12 µg l⁻¹ em todo o domínio (Fig. 6.9).

6.1.5 - Discussão

6.1.5.1 - Relação carbono orgânico-clorofila-*a*

O factor de conversão que, aplicado aos dados de clorofila-*a*, permite determinar a biomassa de fitoplâncton, expressa em carbono, é indispensável na verificação dos resultados do modelo. Este factor, α_{ccl} , varia normalmente entre 20 e 100 mg C mg clorofila-*a*⁻¹ (Kramer *et al.*, 1994):

$$C_{fp} = \alpha_{ccl} C_{clorofila-a} \quad (6.19)$$

Jonge (1980) observou variações significativas na relação carbono orgânico-clorofila-*a* em função da intensidade luminosa e da disponibilidade de nutrientes, sublinhando que as condições ambientais influenciam, não apenas a composição celular, mas também a própria composição específica das comunidades de microalgas. Assim, sempre que possível, este factor de conversão deve ser determinado com base em observações *in situ* (Jonge, 1980; Jonge & Colijn, 1994).

A relação carbono orgânico-clorofila-*a* utilizada neste estudo foi determinada por aplicação de um modelo de regressão linear aos dados de carbono orgânico particulado (POC) e de clorofila-*a* obtidos no estuário do Tejo em 1980 (Martins & Duffner, 1982). Este método pressupõe que o carbono orgânico particulado seja constituído por uma fracção detrítica e por uma fracção de fitoplâncton:

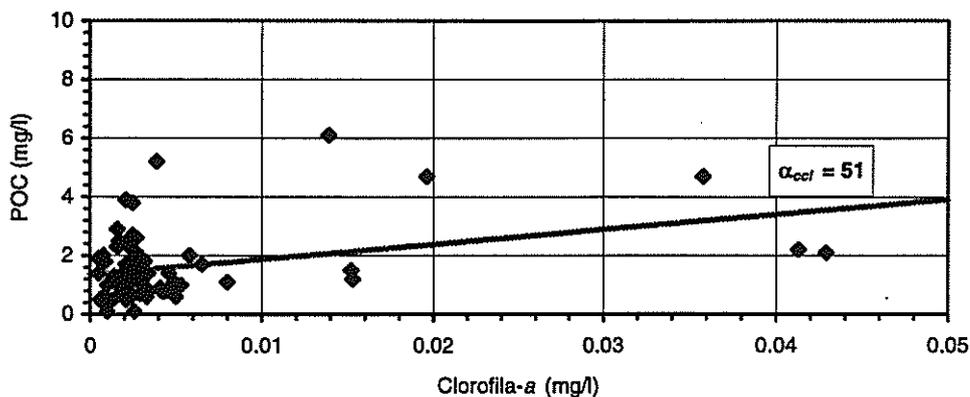


FIGURA 6.10 - Observações de clorofila-*a* (mg l^{-1}) e de carbono orgânico particulado (POC) (mg l^{-1}) em Março de 1980. O declive da recta de regressão é indicativo da relação carbono orgânico-clorofila-*a*.

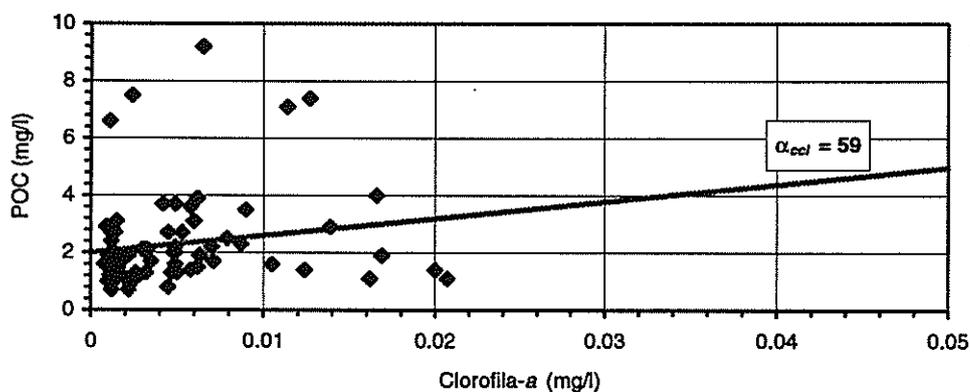


FIGURA 6.11 - Observações de clorofila-*a* (mg l^{-1}) e de carbono orgânico particulado (POC) (mg l^{-1}) em Outubro de 1980. O declive da recta de regressão é indicativo da relação carbono orgânico-clorofila-*a*.

$$C_{POC} = C_{POC}^{detr} + C_{fp} \quad (6.20)$$

Sendo o carbono orgânico particulado a variável a explicar, estimam-se dois parâmetros, o termo constante, que se considera igual à fracção detritica, e o coeficiente de regressão, que se considera igual à relação carbono orgânico-clorofila-*a* no fitoplâncton (Steele & Baird, 1962; Banse, 1977):

$$C_{POC} = C_{POC}^{detr} + \alpha_{ccl} C_{clorofila-a} \quad (6.21)$$

Considerando a totalidade dos pares ordenados de carbono orgânico particulado (POC) e de clorofila-*a*, obteve-se:

- $C_{POC}^{detr} = 2,0 \text{ mg C l}^{-1}$;
- $\alpha_{ccl} = 61 \text{ mg C mg clorofila-}a^{-1}$.

O coeficiente de correlação é muito baixo ($r = 0,29$), o que se deve, em parte, à diversidade de sectores do estuário e de épocas do ano abrangidas neste cálculo. Note-se, porém, que os coeficientes de correlação se mantêm baixos mesmo em termos mensais - vejam-se, por exemplo, os resultados obtidos para os meses de Março e Outubro de 1980 (Figs. 6.10 e 6.11). Em face do resultado referido, decidiu-se utilizar neste estudo um valor de α_{ccl} igual a $60 \text{ mg C mg clorofila-}a^{-1}$, desprezando eventuais variações sazonais.

6.1.5.2 - Coeficiente de extinção da luz

A intensidade da luz diminui com a profundidade e com a turvação da água. A intensidade da luz a uma determinada profundidade, I_z , pode ser estimada a partir do coeficiente de extinção pela lei de Beer-Lambert:

$$I_z = I_0 e^{-kz} \quad (6.22)$$

em que I_0 = intensidade da luz à superfície (W m^{-2}), k = coeficiente de extinção da luz (m^{-1}) e z = profundidade (m) (Parsons *et al.*, 1984). A escolha do coeficiente de extinção é um aspecto fundamental na simulação do fitoplâncton (Jewell, 1995a, 1995b).

O coeficiente de extinção depende da área em estudo, podendo ser estimado indirectamente através da leitura do disco de Secchi, usando a relação empírica:

$$k = \frac{1,7}{D_s} \quad (6.23)$$

em que D_s = profundidade do disco de Secchi (m) (Parsons *et al.*, 1984).

Aplicando a expressão (6.23) às profundidades de Secchi medidas em 1980 (Martins & Duffner, 1982), obtém-se um valor médio do coeficiente de extinção de $4,5 \text{ m}^{-1}$ e um valor mediano de $3,4 \text{ m}^{-1}$, devendo-se a diferença ao comportamento assintótico daquela

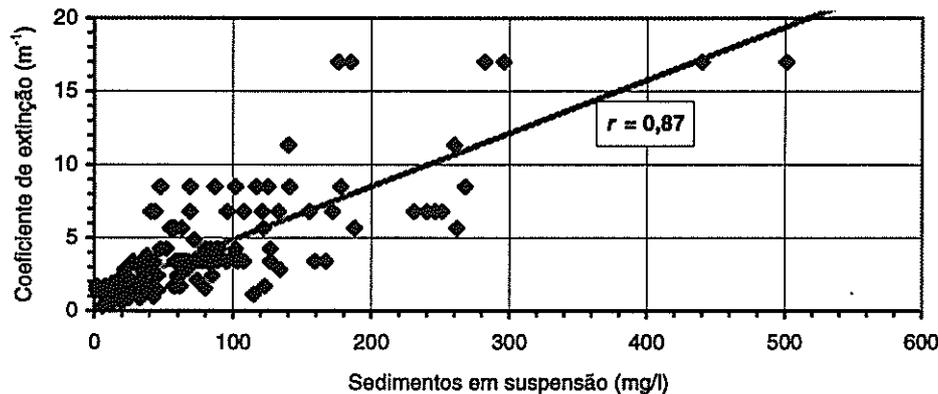


FIGURA 6.12 - Observações de sedimentos em suspensão (mg l^{-1}) e do coeficiente de extinção (m^{-1}) em 1980. A recta de regressão linear encontra-se representada.

expressão para valores reduzidos de D_r . Diversos estudos indicam que uma constante inferior a 1,7 (e.g. 1,44) poderá ser mais adequada em áreas de elevada turvação (Holmes, 1970), o que conduziria a valores mais moderados de k . Assim, na presente aplicação, adoptaram-se valores do coeficiente de extinção entre $2,0 \text{ m}^{-1}$ e $3,2 \text{ m}^{-1}$.

Um modelo de regressão linear foi aplicado aos valores do coeficiente de extinção (m^{-1}) e da concentração de sedimentos em suspensão (mg l^{-1}) obtidos no estuário do Tejo em 1980 (Martins & Duffner, 1982). Como seria de esperar, observa-se uma estreita relação entre estas variáveis (Fig. 6.12), resultante do controlo exercido pelos sedimentos sobre a luminosidade. A recta de regressão é dada por:

$$k = 1,24 + 0,036C_{ss} \quad (6.24)$$

com um coeficiente de correlação elevado ($r = 0,87$), superior ao que teria sido obtido por regressão logarítmica. O valor do coeficiente de regressão ($0,036 \text{ m}^{-1} (\text{mg l}^{-1})^{-1}$) é da ordem de grandeza dos valores calculados noutros estuários (Pennock, 1985).

6.1.5.3 - Factores de limitação do fitoplâncton

O modelo proposto prevê que o crescimento do fitoplâncton seja influenciado pela luz, pelos nutrientes e pela temperatura, e, indirectamente, pelo tempo de residência. Sobre a

relevância destes factores, e de outros possíveis (*e.g.* salinidade, consumidores primários), justificam-se algumas considerações:

- *Limitação pela luz* - O ambiente luminoso parece ser o principal factor de controlo da produtividade primária em estuários que apresentam elevadas concentrações de sedimentos em suspensão (Cloern, 1987). Citem-se, como exemplos, os estuários do Escalda (Holanda) (Spaendonk *et al.*, 1993) e do Elba (Alemanha) (Brockmann, 1994). A limitação pela luz é particularmente importante no estuário do Girona (França) (Heip & Herman, 1993), onde se registam concentrações de sedimentos em suspensão habitualmente superiores a 1000 mg l⁻¹.

O ambiente luminoso poderá também influenciar a distribuição espacial do fitoplâncton. Em estuários europeus, como o Elba e o Weser (Alemanha), as concentrações máximas de fitoplâncton ocorrem normalmente a montante da zona de turvação máxima (Schuchardt & Schirmer, 1991). Em estuários norte-americanos, a situação é mais complexa, tendo sido observadas concentrações elevadas de fitoplâncton a montante (Anderson, 1986), a jusante (Fisher *et al.*, 1988) e coincidentes com a zona de turvação máxima (Cloern *et al.*, 1983). No estuário do Tejo, os dados de Martins & Duffner (1982) indicam que a concentração máxima de clorofila-*a* se regista a montante da zona de turvação máxima.

- *Limitação pelos nutrientes* - A limitação do crescimento do fitoplâncton pelo azoto (N) e pelo fósforo (P) encontra-se prevista no modelo de qualidade da água. Em geral, as concentrações médias anuais de clorofila-*a* parecem estar relacionadas com as de azoto inorgânico dissolvido, sobretudo em sistemas microtidais (Monbet, 1992). Em algumas áreas, como o mar de Wadden (Holanda), o fósforo parece ser mais importante do que o azoto (Jonge, 1990). O silício (Si), um elemento apenas necessário ao crescimento das diatomáceas, não incluído no presente modelo, é também referido como limitante, por exemplo, no sector de jusante do estuário do Escalda (Herman *et al.*, 1991).

A eventual limitação da produção primária pelos nutrientes pode ser inferida comparando a concentração desses nutrientes com a composição elementar do fitoplâncton. A razão de Redfield estabelece a proporção 106 C : 16 N : 1 P; para as diatomáceas, foi sugerida a proporção 16 Si : 16 N : 1 P (Conley & Malone, 1992). Os dados de Martins & Duffner (1982) indicam que, no estuário do Tejo, em termos médios, o azoto é um nutriente menos abundante do que o fósforo. Porém, se o fitoplâncton for constituído maioritariamente por diatomáceas, o silício pode ser um nutriente menos abundante do que N e do que P.

- Limitação pelas condições hidrodinâmicas* - Em muitos estuários europeus, caudais reduzidos e temperaturas elevadas são condições favoráveis ao desenvolvimento do fitoplâncton (Villate *et al.*, 1991). Embora, em alguns estuários norte-americanos, se considere que a estratificação contribui para o desenvolvimento do fitoplâncton, pelo facto de as células se conservarem mais facilmente na zona fótica, este mecanismo não parece relevante num sistema com as características do estuário do Tejo. Pelo contrário, os elevados caudais associados à estratificação favorecem a limitação do fitoplâncton pela diminuição do tempo de residência (Schuchardt & Schirmer, 1991).

Os efeitos das condições hidrodinâmicas confundem-se com os efeitos de outros factores, como a salinidade. Embora o aumento da salinidade possa constituir uma barreira ao crescimento do fitoplâncton de origem fluvial, devido à mortalidade provocada pela tensão osmótica, algumas espécies exibem uma certa tolerância à salinidade (Jackson *et al.*, 1987; Schuchardt & Schirmer, 1991). Os dados de Martins & Duffner (1982) indicam que o desenvolvimento máximo do fitoplâncton no estuário do Tejo se verifica no início da zona oligohalina ($0,5‰ < S < 5,0‰$).
- Limitação pelos consumidores primários* - Os estuários são ricos em fontes de alimento para os consumidores primários. Além da componente fitoplanctónica, os organismos pertencentes a este nível trófico têm à sua disposição uma componente detrítica, constituída por material biogénico em diversos estados de decomposição, que pode assegurar a satisfação das necessidades alimentares na coluna de água e no fundo do estuário ao longo de todo o ano. Dos consumidores primários que se alimentam na coluna de água, grande parte consome fitoplâncton, detritos e microrganismos, de forma não-selectiva (McLusky, 1989).

A composição e a biomassa do zooplâncton no estuário do Tejo foram estudadas por Sobral (1982). Porém, o seu efeito sobre a biomassa de fitoplâncton não se encontra determinado. Nos estuários holandeses, estima-se que 10% a 20% da produção fitoplanctónica seja consumida por zooplâncton herbívoro; esta percentagem é muito inferior à que se regista em águas costeiras mais profundas (Nienhuis, 1992).

Os consumidores presentes nos povoamentos bênticos, em particular as espécies suspensívoras da macrofauna, podem constituir um elemento importante no controlo da biomassa de fitoplâncton em ecossistemas estuarinos (Cloern, 1982). Os povoamentos bênticos do estuário do Tejo foram descritos por Calvário (1982), mas a relação trófica entre as comunidades de macrofauna e as comunidades de fitoplâncton é pouco conhecida.

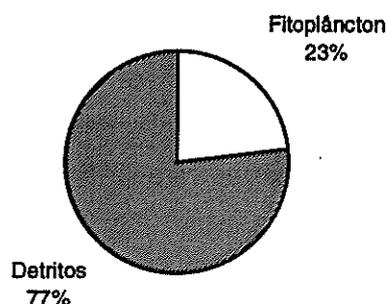


FIGURA 6.13 - Concentração relativa de diferentes componentes do carbono orgânico particulado (POC): fitoplâncton e detritos.

6.1.5.4 - Importância relativa do fitoplâncton

É possível obter algumas indicações sobre a importância relativa do fitoplâncton no estuário do Tejo, comparando-o com a biomassa de microfítobentos presente no sedimento e com o carbono orgânico detrítico presente na coluna de água.

Admitindo, para o fitoplâncton, com base nos dados de Martins & Duffner (1982), uma concentração média de 10,8 mg clorofila-*a* m⁻³, e considerando este valor aplicável a um volume do estuário de 1930 x 10⁶ m³, calcula-se uma biomassa de 20 844 kg clorofila-*a*. Admitindo, para o microfítobentos, com base em Brotas & Catarino (1984), uma concentração média de 155 mg clorofila-*a* m⁻², e considerando este valor aplicável a uma área intertidal de 122 km², calcula-se uma biomassa de 18 910 kg clorofila-*a*. Estes valores sugerem que, no estuário do Tejo, a biomassa de fitoplâncton e de microfítobentos sejam da mesma ordem de grandeza, como foi concluído por Brotas & Catarino (1984).

Com base nas observações efectuadas em 1980 (Martins & Duffner, 1982), obtém-se, para a concentração de carbono orgânico particulado (POC), um valor médio de 2,6 mg C l⁻¹. O POC pode considerar-se constituído por uma fracção fitoplanctónica e por uma fracção detrítica. Anteriormente, por aplicação de um modelo de regressão linear, estimou-se que a fracção detrítica poderia ascender a 2,0 mg C l⁻¹, correspondendo a diferença de 0,6 mg C l⁻¹ à fracção fitoplanctónica. Assim, em média, a fracção fitoplanctónica, mais degradável, poderia representar cerca de 23% do POC e a fracção detrítica, relativamente refractária, cerca de

77% (Fig. 6.13). Esta proporção é idêntica à que foi determinada em Chesapeake Bay (Estados Unidos) (McLusky, 1989).

6.1.6 - Considerações finais

Os dados do "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo" indicam que o ciclo anual do fitoplâncton apresenta um padrão algo irregular, que poderá resultar, em parte, de factores exteriores ao estuário. Na presente aplicação, admitiu-se que a temperatura, a luz e os nutrientes (fósforo e azoto), além do tempo de residência, seriam os principais factores que regulam o crescimento do fitoplâncton. Verificou-se que o modelo apresentado permite simular um ciclo típico, sendo de supor que, mediante a imposição de condições de fronteira adequadas, reproduzisse parte da variabilidade interanual. Outros factores, não considerados (*e.g.* consumidores primários, disponibilidade de silício), poderão também ser importantes, sendo ainda de sublinhar que o fitoplâncton estuarino é constituído por um elevado número de espécies, que reagem de forma diferenciada às condições ambientais.

6.2 - CICLO DO FÓSFORO

6.2.1 - Introdução

O fósforo (P) é um dos principais elementos necessários ao crescimento do fitoplâncton. Em ecossistemas de água doce, a importância do fósforo como factor limitante da produtividade fitoplanctónica encontra-se firmemente estabelecida (Valiela, 1995). Embora a limitação do fitoplâncton pelo fósforo seja menos frequente em ecossistemas marinhos, devido, nomeadamente, à menor abundância relativa de outros macronutrientes, o fósforo é também um elemento importante na produtividade de muitos estuários e regiões costeiras (Fisher *et al.*, 1988; Jonge, 1990; Peeters & Peperzak, 1990).

O fósforo ocorre na coluna de água sob a forma de fósforo inorgânico dissolvido (DIP), fósforo orgânico dissolvido (DOP) e fósforo particulado (PP). Os ortofosfatos (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} e H_2PO_4^- , a forma predominante depende do pH) constituem a principal forma inorgânica dissolvida directamente utilizável pelo fitoplâncton (Parsons *et al.*, 1984). Neste estudo, o fósforo inorgânico dissolvido será considerado equivalente ao fósforo reactivo solúvel, definido em termos analíticos (Strickland & Parsons, 1972), sendo designado abreviadamente por fosfato (PO_4^{3-}). Considerar-se-á também que a fracção orgânica dissolvida e as formas particuladas não são directamente assimiláveis pelo fitoplâncton.

Uma característica importante do fósforo é a sua forte interacção com os sedimentos. A adsorção do fosfato a diversas componentes da matéria em suspensão, nomeadamente calcite, hidróxidos de ferro e de alumínio e minerais de argila, bem como a formação de precipitados, influenciam a concentração da fracção inorgânica dissolvida em muitos estuários (Lebo, 1991; Beusekom & Jonge, 1994). Os mecanismos que regulam a partição das fracções dissolvida e particulada não se encontram totalmente esclarecidos, mas admite-se que os processos de adsorção-desadsorção possam atenuar as variações da concentração de fosfato na coluna de água (Froelich, 1988).

6.2.2 - Elementos sobre a área de estudo

6.2.2.1 - Fosfato

Com base nas observações efectuadas no estuário do Tejo em 1980 (Martins & Duffner, 1982), obtém-se uma concentração média de fosfato (PO_4^{3-}) de $3,2 \mu\text{mol l}^{-1}$. Verifica-se uma variação acentuada dos valores médios mensais, registando-se o valor mínimo em Fevereiro

(1,1 $\mu\text{mol l}^{-1}$) e o valor máximo em Novembro (5,4 $\mu\text{mol l}^{-1}$). Porém, os valores mensais obtidos em 1980, em particular o valor mínimo registado no Inverno, não parecem representar a evolução típica da concentração de PO_4^{3-} ao longo do ciclo anual.

De acordo com as observações efectuadas de 1981 a 1983 (Martins *et al.*, 1983a, 1983b; Silva *et al.*, 1986a), a concentração de PO_4^{3-} deverá registar, normalmente, valores inferiores à média anual durante o Verão e superiores durante o Inverno. Na estação 2.0, por exemplo, que registou 1,5 $\mu\text{mol l}^{-1}$ em Fevereiro de 1980, foi observado um valor máximo de 8,5 $\mu\text{mol l}^{-1}$ em Janeiro de 1982. Este máximo coincidiu com a ocorrência de caudais elevados, resultando provavelmente da drenagem de solos agrícolas enriquecidos em fosfato.

Analisando os valores médios por estação em 1980, constata-se uma diminuição gradual das concentrações a jusante da estação 1.0, onde foi atingido o valor máximo (5,4 $\mu\text{mol l}^{-1}$). É, talvez, significativo que o máximo não tenha sido observado na zona de água doce (estações 0.0 e 0.1). A libertação de PO_4^{3-} por sedimentos fluviais submetidos a um gradiente de salinidade constitui uma explicação possível para a aparente fonte interna de PO_4^{3-} observada na zona montante de muitos estuários (Froelich, 1988).

Verifica-se uma diferença apreciável entre as concentrações de PO_4^{3-} nos rios Tejo e Sorraia. A concentração média no rio Sorraia (1,7 $\mu\text{mol l}^{-1}$ na estação 0.1) é inferior, não só à do rio Tejo (4,5 $\mu\text{mol l}^{-1}$ na estação 0.0), como às que se obtêm em todas as estações do interior do estuário. Note-se que para a sílica (SiO_2), cujas concentrações também diminuem de montante para jusante, se observa a situação inversa, isto é, concentrações no rio Sorraia significativamente superiores às do rio Tejo.

6.2.3 - Módulos de eutrofização - ciclo do fósforo

6.2.3.1 - Características gerais

No modelo de eutrofização, baseado em Ambrose *et al.* (1988), dois constituintes fazem parte do ciclo do fósforo (Fig. 6.14):

- Fósforo orgânico;
- Fosfato (PO_4^{3-}).

Os processos que se encontram mais directamente relacionados com o ciclo do fósforo são os seguintes:

- *Mineralização de fósforo orgânico* - A mineralização ou decomposição bacteriana do fósforo orgânico dá origem a fósforo inorgânico utilizável pelo fitoplâncton. O

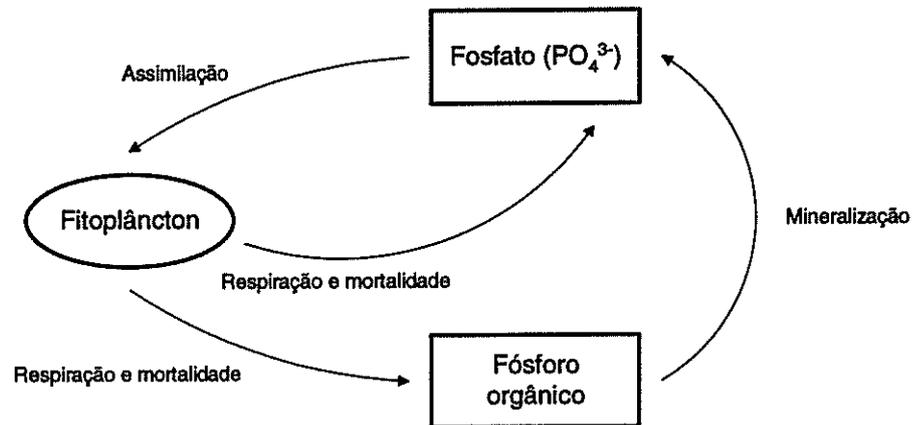


FIGURA 6.14 - Ciclo do fósforo: constituintes e processos incluídos no modelo de qualidade da água.

mecanismo proposto faz depender a taxa de mineralização do fósforo orgânico do valor da biomassa de fitoplâncton, por uma expressão de Michaelis-Menten. Esta formulação provoca o abrandamento da mineralização do fósforo orgânico quando a biomassa de fitoplâncton apresenta valores relativamente baixos. Este mecanismo baseia-se no facto de a biomassa de fitoplâncton poder ser considerada, frequentemente, um indicador da biomassa de bactérias (Ambrose *et al.*, 1988).

- **Assimilação de fosfato** - A simulação da assimilação de nutrientes pelo fitoplâncton baseia-se no método da estequiometria fixa, que pressupõe que a composição em elementos nutrientes das células de fitoplâncton permanece constante (Bowie *et al.*, 1985). De acordo com este pressuposto, a taxa de assimilação de um nutriente é igual ao crescimento do fitoplâncton vezes a proporção do correspondente nutriente nas suas células.

A proporção entre as massas de fósforo (P) e de carbono (C) adoptada por Ambrose *et al.* (1988) é de 0,025 mg P mg C⁻¹. Recorde-se que a razão de Redfield estabelece uma relação de 106 átomos de C por cada átomo de P, o que, tendo em conta as respectivas massas atómicas, dá origem a uma razão entre as massas de P e de C de aproximadamente 0,024. Assim, a proporção de 0,024 mg P mg C⁻¹ foi adoptada no presente estudo.

6.2.3.2 - Fósforo orgânico

Para o fósforo orgânico, a equação de transporte com termo de fonte-poço pode escrever-se na forma:

$$\frac{\partial HC_{po}}{\partial t} + \frac{\partial HC_{po}u}{\partial x} + \frac{\partial HC_{po}v}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(HD_x \frac{\partial C_{po}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(HD_y \frac{\partial C_{po}}{\partial y} \right) + HS_{po} \quad (6.25)$$

em que C_{po} = concentração de fósforo orgânico na coluna de água (kg P m^{-3}) e S_{po} = taxa de variação local da concentração de fósforo orgânico na coluna de água ($\text{kg P m}^{-3} \text{ s}^{-1}$). A variação local da concentração de fósforo orgânico na coluna de água é calculada no módulo respectivo por:

$$S_{po} = \frac{1}{864 \times 10^5} (S_{po}^{resp} - S_{po}^{miner}) \quad (6.26)$$

em que S_{po}^{resp} = termo devido à respiração e mortalidade do fitoplâncton ($\text{mg P l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e S_{po}^{miner} = termo devido à mineralização do fósforo orgânico ($\text{mg P l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$).

O termo devido à *respiração e mortalidade do fitoplâncton* é calculado por:

$$S_{po}^{resp} = R_{fp} C_{fp} \alpha_{pc} F_{po} \quad (6.27)$$

em que R_{fp} = taxa de respiração e mortalidade do fitoplâncton (dia^{-1}), C_{fp} = concentração de fitoplâncton na coluna de água (mg C l^{-1}), α_{pc} = razão entre fósforo e carbono no fitoplâncton (mg P mg C^{-1}) e F_{po} = fracção de fósforo devido à respiração e mortalidade do fitoplâncton sob a forma de fósforo orgânico.

O termo devido à *mineralização do fósforo orgânico* é calculado por:

$$S_{po}^{miner} = M_{po} C_{po} \quad (6.28)$$

em que M_{po} = taxa de mineralização do fósforo orgânico (dia^{-1}) e C_{po} = concentração de fósforo orgânico na coluna de água (mg P l^{-1}). A taxa de mineralização do fósforo orgânico é obtida pela expressão:

$$M_{po} = M_{po20} \theta_{pom}^{(T-20)} \left(\frac{C_{fp}}{K_{fp} + C_{fp}} \right) \quad (6.29)$$

em que M_{po20} = taxa de mineralização do fósforo orgânico para a temperatura de referência (20°C) (dia^{-1}), θ_{pom} = coeficiente de temperatura referente à mineralização do fósforo orgânico, T = temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), C_{fp} = concentração de fitoplâncton na coluna de água (mg C l^{-1}) e K_{fp} = constante de semi-saturação relativa à limitação da regeneração de nutrientes pelo fitoplâncton (mg C l^{-1}).

6.2.3.3 - Fosfato

Para o fosfato, temos:

$$\frac{\partial HC_{pi}}{\partial t} + \frac{\partial HC_{pi}u}{\partial x} + \frac{\partial HC_{pi}v}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(HD_x \frac{\partial C_{pi}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(HD_y \frac{\partial C_{pi}}{\partial y} \right) + HS_{pi} \quad (6.30)$$

em que C_{pi} = concentração de fosfato na coluna de água (kg P m^{-3}) e S_{pi} = taxa de variação local da concentração de fosfato na coluna de água ($\text{kg P m}^{-3} \text{ s}^{-1}$). A variação local da concentração de fosfato na coluna de água é calculada no módulo respectivo por:

$$S_{pi} = \frac{1}{864 \times 10^5} (S_{pi}^{resp} + S_{pi}^{miner} - S_{pi}^{assim}) \quad (6.31)$$

em que S_{pi}^{resp} = termo devido à respiração e mortalidade do fitoplâncton ($\text{mg P l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), S_{pi}^{miner} = termo devido à mineralização do fósforo orgânico ($\text{mg P l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e S_{pi}^{assim} = termo devido à assimilação de fosfato pelo fitoplâncton ($\text{mg P l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$).

O termo devido à *respiração e mortalidade do fitoplâncton* é calculado por:

$$S_{pi}^{resp} = R_{fp} C_{fp} \alpha_{pc} (1 - F_{po}) \quad (6.32)$$

em que R_{fp} = taxa de respiração e mortalidade do fitoplâncton (dia^{-1}), C_{fp} = concentração de fitoplâncton na coluna de água (mg C l^{-1}), α_{pc} = razão entre fósforo e carbono no fitoplâncton (mg P mg C^{-1}) e F_{po} = fração de fósforo devido à respiração e mortalidade do fitoplâncton sob a forma de fósforo orgânico.

O termo devido à *mineralização do fósforo orgânico* corresponde a:

$$S_{pi}^{miner} = M_{po} C_{po} \quad (6.33)$$

em que M_{po} = taxa de mineralização do fósforo orgânico (dia^{-1}) e C_{po} = concentração de fósforo orgânico na coluna de água (mg P l^{-1}).

O termo devido ao *crescimento do fitoplâncton* é calculado por:

$$S_{pi}^{assim} = P_{fp} C_{fp} \alpha_{pc} \quad (6.34)$$

em que P_{fp} = taxa de crescimento efectivo do fitoplâncton (dia^{-1}), C_{fp} = concentração de fitoplâncton na coluna de água (mg C l^{-1}) e α_{pc} = razão entre fósforo e carbono no fitoplâncton (mg P mg C^{-1}).

6.2.4 - Resultados

6.2.4.1 - Aplicação do modelo

A simulação do fosfato foi efectuada nas mesmas condições dos restantes parâmetros biológicos e químicos, com as concentrações iniciais e de fronteira, as fontes pontuais e os coeficientes anteriormente indicados (Quadros 6.1 a 6.5).

As concentrações iniciais e de fronteira indicadas para o fósforo orgânico são simples conjecturas, dado que não se dispõe de informação sobre o fósforo orgânico dissolvido (DOP) no estuário do Tejo. No Tamisa e no Humber (Reino Unido), por exemplo, foram observadas concentrações da ordem de $1 \mu\text{mol l}^{-1}$, representando entre 10% e 50% da totalidade do fósforo dissolvido (Ormaza-González & Statham, 1991).

Castanheiro (1983) propôs que as fontes pontuais de fosfato de origem doméstica fossem estimadas com base numa capitação de $0,4 \text{ kg P hab}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Contabilizando a população residente na zona envolvente do estuário em 2 010 000 hab (Bettencourt *et al.*, 1980), obtém-se uma carga introduzida pelas águas residuais urbanas de $804 \times 10^3 \text{ kg P ano}^{-1}$. Se, em primeira aproximação, se admitir a mesma capitação para as fontes pontuais de origem industrial, que representam uma população equivalente (em termos de carga orgânica) de 1 721 000 hab (Bettencourt *et al.*, 1980), obtém-se uma carga de $688 \times 10^3 \text{ kg P ano}^{-1}$ proveniente das águas residuais industriais. A estimativa total, relativa à carga de origem

QUADRO 6.7. Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de sequências temporais da concentração de fosfato (PO_4^{3-}) por um período de 4 anos.

Estação	Estatística	
	e_m ($\mu\text{mol l}^{-1}$)	e_{qm} ($\mu\text{mol l}^{-1}$)
1.0	-2,3	3,0
2.0	-4,0	4,3
3.9	-2,6	2,9
4.0	-1,0	1,5
5.0	-1,1	1,5
8.0	-1,3	1,5

doméstica e industrial, é, assim, calculada em $1492 \times 10^3 \text{ kg P ano}^{-1}$. Este valor encontra-se próximo da estimativa apresentada por Martins (1982) ($1562 \times 10^3 \text{ kg P ano}^{-1}$).

Na aplicação do modelo, seleccionaram-se as sete bacias que descarregam maior carga orgânica, indicadas por Bettencourt *et al.* (1980), tendo-se fraccionado a rede de colectores de Lisboa em duas componentes, Alcântara (60%) e Chelas (40%). Obtiveram-se, assim, oito fontes pontuais, representando mais de 90% da população equivalente, que correspondem, no total, a uma entrada de $0,043 \text{ kg P s}^{-1}$ (Quadro 6.1).

6.2.4.2 - Sequências temporais para um período de 4 anos

A comparação dos resultados obtidos para o fosfato com os valores observados em 6 estações de amostragem encontra-se representada nas Figs. 6.15 a 6.20. A qualidade do ajustamento foi também analisada estatisticamente (Quadro 6.7).

Com excepção dos primeiros meses de 1980, durante os quais a concentração de fosfato apresentou valores inferiores aos que se observaram em anos posteriores para a mesma época do ano e para caudais da mesma ordem de grandeza, as concentrações mais elevadas registaram-se nos meses de Inverno, período em que se verifica, quer a ocorrência de caudais elevados - com concentrações de fosfato relativamente altas, que se diluem no volume de

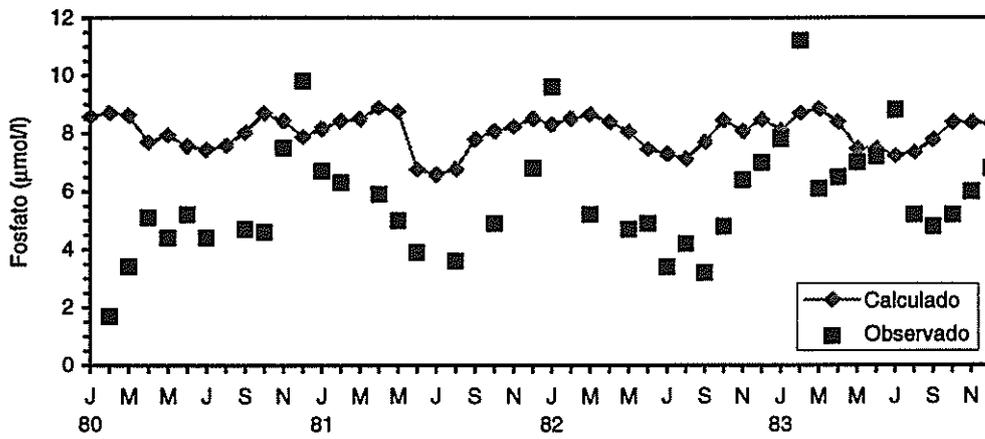


FIGURA 6.15 - Comparação entre valores observados e valores calculados da concentração de fosfato ($\mu\text{mol l}^{-1}$), para o período de 4 anos entre Janeiro de 1980 e Dezembro de 1983. Estação 1.0.

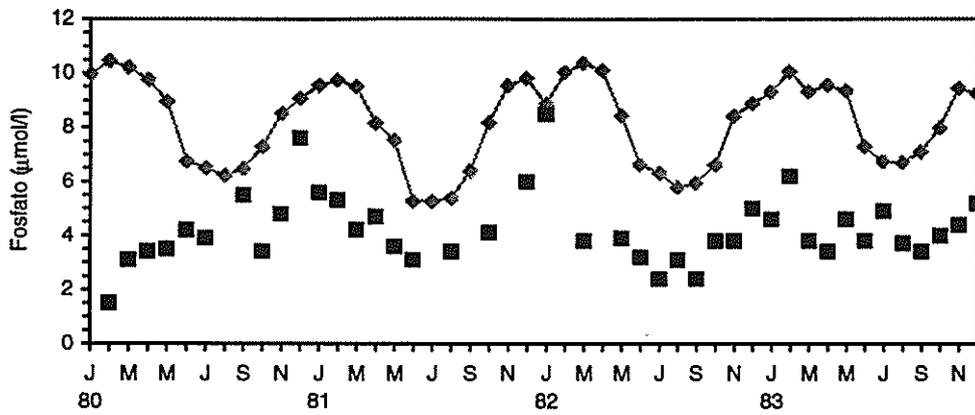


FIGURA 6.16 - Idem. Estação 2.0.

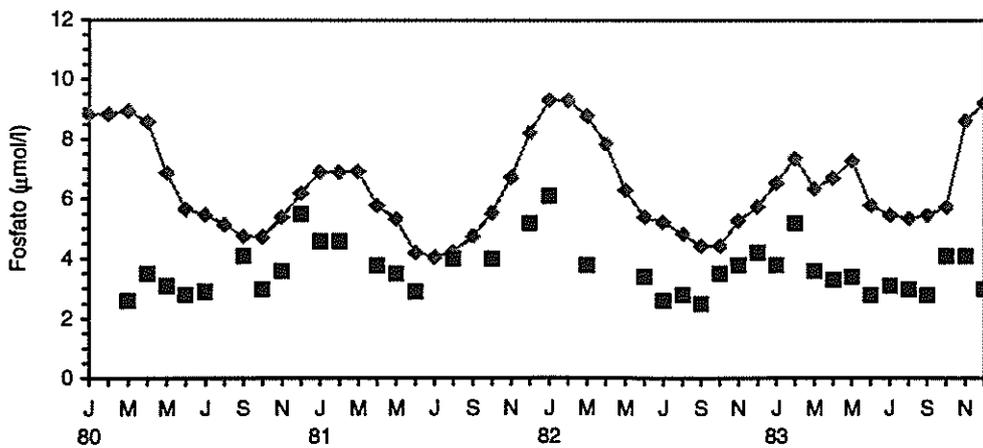


FIGURA 6.17 - Idem. Estação 3.9.

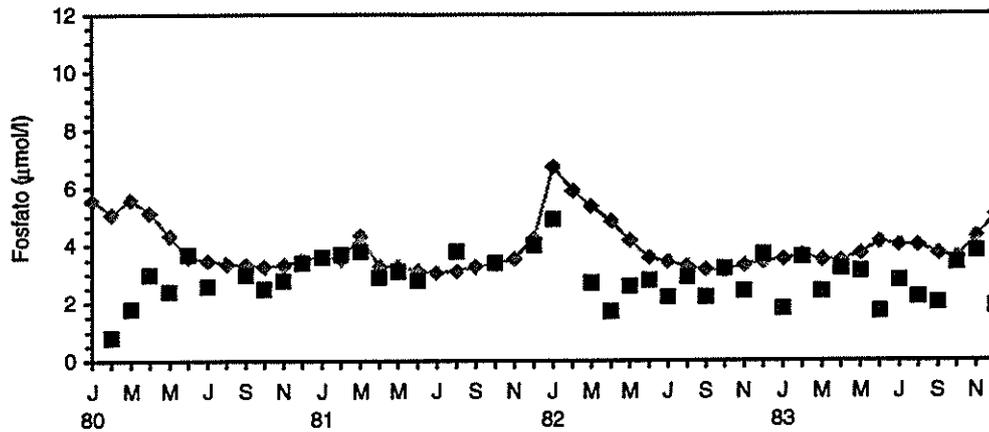


FIGURA 6.18 - Idem. Estação 4.0.

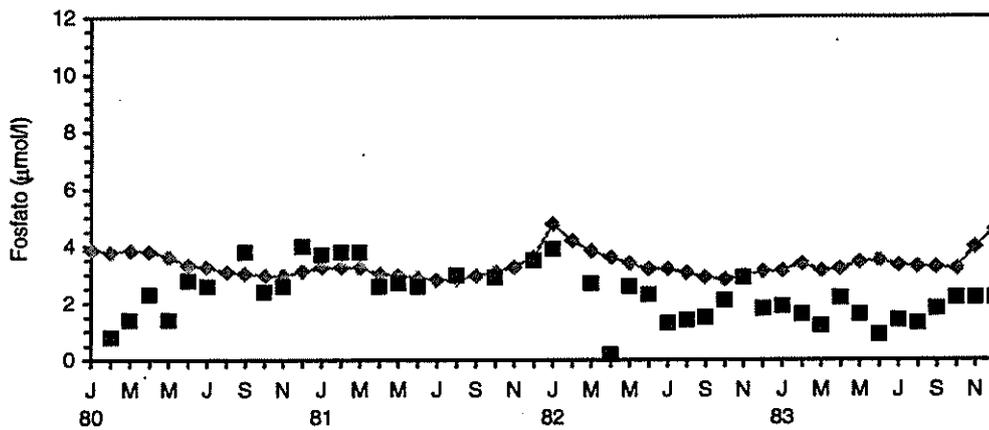


FIGURA 6.19 - Idem. Estação 5.0.

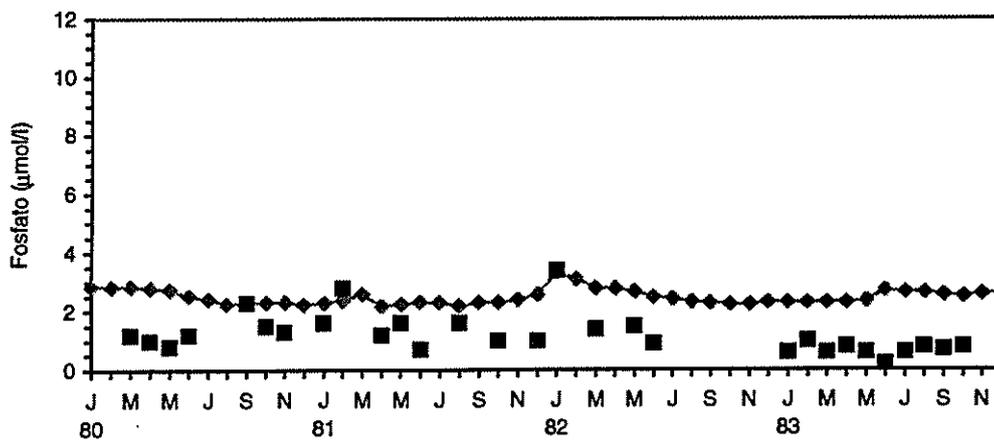


FIGURA 6.20 - Idem. Estação 8.0.

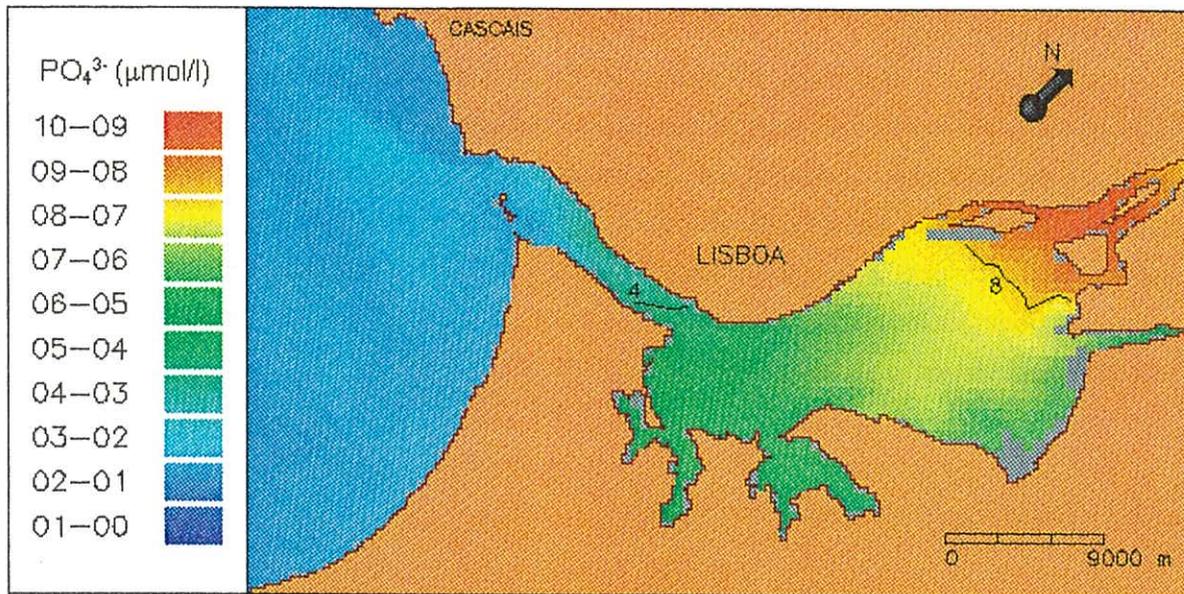


FIGURA 6.21 - Distribuição espacial da concentração de fosfato ($\mu\text{mol l}^{-1}$) no estuário do Tejo (localização das fontes pontuais muito esquemática). Instante de simulação: 8:00 horas de 11 de Junho de 1981.

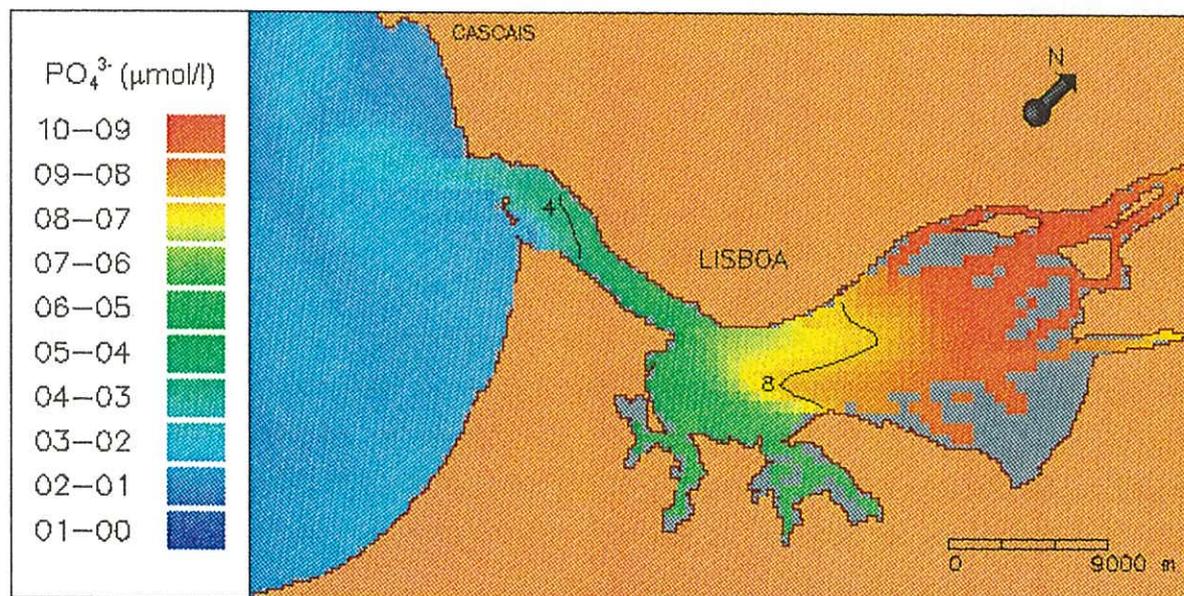


FIGURA 6.22 - Idem. Instante de simulação: 12:00 horas de 1 de Dezembro de 1981.

água do estuário -, quer um predomínio dos processos de regeneração de nutrientes sobre os processos de assimilação.

Os valores calculados da concentração de fosfato acompanham satisfatoriamente as flutuações dos valores observados, o que parece indicar que os processos de transporte e os processos de natureza biológica se encontram adequadamente ponderados. Porém, os resultados obtidos nas estações de amostragem situadas a montante (1.0, 2.0 e 3.9) revelam também que as concentrações de fósforo orgânico e de fosfato impostas nas fronteiras fluviais e as fontes pontuais de fosfato impostas no interior do estuário são provavelmente demasiado elevadas, devendo ser revistas em aplicações futuras.

6.2.4.3 - *Distribuição ao longo do ciclo anual*

Apresenta-se a distribuição de fosfato calculada em dois instantes representativos do ciclo anual. Verifica-se que em 11 de Junho de 1981, devido ao crescimento do fitoplâncton, as concentrações de fosfato são inferiores às que se observam em 1 de Dezembro de 1981 (Figs. 6.21 e 6.22). A diferença registada nestes dois instantes não é, todavia, muito pronunciada, o que é coerente com a inexistência de indícios de que o fósforo seja um elemento limitante do fitoplâncton no estuário do Tejo, com excepção, eventualmente, do sector fluvial.

6.2.5 - **Discussão**

6.2.5.1 - *Interação com os sedimentos*

Os sedimentos podem libertar fosfato e outros nutrientes na sequência da mineralização da matéria orgânica depositada no fundo. Este processo, no caso do fosfato, é relativamente complexo (Sundby *et al.*, 1992), dado que, em virtude da ocorrência de fenómenos de precipitação-adsorção e de desadsorção-solubilização envolvendo calcite (Jonge & Villerius, 1989) e hidróxidos de ferro e de alumínio (Beusekom & Jonge, 1994), os processos biológicos e os processos geoquímicos se sobrepõem.

Admite-se que o sedimento do fundo possa actuar como fonte ou como poço de fosfato, consoante a concentração na coluna de água seja inferior ou superior à concentração de equilíbrio na água intersticial, atenuando, desta forma, a variação da concentração de fosfato na coluna de água. Raaphorst *et al.* (1988), por exemplo, indicam que no mar de Wadden

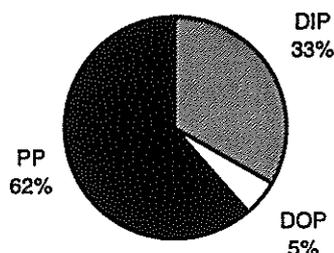


FIGURA 6.23 - Concentração relativa de diferentes componentes do fósforo na coluna de água: fósforo inorgânico dissolvido (DIP), fósforo orgânico dissolvido (DOP) (conjectural) e fósforo particulado (PP).

(Holanda) o fosfato é removido da coluna de água no Outono e no Inverno, quando as concentrações são elevadas, sendo libertado pelo sedimento na Primavera e no Verão, quando se verifica uma redução devido ao crescimento do fitoplâncton.

A salinidade também poderá desempenhar um papel importante, admitindo-se que a libertação de fosfato pelo sedimento aumente com a salinidade na zona montante de muitos estuários (Froelich, 1988; Jordan *et al.*, 1991). A observação de uma concentração de fosfato máxima na zona montante do estuário do Tejo poderá estar relacionada com um mecanismo deste tipo. Porém, é de supor que, em geral, se verifique um predomínio dos processos biológicos sobre as reacções geoquímicas, ignoradas no presente modelo.

6.2.5.2 - Massa de fósforo na coluna de água

Com uma concentração média de fosfato de $3,2 \mu\text{mol l}^{-1}$, para um volume médio do estuário de $1930 \times 10^6 \text{ m}^3$, obtém-se, na coluna de água, uma massa de $191 \times 10^3 \text{ kg P}$. Admitindo, por hipótese, uma concentração de fósforo orgânico da ordem de $0,5 \mu\text{mol l}^{-1}$, a massa total de fósforo dissolvido (DIP+DOP) ascenderia a $221 \times 10^3 \text{ kg P}$.

Com base nas observações efectuadas em 1980 (Martins & Duffner, 1982), obtém-se uma concentração média de fósforo total particulado (PTP) de $0,07 \mu\text{mol mg}^{-1}$. Para uma concentração média de matéria particulada em suspensão de 84 mg l^{-1} , obtém-se uma concentração de PTP de $5,9 \mu\text{mol l}^{-1}$ e uma massa de $352 \times 10^3 \text{ kg P}$.

Admitindo uma relação entre a massa de carbono e de fósforo no fitoplâncton de 1 para 0,024, obtém-se, nesta componente do biota, uma massa de 30×10^3 kg P. Esta massa já se encontra incluída na anterior estimativa da massa de fósforo total particulado (PTP).

Em resumo, estima-se que, da massa de fósforo presente na coluna de água, a fracção dissolvida possa representar 39% e a fracção particulada, 61%. Como mera especulação, admite-se que a fracção dissolvida seja constituída maioritariamente por fósforo inorgânico dissolvido (DIP) (86%) e minoritariamente por fósforo orgânico dissolvido (DOP) (14%) (Fig. 6.23).

6.2.6 - Considerações finais

A importância dos sedimentos no ciclo do fósforo não se encontra inteiramente esclarecida, tendo este factor sido negligenciado no presente trabalho. Os resultados das simulações, correspondentes apenas ao efeito dos processos de transporte e de processos biológicos, mostraram uma correlação satisfatória com os dados do "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo". Estes resultados sugerem que, no caso deste nutriente, uma descrição relativamente simples dos principais parâmetros e processos poderá ser a estratégia de modelação mais adequada.

6.3 - CICLO DO AZOTO

6.3.1 - Introdução

O azoto (N) é considerado o principal elemento limitante do crescimento do fitoplâncton em ecossistemas estuarinos e costeiros - da mesma forma que o fósforo é considerado limitante em ecossistemas de água doce - (Valiela, 1995), embora nem sempre com fundamento (Hecky & Kilham, 1988).

O azoto está presente na atmosfera e na água maioritariamente como gás azoto (N_2). No entanto, devido à elevada energia associada à ligação tripla da molécula N_2 , apenas um reduzido número de organismos, como as cianobactérias (classe Cyanophyceae), possuem a faculdade de utilizar o azoto na forma diatómica. Em geral, o fitoplâncton e os outros produtores primários obtêm o azoto de que necessitam por assimilação de azoto inorgânico dissolvido (DIN), designação que abrange, por ordem crescente do estado de oxidação, os iões amónio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). O azoto regressa posteriormente à coluna de água integrado em compostos orgânicos, distinguindo-se convencionalmente uma fracção dissolvida (DON) e uma fracção particulada (PON) (Libes, 1992).

O ciclo do azoto é relativamente complexo, nomeadamente no que respeita aos processos que têm lugar no sedimento do fundo e à sua influência sobre a produção primária. O sedimento tende a libertar azoto inorgânico dissolvido (sobretudo NH_4^+) para a coluna de água, em resultado da decomposição da matéria orgânica presente no fundo. Em simultâneo, pode verificar-se uma perda significativa de azoto do sedimento para a atmosfera, associada a processos sequenciais de nitrificação (conversão de NH_4^+ em NO_3^-) e de desnitrificação (conversão de NO_3^- em N_2) (Kemp *et al.*, 1990). A desnitrificação bêntica é um processo relevante no ciclo do azoto em estuários (Nowicki, 1994).

6.3.2 - Elementos sobre a área de estudo

6.3.2.1 - Amónia

Considerando o conjunto de observações efectuadas no estuário do Tejo em 1980 (Martins & Duffner, 1982), obtém-se uma concentração média de amónia (essencialmente ião amónio, NH_4^+ , com uma pequena percentagem de amónia não-ionizada, NH_3) de $7,8 \mu\text{mol l}^{-1}$. Os valores mínimos mensais foram registados em Abril ($5,4 \mu\text{mol l}^{-1}$) e Agosto ($4,8 \mu\text{mol l}^{-1}$); o valor máximo foi registado em Novembro ($10,5 \mu\text{mol l}^{-1}$).

A assimilação pelo fitoplâncton é certamente um dos factores responsáveis pelo mínimo relativo de NH_4^+ em Abril; este mínimo não tem equivalente no ciclo anual de NO_3^- , o que pode ser explicado pela preferência do fitoplâncton por NH_4^+ (Parsons *et al.*, 1984). O mínimo de NH_4^+ em Agosto estará relacionado com os processos de assimilação e de nitrificação, sendo de notar também a reduzida concentração de matéria particulada em suspensão no instante das amostragens, indicadora de fluxos de NH_4^+ pouco expressivos entre o fundo e a coluna de água.

Os valores máximos da concentração média por estação foram obtidos nas estações 2.7 (22,2 $\mu\text{mol l}^{-1}$) e 3.7 (16,4 $\mu\text{mol l}^{-1}$), situadas na Cala do Norte. Estes valores, superiores em uma ordem de grandeza aos do rio e da embocadura, indicam que a distribuição de NH_4^+ no estuário do Tejo é condicionada pelos efluentes de origem doméstica e industrial libertados num sector restrito da margem norte (Martins *et al.*, 1984a; Martins *et al.*, 1984b).

Embora a amónia seja um nutriente importante, a fracção correspondente à amónia não-ionizada (NH_3) é tóxica para muitos organismos aquáticos (Bowie *et al.*, 1985). No estuário do Tejo, a fracção de NH_3 , para um pH médio de 8,0 e uma temperatura típica da ordem dos 18°C, deverá representar cerca de 3% da amónia total ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$).

6.3.2.2 - Nitrito

Com base nas observações efectuadas em 1980, obtém-se uma concentração média de nitrito (NO_2^-) de 1,2 $\mu\text{mol l}^{-1}$. O ciclo anual de NO_2^- afigura-se semelhante ao de NH_4^+ , tendo sido registado o valor mínimo mensal em Abril (0,8 $\mu\text{mol l}^{-1}$) e valores muito reduzidos em Julho e Agosto (0,9 $\mu\text{mol l}^{-1}$); o valor máximo foi registado em Novembro (2,1 $\mu\text{g l}^{-1}$).

A distribuição espacial de NO_2^- , não tendo sido descrita em estudos anteriores, merece alguma atenção. A concentração média por estação registou valores mínimos nas estações de influência fluvial (0.0 e 0.1) ou oceânica (8.0 e 8.1) (c. 0,5 $\mu\text{mol l}^{-1}$); os valores mais elevados foram registados no interior do estuário, nas estações 2.5 e 2.7 (2,3 $\mu\text{mol l}^{-1}$).

Estes dois máximos têm provavelmente origens diferentes. Na estação 2.7, que coincide com a concentração máxima de NH_4^+ , a elevada concentração de NO_2^- será uma consequência da oxidação de NH_4^+ e, possivelmente, da presença de uma fracção de NO_2^- na carga poluente introduzida na Cala do Norte. Na estação 2.5, que coincide com a zona de turvação máxima, a explicação mais provável é que NO_2^- esteja presente em concentrações relativamente elevadas nas camadas superficiais do sedimento de fundo e que a ressuspensão do sedimento, por efeito da maré, resulte na sua libertação para a coluna de água.

6.3.2.3 - Nitrato

A concentração média de nitrato (NO_3^-), calculada com base nas observações efectuadas em 1980, ascende a $21 \mu\text{mol l}^{-1}$, representando cerca de 70% da concentração total de azoto inorgânico dissolvido (DIN). Em termos de variação mensal, registou-se o valor mínimo em Agosto ($16 \mu\text{mol l}^{-1}$) e o valor máximo em Fevereiro ($29 \mu\text{mol l}^{-1}$).

As concentrações médias por estação diminuem de montante para jusante, entre um máximo de $52 \mu\text{mol l}^{-1}$ no rio Tejo (estação 0.0) e um mínimo de $6 \mu\text{mol l}^{-1}$ na embocadura (estação 8.1). Obteve-se no rio Sorraia (estação 0.1) uma concentração média de $29 \mu\text{mol l}^{-1}$, valor substancialmente inferior ao do rio Tejo e que se situa na gama de valores observados no sector superior do estuário.

No período de 1980 a 1983, observaram-se algumas diferenças no ciclo anual da concentração de NO_3^- . Na estação 2.0, por exemplo, a concentração mínima foi registada em Abril de 1983 ($8 \mu\text{mol l}^{-1}$), ou seja, ainda na Primavera. As concentrações de NO_3^- parecem ser influenciadas, quer pela variabilidade interanual do crescimento do fitoplâncton, quer pelas flutuações do caudal fluvial.

As concentrações de NO_3^- no estuário do Tejo são moderadas, tendo em conta os valores observados em outros estuários influenciados por actividades humanas. No estuário do Elba (Alemanha), por exemplo, as concentrações de NO_3^- atingem valores superiores a $400 \mu\text{mol l}^{-1}$ (Brockmann, 1992); no estuário do Gironda (França), a concentração de NO_3^- representa 98% da concentração total de DIN (Castel, 1992).

6.3.2.4 - Composição do azoto inorgânico dissolvido

Considerando a totalidade das observações efectuadas em 1980, verifica-se que a concentração média de azoto inorgânico dissolvido (DIN) soma $30 \mu\text{mol l}^{-1}$, correspondendo à amónia $7,8 \mu\text{mol l}^{-1}$ (26%), ao nitrito $1,2 \mu\text{mol l}^{-1}$ (4%) e ao nitrato $21 \mu\text{mol l}^{-1}$ (70%).

Em relação às concentrações médias mensais, verifica-se que o valor máximo ocorreu em Fevereiro ($37 \mu\text{mol l}^{-1}$) e o valor mínimo em Agosto ($22 \mu\text{mol l}^{-1}$), o que está de acordo com a importância de NO_3^- entre as formas de DIN. A ocorrência de cianobactérias fixadoras de N_2 no sector fluvial do estuário, registada no final do Verão de 1988, poderia, assim, coincidir com o período de menores concentrações de DIN (Oliveira *et al.*, 1989).

A preponderância de NO_3^- foi máxima em Abril (81%) e mínima em Julho (61%). A importância relativa de NH_4^+ variou inversamente (17% em Abril, 36% em Julho). A

importância relativa de NO_2^- foi também mínima em Abril (2%), aumentando de Setembro a Novembro (6%). Embora se tenha observado uma diminuição de NH_4^+ na Primavera, a concentração global de DIN apenas atingiu o seu mínimo com a diminuição de NO_3^- no Verão. Note-se que, em Abril, a importância relativa mínima de NH_4^+ coincide com a concentração máxima de clorofila-*a*.

Quanto às concentrações médias por estação, foram registados em três estações valores superiores a $50 \mu\text{mol l}^{-1}$, resultantes quer do transporte de NO_3^- pelo rio Tejo (estações 0.0 e 1.0), quer da libertação de NH_4^+ na Cala do Norte (estação 2.7). O valor máximo ($56 \mu\text{mol l}^{-1}$) ocorreu na estação 0.0, de características fluviais, e o valor mínimo ($7 \mu\text{mol l}^{-1}$) na estação 8.1, de características costeiras.

A importância relativa de NO_3^- apenas desceu abaixo de 50% na estação 3.7, situada no trecho de jusante da Cala do Norte; nesta estação as concentrações médias de NH_4^+ (47%) e de NO_3^- (48%) revelaram-se praticamente idênticas. A preponderância de NO_3^- foi clara nas estações 0.0 (93%) e 1.0 (92%), onde a importância relativa de NH_4^+ foi mínima (6%). Embora diminuta, a contribuição relativa de NO_2^- aumentou de montante (1%) para jusante (6%). Em suma, pode considerar-se que a importância relativa de NO_3^- aparenta ser máxima nas estações a montante, a de NH_4^+ nas estações intermédias junto à margem norte, e a de NO_2^- nas estações a jusante.

6.3.3 - Módulos de eutrofização - ciclo do azoto

6.3.3.1 - Características gerais

No modelo de eutrofização, baseado em Ambrose *et al.* (1988), três constituintes fazem parte do ciclo do azoto (Fig. 6.24):

- Azoto orgânico;
- Amónia ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$);
- Nitrato (NO_3^-).

Os processos que se encontram mais directamente relacionados com o ciclo do azoto são os seguintes:

- *Mineralização de azoto orgânico* - A mineralização ou decomposição bacteriana do azoto orgânico dá origem a amónia (NH_4^+). O processo de transformação de azoto orgânico dissolvido em NH_4^+ é também designado por amonificação (Libes, 1992). Da mesma forma que em relação ao fósforo orgânico, considera-se que a taxa de

mineralização do azoto orgânico depende da biomassa de fitoplâncton, entendida como um indicador da biomassa de bactérias heterotróficas.

- *Assimilação de amónia e de nitrato* - A preferência do fitoplâncton pela assimilação de formas reduzidas de azoto, como a amónia (NH_4^+), em relação a formas oxidadas, como o nitrato (NO_3^-), é um fenómeno conhecido. Essa preferência resulta do facto de a assimilação do nitrato implicar a sua conversão numa forma reduzida (NH_3), o que representa um custo energético significativo (Parsons *et al.*, 1984; Libes, 1992). Em geral, a ocorrência de concentrações de NH_4^+ superiores a $2 \mu\text{mol l}^{-1}$ parece suprimir a absorção de NO_3^- , embora existam referências à absorção simultânea de ambas as formas para concentrações moderadas de NH_4^+ (Pennock, 1987).

Dado que o modelo distingue entre a amónia e o nitrato, é desejável permitir que o fitoplâncton assimile preferencialmente a amónia, isto é, que a assimilação de NO_3^- seja inibida em presença de concentrações elevadas de NH_4^+ . Para esse efeito, é calculado um factor de preferência do fitoplâncton pela assimilação de azoto sob a forma de amónia, com uma versão modificada da expressão de Ambrose *et al.* (1988), em que intervêm as concentrações de NH_4^+ e de NO_3^- .

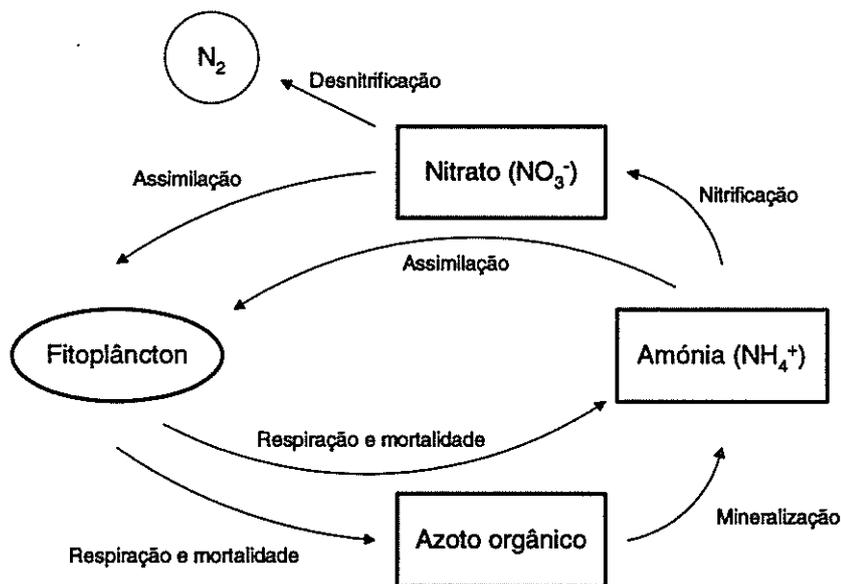


FIGURA 6.24 - Ciclo do azoto: constituintes e processos incluídos no modelo de qualidade da água.

Já foi feita referência ao facto de na assimilação de nutrientes pelo fitoplâncton se assumir uma estequiometria fixa. A proporção entre as massas de azoto (N) e de carbono (C) adoptada por Ambrose *et al.* (1988) é de 0,25 mg N mg C⁻¹. A razão de Redfield estabelece uma relação de 106 átomos de C por cada 16 átomos de N, o que, tendo em conta as respectivas massas atómicas, representa uma razão entre as massas de N e de C de aproximadamente 0,18. Assim, a proporção de 0,18 mg N mg C⁻¹, referida por vários autores (Bowie *et al.*, 1985), foi adoptada neste estudo.

- **Nitrificação** - O processo de nitrificação, mediado por microrganismos aeróbios autotróficos, consiste na conversão da amónia (NH₄⁺), primeiro, em nitrito (NO₂⁻) e, depois, em nitrato (NO₃⁻). Certas bactérias (*e.g.* *Nitrosomonas*) são responsáveis pela oxidação da amónia, convertendo-a em nitrito; outras (*e.g.* *Nitrobacter*) oxidam o nitrito, convertendo-o em nitrato (Libes, 1992). A nitrificação depende de diversos factores, sendo a existência de condições aeróbias essencial (Ambrose *et al.*, 1988). Em presença de oxigénio, a temperatura parece ser o principal factor que influencia a taxa de nitrificação (Berounsky & Nixon, 1990). A concentração de amónia está também directamente relacionada com a taxa de nitrificação; outros factores, como a matéria em suspensão, o pH, a salinidade e a luz, são aparentemente pouco importantes (Berounsky & Nixon, 1993).

Na modelação deste processo, a existência de condições aeróbias é tida em conta pela utilização de uma expressão de Michaelis-Menten, tendo sido adoptada uma constante de semi-saturação de 2,0 mg O₂ l⁻¹, de acordo com Ambrose *et al.* (1988). Além da concentração de oxigénio, o cálculo da taxa de nitrificação tem em conta os efeitos da temperatura e da concentração de amónia.

A influência do processo de nitrificação sobre a concentração de oxigénio dissolvido pode ser determinada mediante um factor de conversão, incluído na equação (6.76). A reacção geral de nitrificação pode ser representada por:



Verifica-se que são necessárias duas moles de O₂ para a oxidação de cada mole de NH₄⁺, o que, em termos de massa molar, equivale a 64 g de O₂ por 14 g de N.

- **Desnitrificação** - A desnitrificação consiste na conversão do nitrato (NO₃⁻) em gás azoto (N₂). Esta conversão é realizada por bactérias heterotróficas em ambientes pobres em oxigénio (Libes, 1992). A desnitrificação pode ter lugar na coluna de água (desnitrificação pelágica), em geral em condições anaeróbias, ou no sedimento

(desnitrificação bêntica).

O modelo apenas simula a desnitrificação pelágica. É utilizada uma formulação inspirada numa expressão de Michaelis-Menten, em que, ao contrário do que se estabeleceu para a nitrificação, a taxa de desnitrificação atinge o valor máximo quando a concentração de oxigénio dissolvido é nula (Ambrose *et al.*, 1988).

A desnitrificação tem influência sobre a matéria orgânica, expressa em termos de CBO. A reacção de desnitrificação pode ser representada por:



Verifica-se que a desnitrificação envolve uma proporção de quatro moles de N, sob a forma de NO_3^- , para cinco moles de carbono orgânico (CH_2O): Se a destruição da matéria orgânica se fizesse por respiração aeróbia, a proporção seria de cinco moles de O_2 para um igual número de moles de CH_2O . Assim, no cálculo da massa de matéria orgânica, em termos de CBO, a expressão da desnitrificação, utilizada no cálculo da massa de NO_3^- que abandona o sistema (6.54), é multiplicada, quer por um factor de conversão da massa molar de N em massa molar de O_2 , quer por um factor de 5/4 (6.61), de forma a ter em conta a proporção de cinco moles de O_2 cujo consumo deixa de ser necessário por desnitrificação de quatro moles de N.

6.3.3.2 - Azoto orgânico

Para o azoto orgânico, a equação de transporte pode ser dada por:

$$\frac{\partial HC_{no}}{\partial t} + \frac{\partial HC_{no}u}{\partial x} + \frac{\partial HC_{no}v}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(HD_x \frac{\partial C_{no}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(HD_y \frac{\partial C_{no}}{\partial y} \right) + HS_{no} \quad (6.37)$$

em que C_{no} = concentração de azoto orgânico na coluna de água (kg N m^{-3}) e S_{no} = taxa de variação local da concentração de azoto orgânico na coluna de água ($\text{kg N m}^{-3} \text{ s}^{-1}$). A variação local da concentração de azoto orgânico na coluna de água é calculada no módulo respectivo por:

$$S_{no} = \frac{1}{864 \times 10^5} (S_{no}^{resp} - S_{no}^{miner}) \quad (6.38)$$

em que S_{no}^{resp} = termo devido à respiração e mortalidade do fitoplâncton ($\text{mg N l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e S_{no}^{miner} = termo devido à mineralização do azoto orgânico ($\text{mg N l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$).

O termo devido à *respiração e mortalidade do fitoplâncton* é calculado por:

$$S_{no}^{resp} = R_{fp} C_{fp} \alpha_{nc} F_{no} \quad (6.39)$$

em que R_{fp} = taxa de respiração e mortalidade do fitoplâncton (dia^{-1}), C_{fp} = concentração de fitoplâncton na coluna de água (mg C l^{-1}), α_{nc} = razão entre azoto e carbono no fitoplâncton (mg N mg C^{-1}) e F_{no} = fracção de azoto devido à respiração e mortalidade do fitoplâncton sob a forma de azoto orgânico.

O termo devido à *mineralização do azoto orgânico* é calculado por:

$$S_{no}^{miner} = M_{no} C_{no} \quad (6.40)$$

em que M_{no} = taxa de mineralização do azoto orgânico (dia^{-1}) e C_{no} = concentração de azoto orgânico na coluna de água (mg N l^{-1}). A taxa de mineralização do azoto orgânico é obtida pela expressão:

$$M_{no} = M_{no20} \theta_{nom}^{(T-20)} \left(\frac{C_{fp}}{K_{fp} + C_{fp}} \right) \quad (6.41)$$

em que M_{no20} = taxa de mineralização do azoto orgânico para a temperatura de referência (20°C) (dia^{-1}), θ_{nom} = coeficiente de temperatura para a mineralização do azoto orgânico, T = temperatura da água ($^\circ\text{C}$), C_{fp} = concentração de fitoplâncton na coluna de água (mg C l^{-1}) e K_{fp} = constante de semi-saturação relativa à limitação da regeneração de nutrientes pelo fitoplâncton (mg C l^{-1}).

6.3.3.3 - Amónia

Para a amónia, temos:

$$\frac{\partial HC_{nh}}{\partial t} + \frac{\partial HC_{nh}u}{\partial x} + \frac{\partial HC_{nh}v}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(HD_x \frac{\partial C_{nh}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(HD_y \frac{\partial C_{nh}}{\partial y} \right) + HS_{nh} \quad (6.42)$$

em que C_{nh} = concentração de amónia na coluna de água (kg N m^{-3}) e S_{nh} = taxa de variação local da concentração de amónia na coluna de água ($\text{kg N m}^{-3} \text{ s}^{-1}$). A variação local da concentração de amónia na coluna de água é calculada no módulo respectivo por:

$$S_{nh} = \frac{1}{864 \times 10^5} (S_{nh}^{resp} + S_{nh}^{miner} - S_{nh}^{assim} - S_{nh}^{nitr}) \quad (6.43)$$

em que S_{nh}^{resp} = termo devido à respiração e mortalidade do fitoplâncton ($\text{mg N l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), S_{nh}^{miner} = termo devido à mineralização do azoto orgânico ($\text{mg N l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), S_{nh}^{assim} = termo devido à assimilação de amónia pelo fitoplâncton ($\text{mg N l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e S_{nh}^{nitr} = termo devido à nitrificação ($\text{mg N l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$).

O termo devido à *respiração e mortalidade do fitoplâncton* é calculado por:

$$S_{nh}^{resp} = R_{fp} C_{fp} \alpha_{nc} (1 - F_{no}) \quad (6.44)$$

em que R_{fp} = taxa de respiração e mortalidade do fitoplâncton (dia^{-1}), C_{fp} = concentração de fitoplâncton na coluna de água (mg C l^{-1}), α_{nc} = razão entre azoto e carbono no fitoplâncton (mg N mg C^{-1}) e F_{no} = fracção de azoto devido à respiração e mortalidade do fitoplâncton sob a forma de azoto orgânico.

O termo devido à *mineralização do azoto orgânico* corresponde a:

$$S_{nh}^{miner} = M_{no} C_{no} \quad (6.45)$$

em que M_{no} = taxa de mineralização do azoto orgânico (dia^{-1}) e C_{no} = concentração de azoto orgânico na coluna de água (mg N l^{-1}).

O termo devido ao *crescimento do fitoplâncton* é calculado por:

$$S_{nh}^{assim} = P_{fp} C_{fp} \alpha_{nc} F_{nh} \quad (6.46)$$

em que P_{fp} = taxa de crescimento efectivo do fitoplâncton (dia^{-1}), C_{fp} = concentração de fitoplâncton na coluna de água (mg C l^{-1}), α_{nc} = razão entre azoto e carbono no fitoplâncton (mg N mg C^{-1}) e F_{nh} = factor de preferência do fitoplâncton pela assimilação de azoto sob a forma de amónia. O factor de preferência do fitoplâncton pela assimilação de azoto sob a forma de amónia é representado por:

$$F_{nh} = \left[\frac{C_{nh} C_{na}}{[(K_{nn} + C_{nh})(K_{nn} + C_{na})]} + \frac{C_{nh} K_{nn}}{[(C_{nh} + C_{na})(K_{nn} + C_{na})]} \right]^{1/2} \quad (6.47)$$

em que C_{nh} = concentração de amónia (mg N l⁻¹), C_{na} = concentração de nitrato (mg N l⁻¹) e K_{nn} = constante de semi-saturação para o azoto (mg N l⁻¹). Esta expressão difere da proposta de Ambrose *et al.* (1988) na inclusão do expoente 1/2, sendo utilizada pelo facto de se adoptar um valor relativamente elevado para a constante de semi-saturação para o azoto. Expressões distintas, mas com características semelhantes, têm sido utilizadas por outros autores (*e.g.* Fasham *et al.*, 1990).

O termo devido à *nitrificação* é calculado por:

$$S_{nh}^{nitr} = N_{nh} C_{nh} \quad (6.48)$$

em que N_{nh} = taxa de nitrificação (dia⁻¹) e C_{nh} = concentração de amónia na coluna de água (mg N l⁻¹). A taxa de nitrificação é obtida pela expressão:

$$N_{nh} = N_{nh20} \theta_{nhn}^{(T-20)} \left(\frac{C_{od}}{K_{nh} + C_{od}} \right) \quad (6.49)$$

em que N_{nh20} = taxa de nitrificação para a temperatura de referência (20°C) (dia⁻¹), θ_{nhn} = coeficiente de temperatura para a nitrificação, T = temperatura da água (°C), C_{od} = concentração de oxigénio dissolvido na coluna de água (mg O₂ l⁻¹) e K_{nh} = constante de semi-saturação para a limitação da nitrificação pelo oxigénio (mg O₂ l⁻¹).

6.3.3.4 - Nitrato

Para o nitrato, temos:

$$\frac{\partial HC_{na}}{\partial t} + \frac{\partial HC_{na}u}{\partial x} + \frac{\partial HC_{na}v}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(HD_x \frac{\partial C_{na}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(HD_y \frac{\partial C_{na}}{\partial y} \right) + HS_{na} \quad (6.50)$$

em que C_{na} = concentração de nitrato na coluna de água (kg N m⁻³) e S_{na} = taxa de variação local da concentração de nitrato na coluna de água (kg N m⁻³ s⁻¹). A variação local da concentração de nitrato na coluna de água é calculada no módulo respectivo por:

$$S_{na} = \frac{1}{864 \times 10^5} (S_{na}^{nitr} - S_{na}^{assim} - S_{na}^{desn}) \quad (6.51)$$

em que S_{na}^{nitr} = termo devido à nitrificação ($\text{mg N l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), S_{na}^{assim} = termo devido à assimilação de nitrato pelo fitoplâncton ($\text{mg N l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e S_{na}^{desn} = termo devido à desnitrificação ($\text{mg N l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$).

O termo devido à *nitrificação* é calculado por:

$$S_{na}^{nitr} = N_{nh} C_{nh} \quad (6.52)$$

em que N_{nh} = taxa de nitrificação (dia^{-1}) e C_{nh} = concentração de amónia na coluna de água (mg N l^{-1}).

O termo devido ao *crescimento do fitoplâncton* corresponde a:

$$S_{na}^{assim} = P_{fp} C_{fp} \alpha_{nc} (1 - F_{nh}) \quad (6.53)$$

em que P_{fp} = taxa de crescimento efectivo do fitoplâncton (dia^{-1}), C_{fp} = concentração de fitoplâncton na coluna de água (mg C l^{-1}), α_{nc} = razão entre azoto e carbono no fitoplâncton (mg N mg C^{-1}) e F_{nh} = factor de preferência do fitoplâncton pela assimilação de azoto sob a forma de amónia.

O termo devido à *desnitrificação* é calculado por:

$$S_{na}^{desn} = N_{na} C_{na} \quad (6.54)$$

em que N_{na} = taxa de desnitrificação (dia^{-1}) e C_{na} = concentração de nitrato na coluna de água (mg N l^{-1}). A taxa de desnitrificação é obtida pela expressão:

$$N_{na} = N_{na20} \theta_{nan}^{(T-20)} \left(\frac{K_{na}}{K_{na} + C_{od}} \right) \quad (6.55)$$

em que N_{na20} = taxa de desnitrificação para a temperatura de referência (20°C) (dia^{-1}), θ_{nan} = coeficiente de temperatura referente à desnitrificação, T = temperatura da água ($^\circ\text{C}$), K_{na} = constante de desnitrificação ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$) e C_{od} = concentração de oxigénio dissolvido na coluna de água ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$).

6.3.4 - Resultados

6.3.4.1 - Aplicação do modelo

A simulação da amónia e do nitrato foi efectuada nas mesmas condições dos restantes parâmetros biológicos e químicos, com as concentrações iniciais e de fronteira, as fontes pontuais e os coeficientes anteriormente indicados (Quadros 6.1 a 6.5).

Para o azoto orgânico, as concentrações iniciais e de fronteira indicadas são meramente conjecturais, pois não se conhecem dados sobre o azoto orgânico dissolvido (DON) no estuário do Tejo. No rio Loire (França), por exemplo, o azoto orgânico representa cerca de 25% da totalidade do azoto dissolvido (Meybeck *et al.*, 1988).

Castanheiro (1983) propôs que as fontes pontuais de amónia e de nitrato de origem doméstica fossem estimadas com base numa capitação total de $3,3 \text{ kg N hab}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Admitindo a mesma capitação para as fontes pontuais de origem industrial, obter-se-ia, para efluentes urbanos e industriais, uma estimativa total de $12\,312 \times 10^3 \text{ kg N ano}^{-1}$. Esta capitação foi considerada elevada, tendo sido decidido, neste estudo, reduzi-la em um terço, adoptando-se valores de $1,8 \text{ kg N hab}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a amónia e de $0,4 \text{ kg N hab}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para o nitrato. Reunindo as cargas doméstica e industrial, obtêm-se $6\,716 \times 10^3 \text{ kg N ano}^{-1}$ para a amónia e $1\,492 \times 10^3 \text{ kg N ano}^{-1}$ para o nitrato. A estimativa total de $8\,208 \times 10^3 \text{ kg N ano}^{-1}$ é superior à estimativa apresentada por Martins (1982) ($5\,052 \times 10^3 \text{ kg N ano}^{-1}$).

Na aplicação do modelo, consideraram-se apenas oito fontes pontuais, representando mais de 90% da população equivalente e correspondendo a uma entrada de $0,240 \text{ kg N s}^{-1}$ (Quadro 6.1).

6.3.4.2 - Sequências temporais para um período de 4 anos

Os resultados obtidos para a amónia (Figs. 6.25 a 6.30) e para o nitrato (Figs. 6.31 a 6.36) foram comparados com observações efectuadas em 6 estações de amostragem, encontrando-se a qualidade do ajustamento quantificada nos Quadros 6.8 e 6.9.

Os valores da concentração de amónia, observados ao longo de quatro anos, apresentam um padrão relativamente complexo. Em geral, as concentrações mais elevadas verificam-se na transição do sector superior do estuário para o sector médio, em resultado da libertação de efluentes na margem direita. Embora no Outono e Inverno se registem concentrações superiores às de Primavera e Verão, a ocorrência de caudais elevados pode provocar o seu

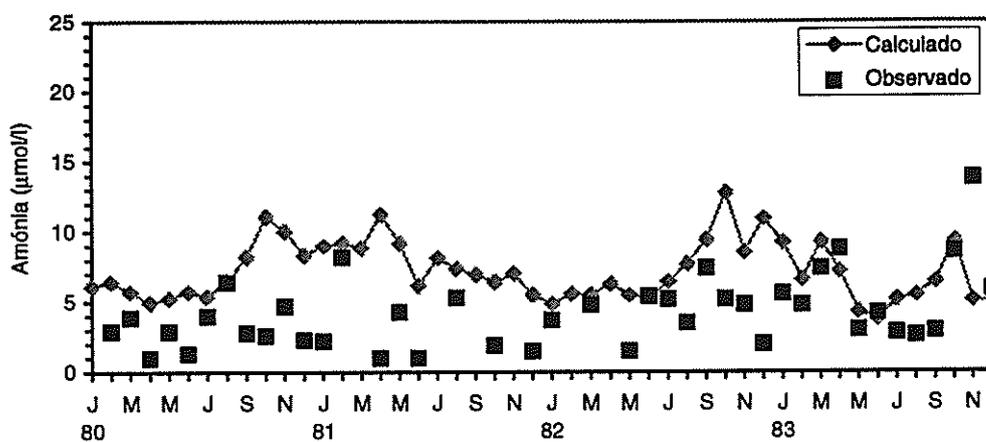


FIGURA 6.25 - Comparação entre valores observados e valores calculados da concentração de amónia ($\mu\text{mol l}^{-1}$), para o período de 4 anos entre Janeiro de 1980 e Dezembro de 1983. Estação 1.0.

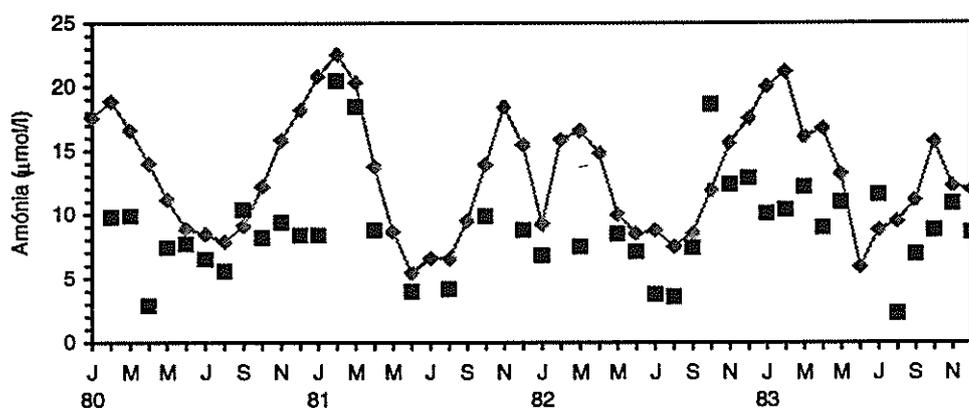


FIGURA 6.26 - Idem. Estação 2.0.

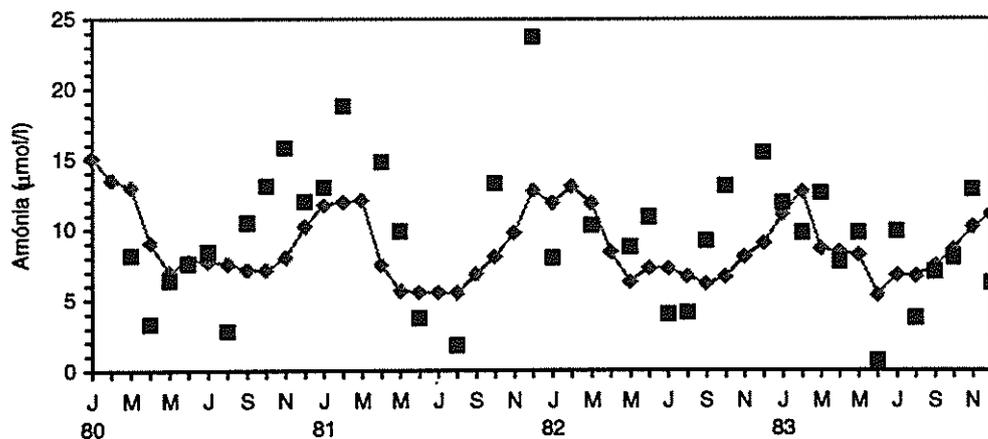


FIGURA 6.27 - Idem. Estação 3.9.

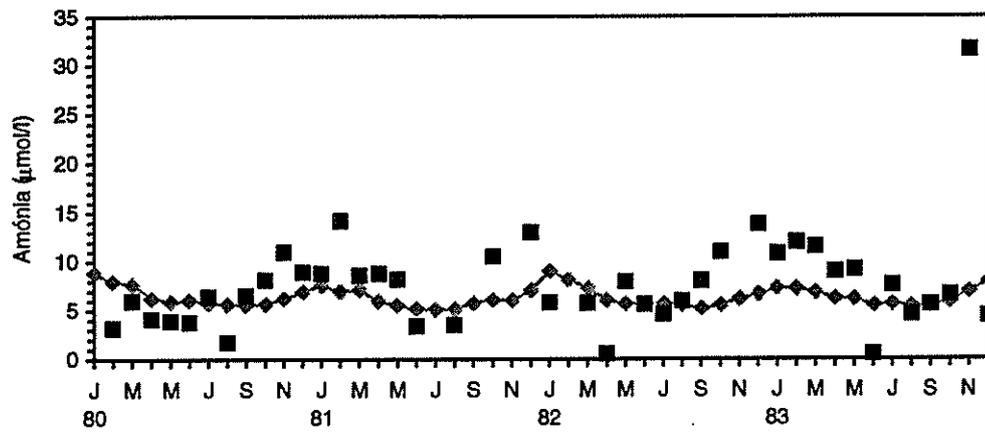


FIGURA 6.28 - Idem. Estação 4.0.

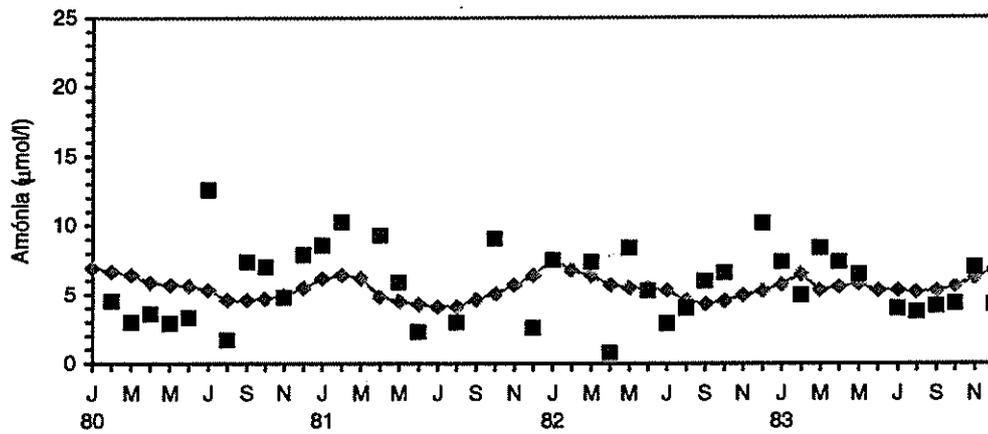


FIGURA 6.29 - Idem. Estação 5.0.

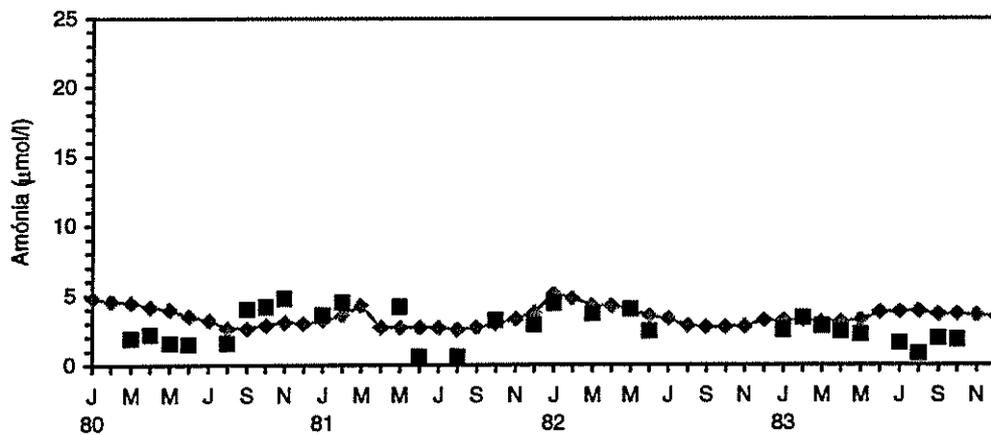


FIGURA 6.30 - Idem. Estação 8.0.

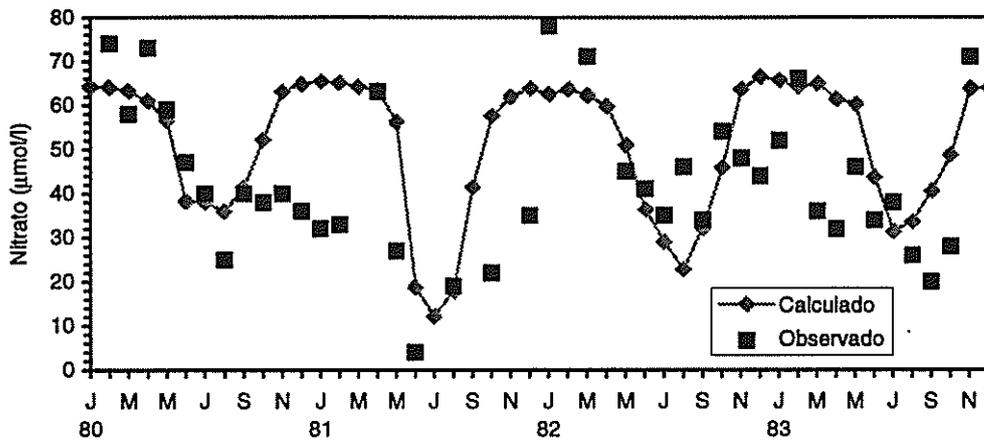


FIGURA 6.31 - Comparação entre valores observados e valores calculados da concentração de nitrato ($\mu\text{mol l}^{-1}$), para o período de 4 anos entre Janeiro de 1980 e Dezembro de 1983. Estação 1.0.

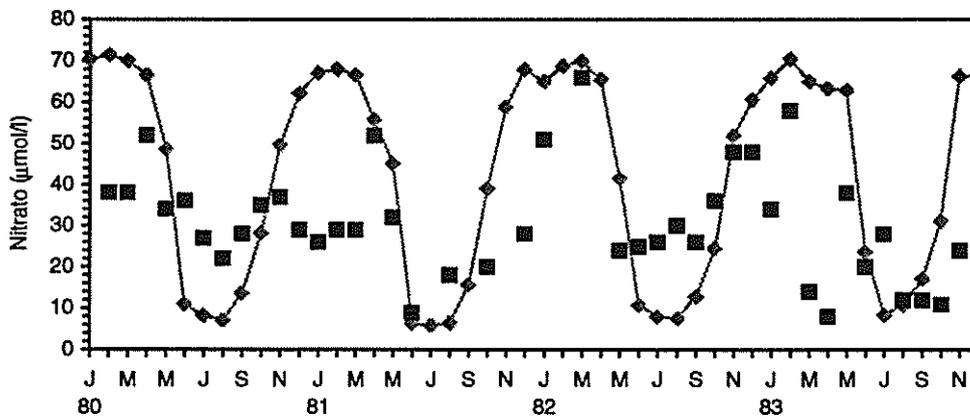


FIGURA 6.32 - Idem. Estação 2.0.

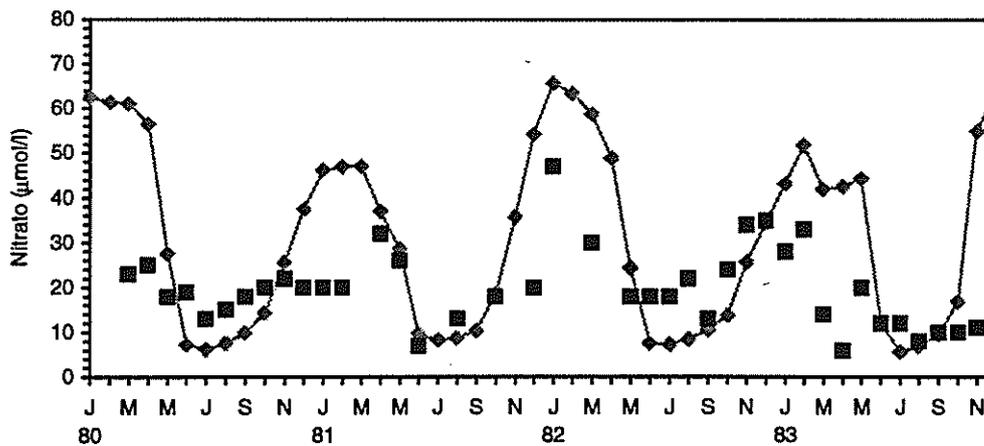


FIGURA 6.33 - Idem. Estação 3.9.

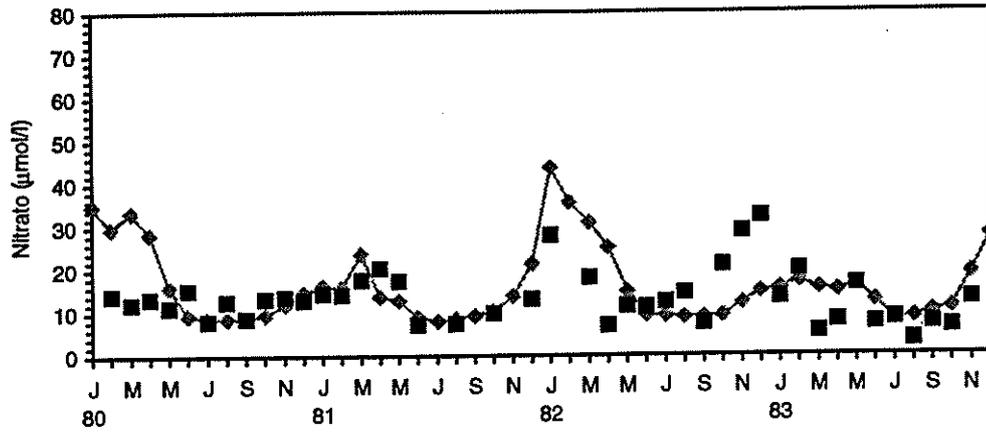


FIGURA 6.34 - Idem. Estação 4.0.

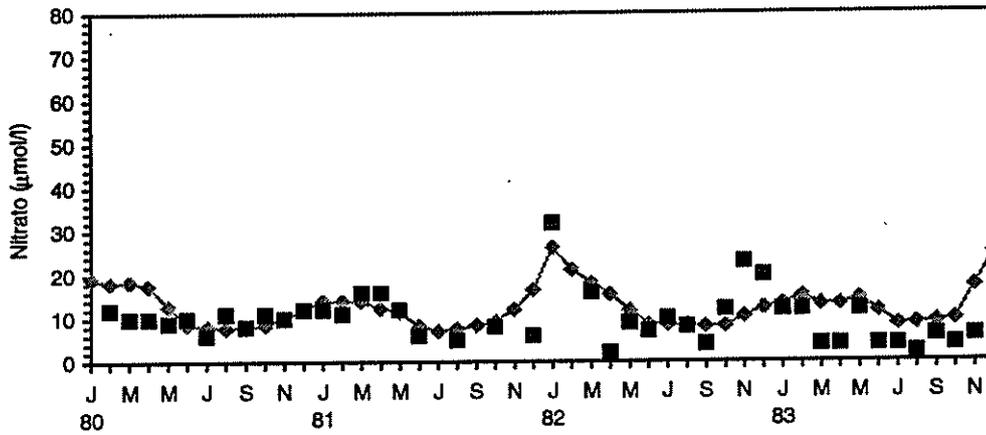


FIGURA 6.35 - Idem. Estação 5.0.

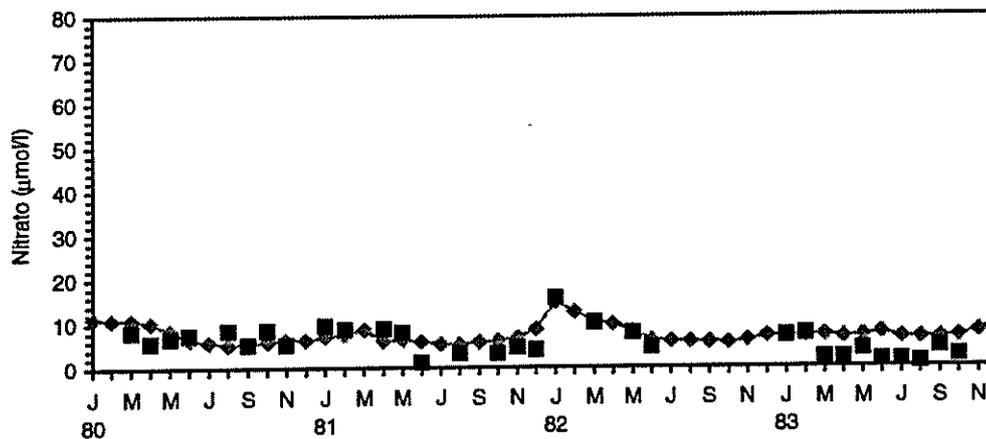


FIGURA 6.36 - Idem. Estação 8.0.

QUADRO 6.8. Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de sequências temporais da concentração de amónia (NH_4^+) por um período de 4 anos.

Estação	Estatística	
	e_m ($\mu\text{mol l}^{-1}$)	e_{qm} ($\mu\text{mol l}^{-1}$)
1.0	-3,0	4,4
2.0	-4,3	5,8
3.9	1,0	4,3
4.0	1,4	5,1
5.0	0,3	2,7
8.0	-0,8	1,5

QUADRO 6.9. Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de sequências temporais da concentração de nitrato (NO_3^-) por um período de 4 anos.

Estação	Estatística	
	e_m ($\mu\text{mol l}^{-1}$)	e_{qm} ($\mu\text{mol l}^{-1}$)
1.0	-8	18
2.0	-11	24
3.9	-8	18
4.0	-2	8
5.0	-2	6
8.0	-2	3

abaixamento nas estações 1.0 e 2.0, dado o menor conteúdo em amónia dos caudais provenientes do Tejo e do Sorraia. Algumas amostras apresentam pequenos valores da

concentração de amónia, sugerindo uma intensa utilização biológica deste nutriente. É o caso, por exemplo, de amostras recolhidas em Abril de 1982 (estações 4.0 e 5.0) e em Junho de 1983 (estações 3.9 e 4.0). Porém, apenas neste último caso se verificam, em simultâneo, concentrações muito elevadas de clorofila-*a*.

Os resultados obtidos concordam com as observações, nomeadamente ao indicarem variações acentuadas das concentrações de amónia nas estações 2.0 e 3.9. Como seria de prever, a imposição de fontes pontuais é um requisito indispensável na simulação desta variável, verificando-se uma variação correcta das concentrações da estação 1.0 para a estação 2.0. Contudo, as entradas de amónia a montante parecem sobrevalorizadas, em detrimento das fontes pontuais situadas no sector médio (e.g. rio Trancão), verificando-se uma redução das concentrações da estação 2.0 para a estação 3.9 que não é confirmada pelos dados de campo.

Os valores observados da concentração de *nitrato* aumentam com o caudal fluvial. O valor máximo, cerca de $80 \mu\text{mol l}^{-1}$, foi atingido na estação 1.0, em Janeiro de 1982. A concentração mínima registada na mesma estação, em Junho de 1981, é 20 vezes menor, sendo esta disparidade superior à que se regista para o fosfato. A concentração máxima diminui na estação 2.0, mas não a concentração mínima, verificando-se diferenças progressivamente menores nas estações situadas a jusante.

A concordância dos resultados do modelo com as observações é satisfatória, nomeadamente no que respeita aos valores mínimos e máximos observados nas estações situadas a montante (1.0, 2.0 e 3.9). O modelo prevê que a assimilação de nitrato pelo fitoplâncton provoque uma forte redução das concentrações de nitrato durante a Primavera e Verão no sector superior do estuário, o que nem sempre se verifica. Porém, os resultados concordam com os dados de campo ao indicarem a limitação do crescimento do fitoplâncton pelo azoto como mais provável do que a limitação pelo fósforo.

6.3.4.3 - *Distribuição ao longo do ciclo anual*

Apresenta-se a distribuição de *amónia* calculada em dois instantes representativos do ciclo anual. Verifica-se, tanto em 11 de Junho de 1981 como em 1 de Dezembro de 1981, que as concentrações máximas de amónia se registam junto às fontes pontuais situadas na margem direita (Figs. 6.37 e 6.38). Porém, os resultados obtidos não podem ser considerados realistas, dado que apenas foram consideradas 8 fontes pontuais, localizadas de forma muito esquemática. A fonte pontual observável na Fig. 6.38 entre os mouchões de Alhandra e da

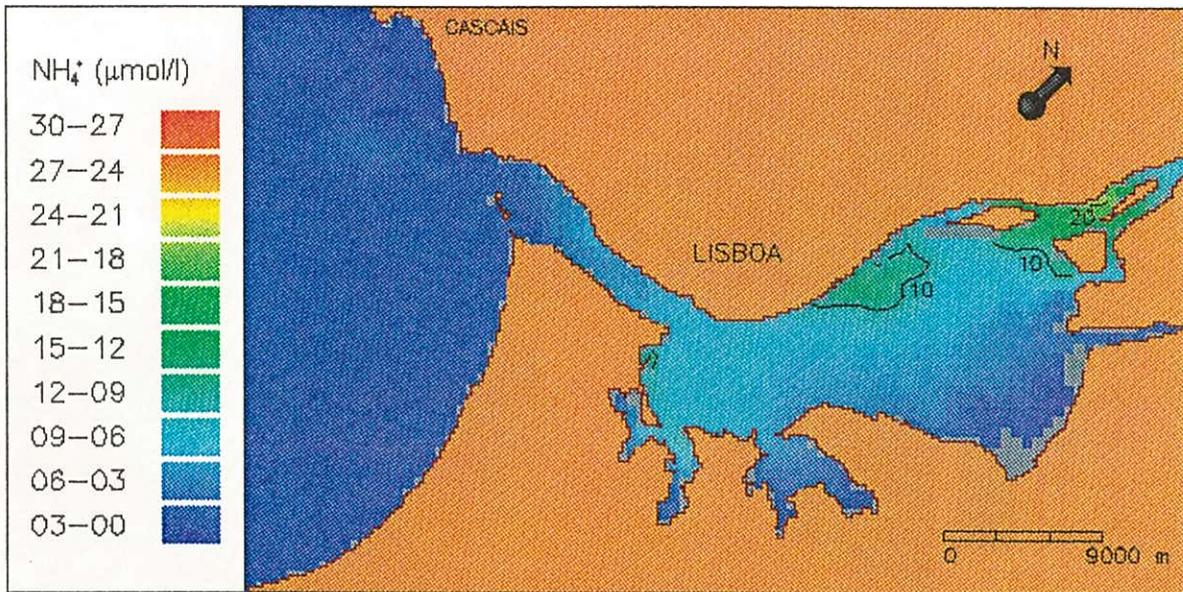


FIGURA 6.37 - Distribuição espacial da concentração de amónia ($\mu\text{mol l}^{-1}$) no estuário do Tejo (localização das fontes pontuais muito esquemática). Instante de simulação: 8:00 horas de 11 de Junho de 1981.

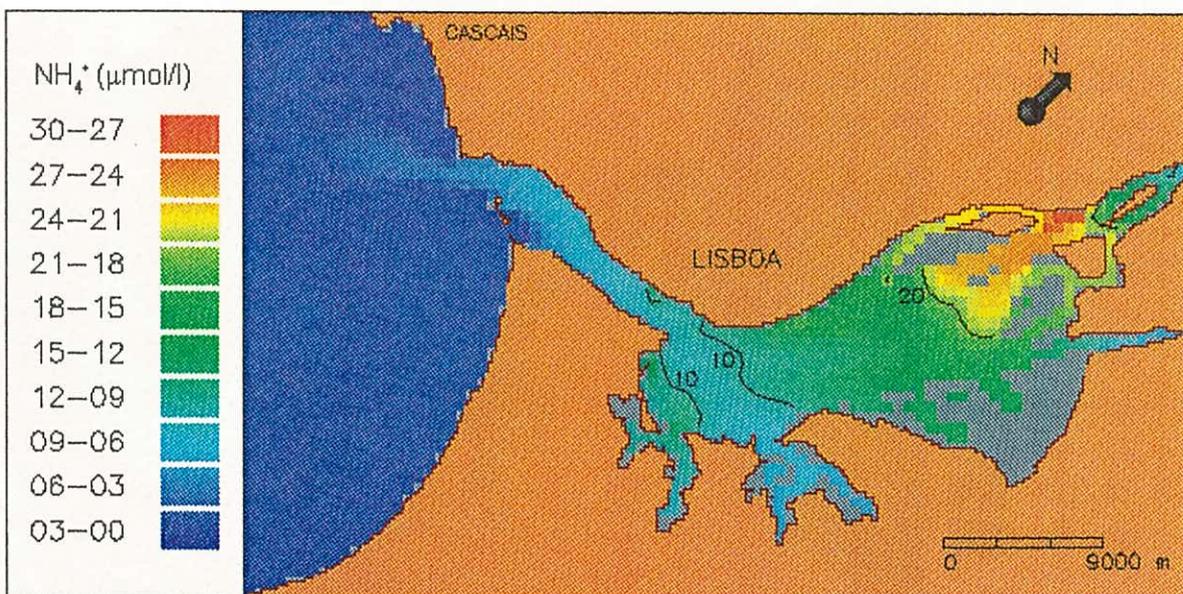


FIGURA 6.38 - Idem. Instante de simulação: 12:00 horas de 1 de Dezembro de 1981.

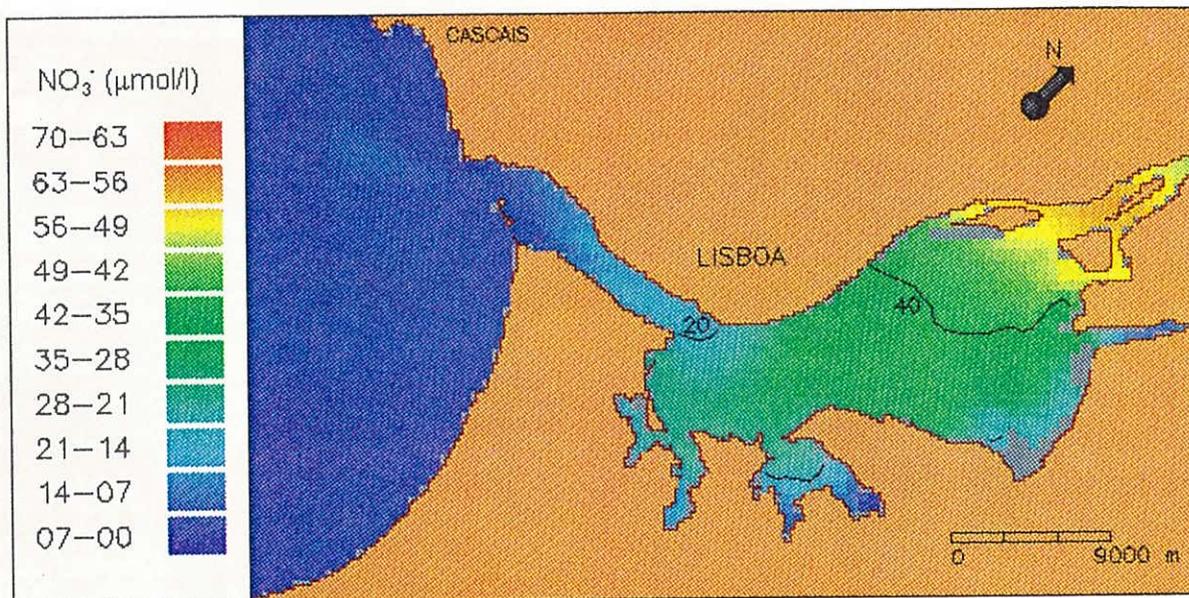


FIGURA 6.39 - Distribuição espacial da concentração de nitrato ($\mu\text{mol l}^{-1}$) no estuário do Tejo (localização das fontes pontuais muito esquemática). Instante de simulação: 8:00 horas de 11 de Junho de 1981.

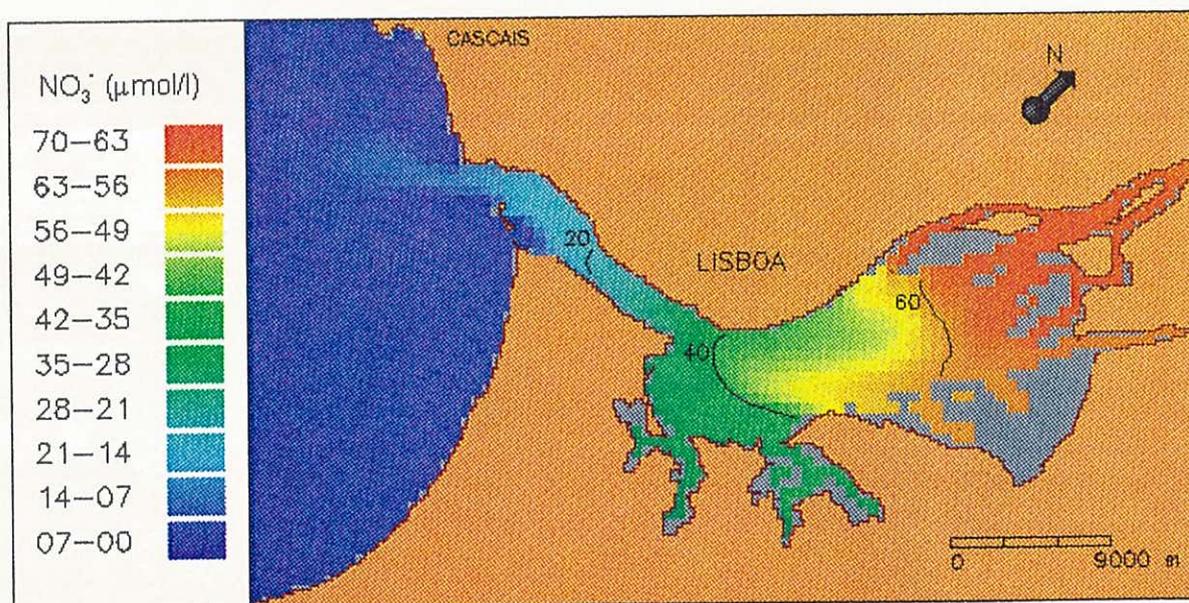


FIGURA 6.40 - Idem. Instante de simulação: 12:00 horas de 1 de Dezembro de 1981.

Póvoa, por exemplo, corresponde a diversas ribeiras de Vila Franca, Loures e Arruda dos Vinhos (Quadro 6.1); segundo Bettencourt *et al.* (1980), estas ribeiras seriam responsáveis pela principal carga poluente libertada no sector superior do estuário.

A distribuição de *nitrato* apresenta um padrão geral semelhante ao que foi obtido para o fosfato. Assim, em 11 de Junho de 1981, devido ao desenvolvimento do fitoplâncton, as concentrações de nitrato apresentam valores inferiores aos que se registam em 1 de Dezembro de 1981 (Figs. 6.39 e 6.40). A diferença observada nestes dois instantes de simulação não é muito acentuada, pois, mesmo em situação de Verão, as concentrações de amónia permitem satisfazer grande parte das necessidades de azoto do fitoplâncton.

6.3.5 - Discussão

6.3.5.1 - *Desnitrificação bântica*

O presente modelo, centrado na coluna de água, apenas simula a desnitrificação pelágica. Este processo é pouco importante no estuário do Tejo, dado que não se verificam condições anaeróbias na coluna de água. Alguns autores consideram que, mesmo no seio de uma massa de água rica em oxigénio, a matéria em suspensão pode originar a formação de microzonas pobres em oxigénio, as quais permitem, de facto, a ocorrência da desnitrificação pelágica em condições globalmente aeróbias (Bianchi *et al.*, 1994).

A desnitrificação bântica é um processo importante, que se estima seja responsável pela remoção de cerca de 20% da massa de azoto introduzida num estuário (20% a 50% segundo Seitzinger (1988), menos de 20% segundo Nowicki (1994)). A taxa de desnitrificação bântica em sedimentos estuarinos varia normalmente entre $25 \mu\text{mol N}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e $125 \mu\text{mol N}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($0-534 \mu\text{mol N}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ segundo Seitzinger (1988), $0-195 \mu\text{mol N}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ segundo Nowicki (1994)). As taxas mais elevadas são medidas em sistemas que recebem cargas substanciais de nutrientes (Seitzinger, 1988; Nowicki, 1994).

No estuário do Tejo, Seitzinger (1988) mediu em oito estações, no mês de Novembro, taxas de desnitrificação bântica de $54-534 \mu\text{mol N}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. O valor mais elevado foi medido numa estação que recebe uma grande quantidade de efluentes. Excluindo esta estação, o valor médio da taxa de desnitrificação bântica ascende a $116 \mu\text{mol N}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Seitzinger, 1988). Em comparação com as observações efectuadas noutras áreas (Seitzinger, 1988), este valor pode ser considerado muito elevado (Fig. 6.41).

Seitzinger (1988) estimou que o azoto removido por desnitrificação bântica para a atmosfera poderia representar, no estuário do Tejo, cerca de 45% do azoto introduzido no

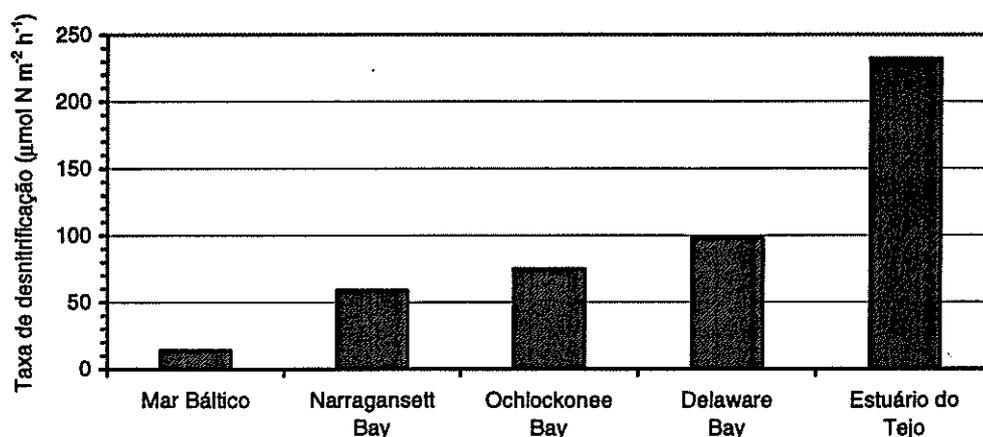


FIGURA 6.41 - Valor médio da taxa de desnitrificação bântica ($\mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) em áreas costeiras e estuarinas. Dados de Seitzinger (1988).

estuário. Mesmo que, para a totalidade do estuário e numa base anual, a importância da desnitrificação não seja tão elevada como o sugerem os dados de Seitzinger (1988), trata-se decerto de um processo que, em futuros estudos, não deveria ser ignorado.

6.3.5.2 - Fixação de azoto

A fixação de azoto é realizada por intermédio de bactérias autotróficas e heterotróficas. As cianobactérias parecem ser as principais responsáveis pela fixação de azoto no domínio pelágico, podendo este mecanismo ser relevante em alguns ecossistemas aquáticos (Smith, 1990). No entanto, as cianobactérias são relativamente pouco abundantes na maior parte dos estuários, pelo que a fixação de azoto é provavelmente um processo pouco importante na generalidade dos sistemas estuarinos (Howarth *et al.*, 1988a, 1988b).

As cianobactérias ocorrem no sector fluvial (Oliveira *et al.*, 1989) e em certas áreas intertidais (Catarino *et al.*, 1985) do estuário do Tejo. A ocorrência de *Aphanizomenon flos-aquae* como espécie temporariamente dominante no sector fluvial do estuário do Tejo sugere que a fixação de azoto poderá ter algum significado neste sector durante parte do ano (Oliveira *et al.*, 1989). Porém, admite-se que a fixação de azoto seja pouco importante nos restantes sectores, não se justificando a sua inclusão no presente modelo.

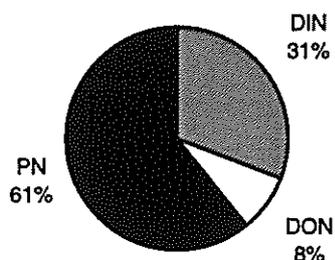


FIGURA 6.42 - Concentração relativa de diferentes componentes do azoto na coluna de água: azoto inorgânico dissolvido (DIN), azoto orgânico dissolvido (DON) (conjectural) e azoto particulado (PN).

6.3.5.3 - Massa de azoto na coluna de água

Com uma concentração média de azoto inorgânico dissolvido de $30 \mu\text{mol l}^{-1}$, para o volume do estuário já referido, obtém-se, na coluna de água, uma massa de $811 \times 10^3 \text{ kg N}$. Admitindo, por hipótese, uma concentração média de azoto orgânico de $8 \mu\text{mol l}^{-1}$, a massa total de azoto dissolvido (DIN+DON) ascenderia a $1027 \times 10^3 \text{ kg N}$.

Com base nas observações efectuadas em 1980 (Martins & Duffner, 1982), obtém-se uma concentração média de azoto total particulado (PTN) de $0,7 \mu\text{mol mg}^{-1}$. Para a concentração de matéria particulada em suspensão já referida, obtém-se uma concentração de PTN de $59 \mu\text{mol l}^{-1}$ e uma massa de $1594 \times 10^3 \text{ kg N}$.

Admitindo uma relação entre a massa de carbono e de azoto no fitoplâncton de 1 para 0,18, obtém-se, nesta componente do biota, uma massa de $225 \times 10^3 \text{ kg N}$. Esta massa já se encontra incluída na anterior estimativa da massa de azoto total particulado (PTN).

Em resumo, estima-se que, da massa de azoto presente na coluna de água, a fracção dissolvida possa representar 39% e a fracção particulada, 61%. Admite-se, como simples hipótese, que a fracção dissolvida seja constituída maioritariamente por azoto inorgânico dissolvido (DIN) (79%) e minoritariamente por azoto orgânico dissolvido (DON) (21%) (Fig. 6.42).

6.3.6 - Considerações finais

A simulação do ciclo do azoto apresenta dificuldades, que resultam, em parte, do facto de o número de parâmetros e de processos ser superior ao do ciclo do fósforo. A amónia, parâmetro que está sujeito a uma intensa utilização biológica, requer uma descrição pormenorizada das fontes pontuais. Apesar da forma excessivamente simplificada como foram tratadas as fontes pontuais, e de terem sido negligenciados os processos béticos, os resultados obtidos na simulação da amónia e do nitrato revelam uma relação encorajadora com os dados do "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo".

6.4 - OXIGÉNIO DISSOLVIDO

6.4.1 - Introdução

O oxigénio (O₂) é indispensável ao metabolismo respiratório da maior parte dos seres vivos. A sua importância nos ecossistemas aquáticos está relacionada com a baixa solubilidade do oxigénio na água; a concentração de saturação de oxigénio dissolvido num determinado volume de água representa menos de 5% do oxigénio existente num mesmo volume de ar (Horne & Goldman, 1994). Quando as concentrações de oxigénio dissolvido, naturalmente ou devido à descarga de águas residuais, atingem valores muito inferiores ao teor de saturação, as comunidades biológicas sofrem profundas alterações (Desprez *et al.*, 1992; D'Avanzo & Kremer, 1994).

Em muitos estuários, as concentrações de oxigénio dissolvido mantêm-se a níveis aceitáveis, mesmo quando os processos de respiração predominam sobre a produção primária, devido, por um lado, à acção do rearejamento atmosférico e, por outro, ao escoamento de maré, que contribui para a homogeneização da coluna de água e para a entrada de massas de água, ricas em oxigénio, provenientes do oceano. Porém, um menor hidrodinamismo ou uma excessiva carga orgânica podem originar condições de anoxia ou de hipoxia (< 2 mg O₂ l⁻¹) em áreas relativamente localizadas, sobretudo nas camadas mais profundas e no período de Verão (Kemp *et al.*, 1992).

O sedimento do fundo, na generalidade dos estuários, é constituído em parte por partículas finas, com um elevado teor em matéria orgânica. Este meio favorece o rápido desenvolvimento de populações de microrganismos, responsáveis pelo consumo do oxigénio presente na água intersticial do sedimento. Dado que a penetração do oxigénio a partir da coluna de água sobrejacente se processa de forma lenta, o sedimento, com excepção de uma fina camada superficial, apresenta condições predominantemente anaeróbias. Segundo Brotas *et al.* (1990), a camada superficial que recebe oxigénio poderá ter de espessura, em fundos de areia, cerca de 5 mm e, em fundos de vasa, cerca de 1 mm.

6.4.2 - Elementos sobre a área de estudo

6.4.2.1 - Carência bioquímica de oxigénio

A carência bioquímica de oxigénio (CBO) é um parâmetro frequentemente utilizado no domínio da qualidade da água. Sendo uma medida do oxigénio dissolvido consumido pelos

microrganismos na degradação da matéria orgânica, a carência bioquímica de oxigénio fornece, indirectamente, uma estimativa do carbono orgânico degradável presente na coluna de água. Mais do que um parâmetro, trata-se, acima de tudo, de um teste, efectuado em amostras incubadas durante 5 dias, na obscuridade, a uma temperatura constante, de acordo com procedimentos que se encontram pormenorizados em APHA (1992).

Considerando o conjunto de observações efectuadas no estuário do Tejo em 1980 (Martins & Duffner, 1982), obtém-se, para a carência bioquímica de oxigénio ao 5º dia (CBO₅) um valor médio de 2,4 mg O₂ l⁻¹.

Note-se que as estimativas da carência última de oxigénio (CUO) apresentadas por Martins & Duffner (1982), a partir de relações com o CBO₅ ou de relações estequiométricas, abrangem também o efeito da nitrificação. Neste estudo, a carência bioquímica de oxigénio refere-se apenas à oxidação do carbono orgânico, sendo a oxidação das formas reduzidas de azoto simulada separadamente.

6.4.2.2 - Oxigénio dissolvido

Considerando o conjunto de observações efectuadas em 1980, obtém-se, para a concentração de oxigénio dissolvido, um valor médio de 7,2 mg O₂ l⁻¹ (em média, 89% da concentração de saturação).

Ao longo do estuário, as concentrações de oxigénio dissolvido tendem a diminuir do rio para o oceano (*e.g.* valor médio anual de 8,3 mg O₂ l⁻¹ na estação 2.0 e de 7,6 mg O₂ l⁻¹ na estação 5.0). Esta diminuição reflecte a redução da solubilidade do oxigénio na água com o aumento da salinidade. A variação da temperatura da água é mais acentuada a montante do que a jusante, sendo um dos factores que contribuem para uma maior variação das concentrações de oxigénio dissolvido no sector superior do estuário.

As concentrações de oxigénio dissolvido tendem a ser mais elevadas no Inverno do que no Verão, reflectindo, entre outros factores, o aumento da solubilidade do oxigénio com a diminuição da temperatura da água. No período de 1980 a 1983, a concentração média mensal na estação 2.0 variou entre um valor mínimo de 3,8 mg O₂ l⁻¹ em Junho de 1982 e um valor máximo de 11,0 mg O₂ l⁻¹ em Janeiro de 1981; neste caso, apenas uma pequena parte da diferença se deve ao efeito da temperatura.

Conclusões com bastante interesse podem ser tiradas a partir das concentrações de oxigénio dissolvido expressas em percentagem das concentrações de saturação. Em 1980, à excepção da estação 2.7, situada na Cala do Norte, com uma concentração média anual de 72%, todas as estações apresentaram concentrações médias anuais entre os 80% e os 100%.

Estes valores sugerem que, no estuário do Tejo, a Cala do Norte seja uma das zonas de maior risco relativamente à ocorrência de episódios de ausência de oxigénio.

6.4.3 - Módulos de eutrofização - ciclo do oxigénio

6.4.3.1 - Características gerais

De acordo com Ambrose *et al.* (1988), o ciclo do oxigénio é descrito pelos dois parâmetros clássicos (Fig. 6.43):

- Carência bioquímica de oxigénio (CBO);
- Oxigénio dissolvido (O_2).

Os processos que se encontram mais directamente relacionados com o oxigénio dissolvido são os seguintes:

- *Oxidação do carbono da matéria orgânica incluído no CBO* - A degradação da matéria orgânica quantificada pelo CBO é proporcional à biomassa de microrganismos decompositores. Como as bactérias e outros microrganismos não são simulados pelo modelo, a oxidação da matéria orgânica é representada por uma reacção de primeira ordem, de acordo com a teoria clássica de Streeter & Phelps (1925).

A taxa de oxidação depende da concentração de oxigénio dissolvido por uma expressão de Michaelis-Menten. Segundo Ambrose *et al.* (1988), a constante de semi-saturação para a oxidação da matéria orgânica ($0,5 \text{ mg } O_2 \text{ l}^{-1}$) deve apresentar um valor inferior à constante para a nitrificação ($2,0 \text{ mg } O_2 \text{ l}^{-1}$), pelo que, para uma concentração de oxigénio dissolvido de $2,0 \text{ mg } O_2 \text{ l}^{-1}$, enquanto que a taxa de nitrificação se reduz em 50%, a taxa de oxidação se reduz em apenas 20%.

Utilizando amostras provenientes do estuário do Tejo e do rio Trancão, Martins & Ferreira (1982) procederam à determinação experimental da taxa de oxidação do carbono da matéria orgânica para a temperatura de referência (20°C), tendo obtido valores médios de $0,21 \text{ dia}^{-1}$ no estuário do Tejo e de $0,19 \text{ dia}^{-1}$ no rio Trancão. Na presente aplicação, é utilizada uma taxa ligeiramente inferior ($0,18 \text{ dia}^{-1}$), com um coeficiente de temperatura típico (1,047).

- *Trocas de oxigénio entre o estuário e a atmosfera* - O rearejamento atmosférico é proporcional ao défice de oxigénio na coluna de água, sendo o coeficiente de rearejamento calculado em função da velocidade do escoamento e da velocidade do vento pela fórmula de O'Connor-Banks (Thomann & Mueller, 1987).

O'Connor (1983) propôs uma relação formalmente mais rigorosa para o cálculo do coeficiente de rearejamento devido ao vento, de que se conhecem alguns exemplos de aplicação simples (e.g. Cerco, 1989). Porém, esta relação apresenta a desvantagem de ser muito mais exigente em tempo de cálculo.

Se as concentrações de oxigénio dissolvido forem superiores à concentração de saturação, o estuário perde oxigénio para a atmosfera. A solubilidade do oxigénio diminui com o aumento da salinidade e da temperatura da água, utilizando-se no cálculo os valores destes parâmetros simulados nos módulos respectivos.

- *Produção de oxigénio resultante do crescimento do fitoplâncton* - Inclui duas parcelas: a produção de oxigénio em resultado da fotossíntese, que é a principal; e a produção de oxigénio relacionada com a assimilação de nitrato, que é secundária.

A fixação de carbono por organismos autotróficos fotossintéticos, como o fitoplâncton, pode ser representada por:

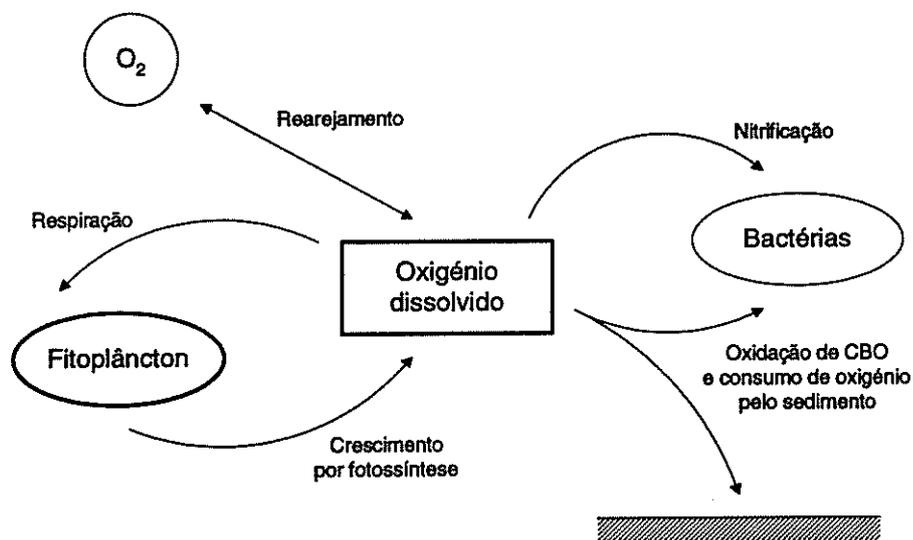


FIGURA 6.43 - Oxigénio dissolvido: processos incluídos no modelo de qualidade da água.

A produção de uma mole de CH_2O é acompanhada pela libertação de uma mole de O_2 , ou seja, em termos de massa molar, verifica-se a formação de 32 g de O_2 por cada 12 g de C fixados por fotossíntese.

Se o azoto for assimilado sob a forma de nitrato (NO_3^-), a sua incorporação na matéria orgânica é precedida de um conjunto de reacções que o convertem numa forma reduzida (NH_3) (Libes, 1992). Ambrose *et al.* (1988) admitiram que, por cada mole de nitrato que é absorvida, se verifica a libertação de 1,5 moles de moléculas de oxigénio (O_2), isto é, que a assimilação de 14 g de N resulta na libertação de 48 g de O_2 . Embora discutível, este contributo para a produção de oxigénio foi incluído no presente modelo.

- *Consumo de oxigénio resultante da respiração do fitoplâncton* - A respiração aeróbia da matéria orgânica produzida pelo fitoplâncton pode ser representada pela reacção inversa de (6.56):



São, evidentemente, necessários 32 g de O_2 para a oxidação de 12 g de C.

6.4.3.2 - Carência bioquímica de oxigénio

Para a carência bioquímica de oxigénio (CBO), a equação de transporte com termo de fonte-poço pode escrever-se na forma:

$$\frac{\partial \text{HC}_{bo}}{\partial t} + \frac{\partial \text{HC}_{bo}u}{\partial x} + \frac{\partial \text{HC}_{bo}v}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\text{HD}_x \frac{\partial \text{C}_{bo}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\text{HD}_y \frac{\partial \text{C}_{bo}}{\partial y} \right) + \text{HS}_{bo} \quad (6.58)$$

em que C_{bo} = concentração de CBO na coluna de água ($\text{kg O}_2 \text{ m}^{-3}$) e S_{bo} = taxa de variação local da concentração de CBO na coluna de água ($\text{kg O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ s}^{-1}$). A variação local da concentração de CBO na coluna de água é calculada no módulo respectivo por:

$$S_{bo} = \frac{1}{864 \times 10^5} (S_{bo}^{mort} - S_{bo}^{desn} - S_{bo}^{oxid}) \quad (6.59)$$

em que S_{bo}^{mort} = termo devido à mortalidade do fitoplâncton ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), S_{bo}^{desn} = termo devido à desnitrificação ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e S_{bo}^{oxid} = termo devido à oxidação de CBO ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$).

O termo devido à *mortalidade do fitoplâncton* é calculado por:

$$S_{bo}^{mort} = K_m C_{fp} \alpha_{oc} \quad (6.60)$$

em que K_m = taxa de mortalidade do fitoplâncton (dia^{-1}), C_{fp} = concentração de fitoplâncton na coluna de água (mg C l^{-1}) e α_{oc} = razão entre oxigénio e carbono ($\text{mg O}_2 \text{ mg C}^{-1}$).

O termo devido à *desnitrificação* corresponde a:

$$S_{bo}^{desn} = \frac{5}{4} N_{na} C_{na} \alpha_{on} \quad (6.61)$$

em que N_{na} = taxa de desnitrificação (dia^{-1}), C_{na} = concentração de nitrato na coluna de água (mg N l^{-1}) e α_{on} = razão entre oxigénio e azoto ($\text{mg O}_2 \text{ mg N}^{-1}$). O cálculo deste termo é explicado a propósito da equação (6.36).

O termo devido à *oxidação de CBO* é calculado por:

$$S_{bo}^{oxid} = O_{bo} C_{bo} \quad (6.62)$$

em que O_{bo} = taxa de oxidação de CBO (dia^{-1}) e C_{bo} = concentração de CBO na coluna de água ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$). A taxa de oxidação de CBO é obtida pela expressão:

$$O_{bo} = O_{bo20} \theta_{boo}^{(T-20)} \left(\frac{C_{od}}{K_{bo} + C_{od}} \right) \quad (6.63)$$

em que O_{bo20} = taxa de oxidação de CBO para a temperatura de referência (20°C) (dia^{-1}), θ_{boo} = coeficiente de temperatura referente à oxidação de CBO, T = temperatura da água ($^\circ\text{C}$), C_{od} = concentração de oxigénio dissolvido na coluna de água ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$) e K_{bo} = constante de semi-saturação para a limitação da oxidação pelo oxigénio ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$).

6.4.3.3 - Oxigénio dissolvido

Para o oxigénio dissolvido, a equação de transporte pode ser dada por:

$$\frac{\partial HC_{od}}{\partial t} + \frac{\partial HC_{od}u}{\partial x} + \frac{\partial HC_{od}v}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(HD_x \frac{\partial C_{od}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(HD_y \frac{\partial C_{od}}{\partial y} \right) + HS_{od} \quad (6.64)$$

em que C_{od} = concentração de oxigénio dissolvido na coluna de água ($\text{kg O}_2 \text{ m}^{-3}$) e S_{od} = taxa de variação local da concentração de oxigénio dissolvido na coluna de água ($\text{kg O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ s}^{-1}$). A variação local da concentração de oxigénio dissolvido na coluna de água é calculada no módulo respectivo por:

$$S_{od} = \frac{1}{864 \times 10^5} (S_{od}^{rear} + S_{od}^{prod} - S_{od}^{resp} - S_{od}^{nitr} - S_{od}^{oxid}) \quad (6.65)$$

em que S_{od}^{rear} = termo devido ao rearejamento ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), S_{od}^{prod} = termo devido ao crescimento do fitoplâncton ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), S_{od}^{resp} = termo devido à respiração do fitoplâncton ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), S_{od}^{nitr} = termo devido à nitrificação ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), S_{od}^{oxid} = termo devido à oxidação de CBO ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$).

O termo devido ao *rearejamento* é calculado por:

$$S_{od}^{rear} = A_{od} (C_{odsat} - C_{od}) \quad (6.66)$$

em que A_{od} = taxa de rearejamento efectiva (dia^{-1}), C_{odsat} = concentração de saturação de oxigénio dissolvido ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$) e C_{od} = concentração de oxigénio dissolvido na coluna de água ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$). A taxa de rearejamento efectiva é obtida pela expressão:

$$A_{od} = (A_{odh20} + A_{oda20}) \theta_{odr}^{(T-20)} \quad (6.67)$$

em que A_{odh20} = taxa de rearejamento por acção do escoamento para a temperatura de referência (20°C) (dia^{-1}), A_{oda20} = taxa de rearejamento por acção do vento para a temperatura de referência (20°C) (dia^{-1}), θ_{odr} = coeficiente de temperatura referente ao rearejamento e T = temperatura da água ($^\circ\text{C}$). A taxa de rearejamento por acção do escoamento para a temperatura de referência (20°C) é dada por:

$$A_{odh20} = \frac{3,9(\sqrt{u^2 + v^2})^{0,5}}{H^{1,5}} \quad (6.68)$$

em que u, v = componentes da velocidade nas direcções x e y ($m s^{-1}$) e H = altura de água total (m). A taxa de rearejamento por acção do vento para a temperatura de referência ($20^{\circ}C$) é dada por:

$$A_{oda20} = \frac{0,728w^{0,5} - 0,317w + 0,0372w^2}{H} \quad (6.69)$$

em que w = velocidade do vento ($m s^{-1}$).

A concentração de saturação de oxigénio dissolvido é determinada pela fórmula de APHA (1992):

$$C_{odsat} = e^{\alpha_{odsat}} \quad (6.70)$$

com:

$$\begin{aligned} \alpha_{odsat} = & -139,34411 + \frac{1,575701 \times 10^5}{T_k} - \frac{6,642308 \times 10^7}{T_k^2} \\ & + \frac{1,243800 \times 10^{10}}{T_k^3} - \frac{8,621949 \times 10^{11}}{T_k^4} \\ & - C_{cl} \left(3,1929 \times 10^{-2} - \frac{19,428}{T_k} + \frac{3,8673 \times 10^3}{T_k^2} \right) \end{aligned} \quad (6.71)$$

em que T_k = temperatura termodinâmica da água (K) e C_{cl} = clorinidade da água (‰). A temperatura termodinâmica é:

$$T_k = T + 273,15 \quad (6.72)$$

em que T = temperatura em graus Celsius ($^{\circ}C$). A clorinidade é:

$$C_{cl} = \frac{S}{1,80655} \quad (6.73)$$

em que S = salinidade (‰).

O termo devido ao *crescimento do fitoplâncton* é calculado por:

$$S_{od}^{prod} = P_{fp} C_{fp} \left[\alpha_{oc} + \frac{48}{14} \alpha_{nc} (1 - F_{nh}) \right] \quad (6.74)$$

em que P_{fp} = taxa de crescimento efectivo do fitoplâncton (dia^{-1}), C_{fp} = concentração de fitoplâncton (mg C l^{-1}), α_{oc} = razão entre oxigénio e carbono ($\text{mg O}_2 \text{ mg C}^{-1}$), α_{nc} = razão entre azoto e carbono no fitoplâncton (mg N mg C^{-1}) e F_{nh} = factor de preferência do fitoplâncton pela assimilação de azoto sob a forma de amónia. Neste termo, a produção de oxigénio por fotossíntese, correspondente à equação (6.56), é a principal componente.

O termo devido à *respiração do fitoplâncton* corresponde a:

$$S_{od}^{resp} = \rho C_{fp} \alpha_{oc} \quad (6.75)$$

em que ρ = taxa de respiração do fitoplâncton (dia^{-1}), C_{fp} = concentração de fitoplâncton na coluna de água (mg C l^{-1}) e α_{oc} = razão entre oxigénio e carbono ($\text{mg O}_2 \text{ mg C}^{-1}$).

O termo devido à *nitrificação* é calculado por:

$$S_{od}^{nitr} = \frac{64}{14} N_{nh} C_{nh} \quad (6.76)$$

em que N_{nh} = taxa de nitrificação (dia^{-1}) e C_{nh} = concentração de amónia na coluna de água (mg N l^{-1}). O cálculo deste termo é explicado pela equação (6.35).

O termo devido à *oxidação de CBO* corresponde a:

$$S_{od}^{oxid} = O_{bo} C_{bo} \quad (6.77)$$

em que O_{bo} = taxa de oxidação de CBO (dia^{-1}) e C_{bo} = concentração de CBO na coluna de água ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$).

6.4.4 - Resultados

6.4.4.1 - Aplicação do modelo

A simulação da carência bioquímica de oxigénio e do oxigénio dissolvido foi realizada nas condições anteriormente referidas, com as concentrações iniciais e de fronteira, as fontes

pontuais e os coeficientes indicados nos Quadros 6.1 a 6.5.

Bettencourt *et al.* (1980) e Castanheiro (1983) propuseram que as cargas de CBO₅ de origem doméstica fossem estimadas com base numa capitação de 19,7 kg O₂ hab⁻¹ ano⁻¹. Admitindo a mesma capitação para as fontes pontuais de origem industrial, expressas em população equivalente em conformidade com Bettencourt *et al.* (1980), obter-se-ia, para efluentes urbanos e industriais, uma estimativa total de 73 501 x 10³ kg O₂ ano⁻¹. Este valor é praticamente coincidente com a estimativa, por análise directa, apresentada por Janeiro (1981), relativa ao somatório das cargas de CBO₅ de 39 fontes poluidoras principais, extraídas de um conjunto de 600 fontes poluidoras, de importância muito diversa, identificadas nas margens do estuário.

As oito fontes pontuais seleccionadas na presente aplicação representam mais de 90% da estimativa total, correspondendo a uma carga de 2,164 kg O₂ s⁻¹ (Quadro 6.1).

6.4.4.2 - Sequências temporais para um período de 4 anos

A comparação dos resultados do modelo com as observações em 6 estações de amostragem encontra-se representada para a carência bioquímica de oxigénio (Figs. 6.44 a 6.49) e para o oxigénio dissolvido (Figs. 6.50 a 6.55). Os respectivos erros médio e quadrático médio foram também determinados (Quadros 6.10 e 6.11).

Apenas se dispõe de um reduzido número de análises da *carência bioquímica de oxigénio*, relativas a 1980. Embora estas análises não indiquem uma diminuição da carência bioquímica de oxigénio de montante para jusante, este comportamento seria de prever, dado o baixo teor em carbono orgânico dissolvido apresentado pela água do mar. Assim, foi decidido simular a carência bioquímica de oxigénio utilizando nas fronteiras concentrações que se consideraram mais prováveis, independentemente dos valores observados. Esta decisão conduz a resultados inferiores às observações, que se admite possam estar mais próximos da realidade.

Os valores observados da concentração de *oxigénio dissolvido* apresentam um comportamento relativamente difícil de caracterizar. A concentração de saturação depende da temperatura, o que ajuda a explicar a maior variabilidade do oxigénio dissolvido nas estações a montante. A concentração de saturação depende também da salinidade, mas não se observa uma diminuição clara do oxigénio dissolvido de montante para jusante, pois, a montante, o oxigénio dissolvido apresenta valores significativamente inferiores à concentração de saturação.

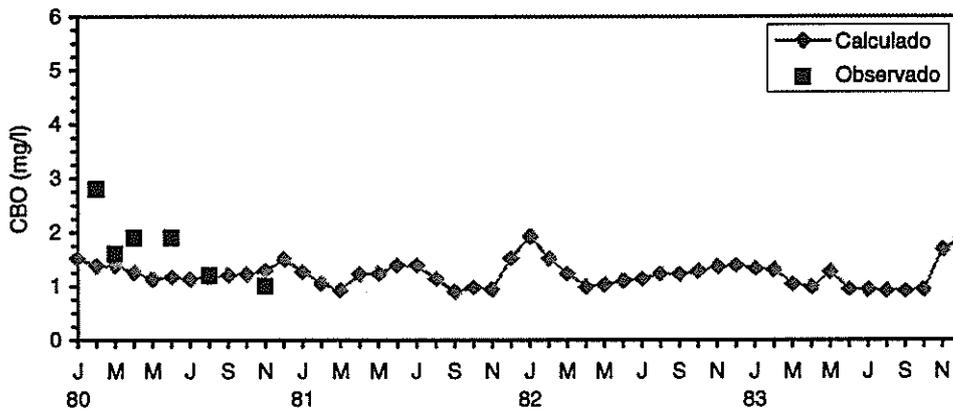


FIGURA 6.44 - Comparação entre valores observados e valores calculados da carência bioquímica de oxigênio (mg l^{-1}), para o período de 4 anos entre Janeiro de 1980 e Dezembro de 1983. Estação 1.0.

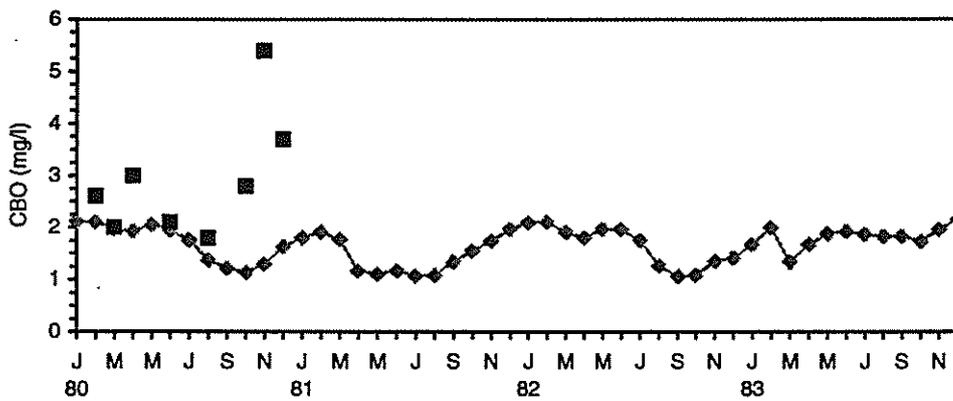


FIGURA 6.45 - Idem. Estação 2.0.

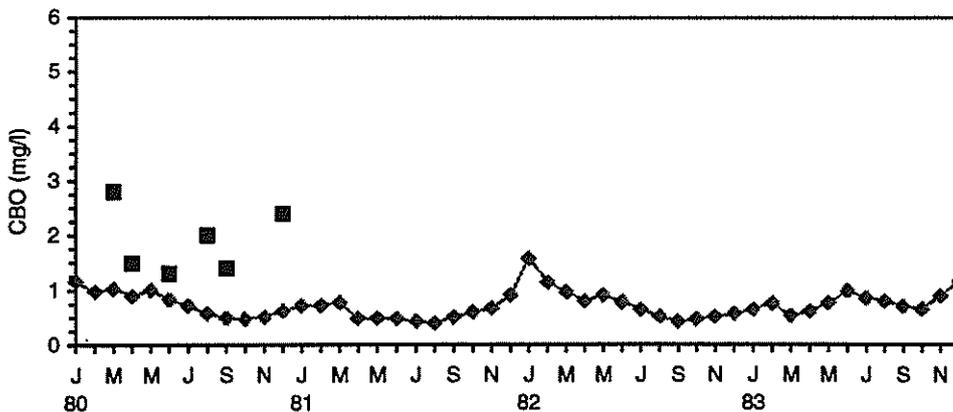


FIGURA 6.46 - Idem. Estação 3.9.

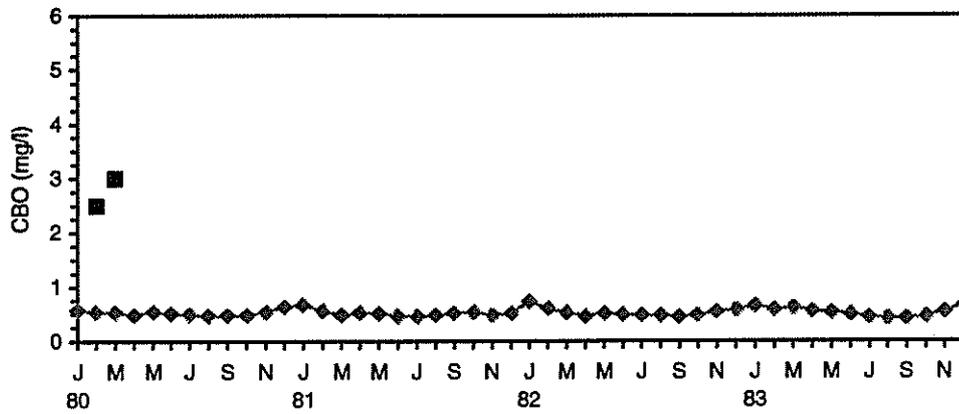


FIGURA 6.47 - Idem. Estação 4.0.

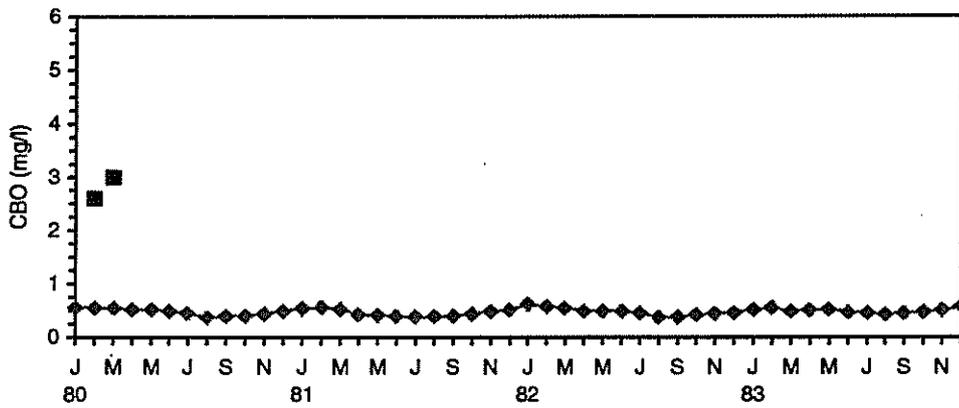


FIGURA 6.48 - Idem. Estação 5.0.

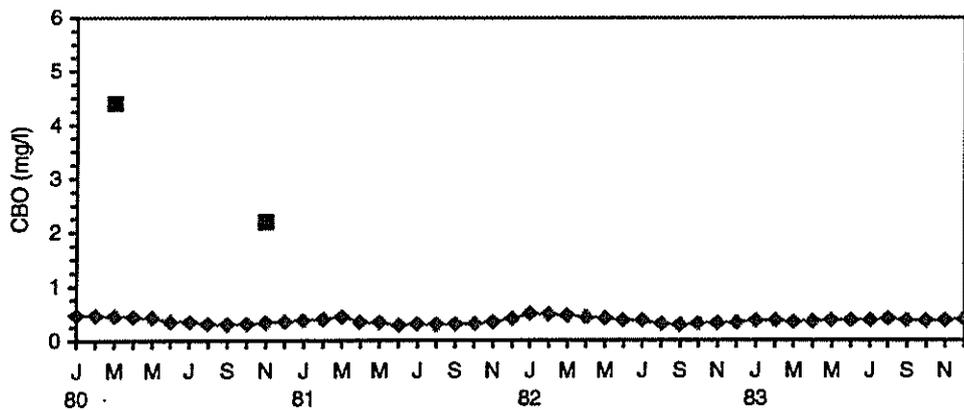


FIGURA 6.49 - Idem. Estação 8.0.

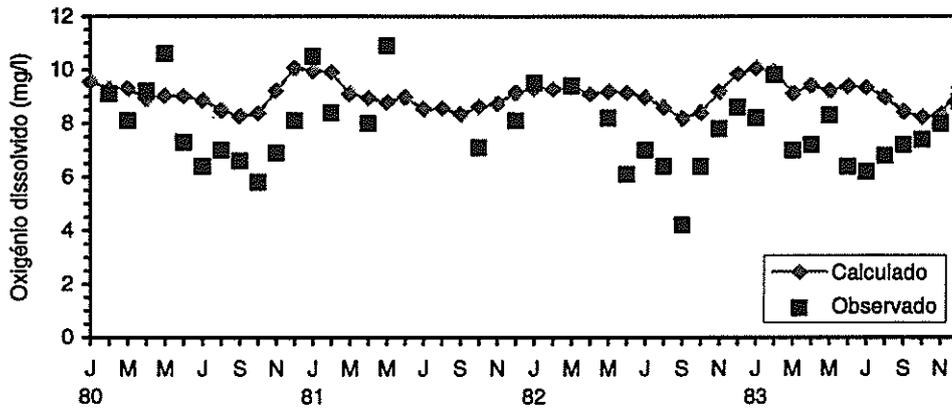


FIGURA 6.50 - Comparação entre valores observados e valores calculados da concentração de oxigênio dissolvido (mg l^{-1}), para o período de 4 anos entre Janeiro de 1980 e Dezembro de 1983. Estação 1.0.

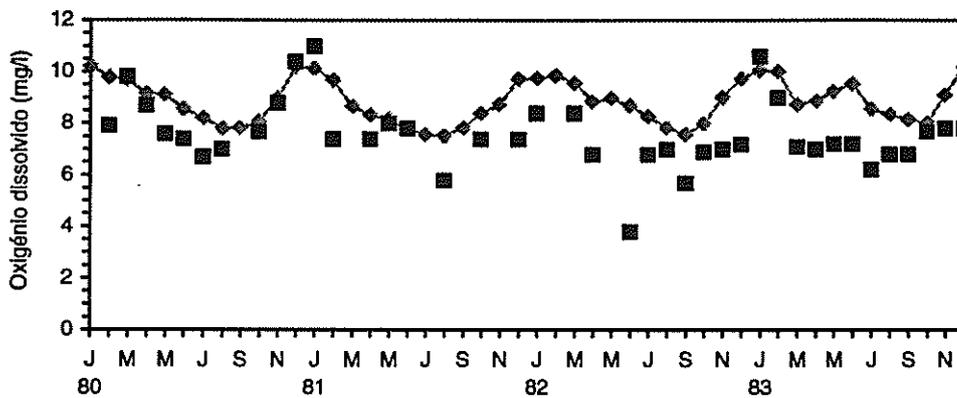


FIGURA 6.51 - Idem. Estação 2.0.

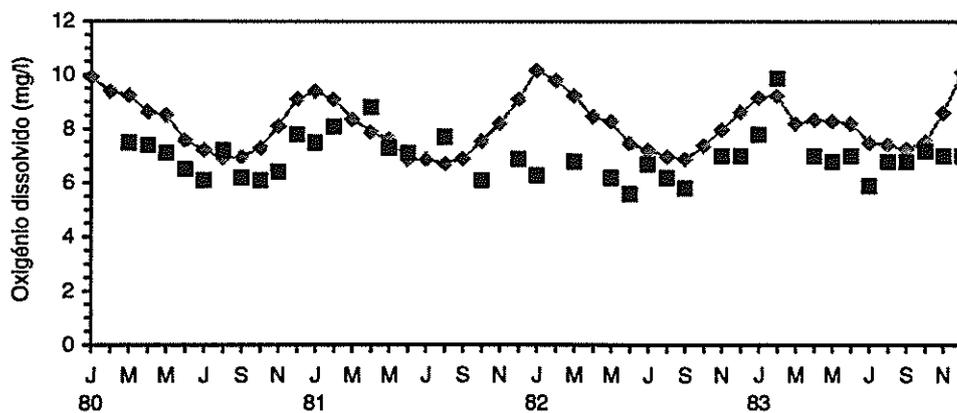


FIGURA 6.52 - Idem. Estação 3.9.

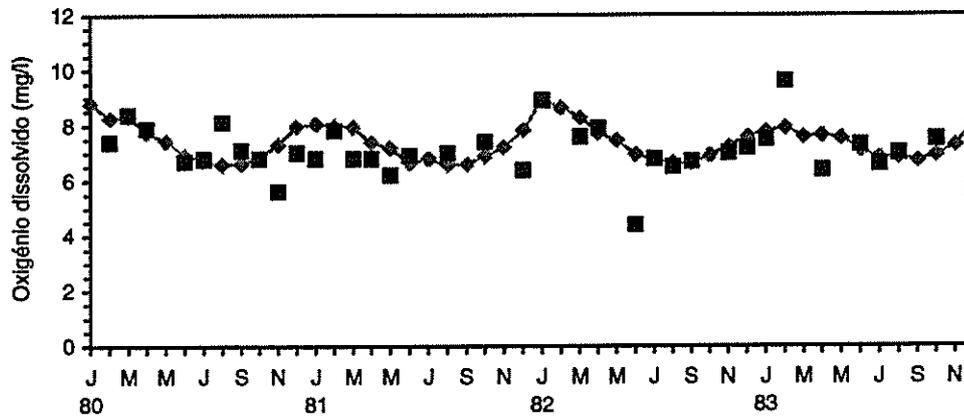


FIGURA 6.53 - Idem. Estação 4.0.

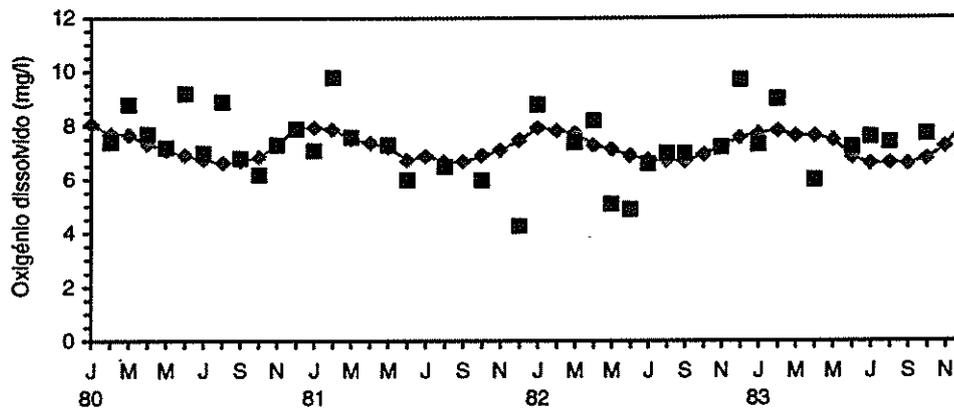


FIGURA 6.54 - Idem. Estação 5.0.

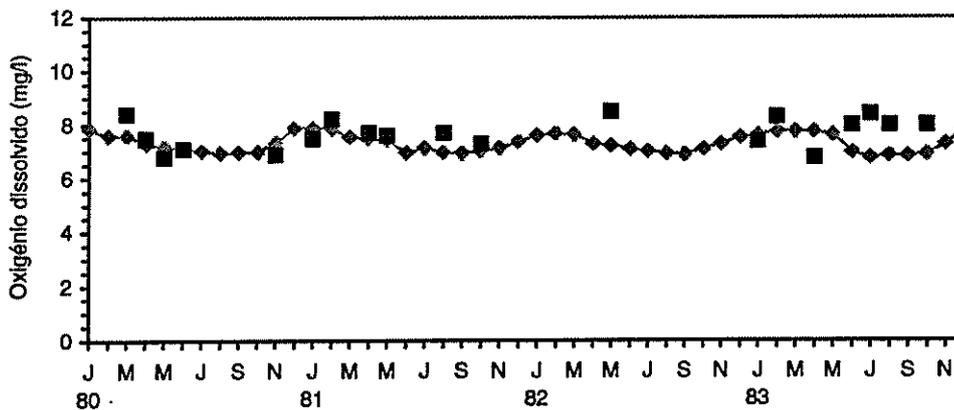


FIGURA 6.55 - Idem. Estação 8.0.

QUADRO 6.10. Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de sequências temporais da carência bioquímica de oxigênio (CBO) por um período de 4 anos.

Estação	Estatística	
	e_m (mg l ⁻¹)	e_{qm} (mg l ⁻¹)
1.0	0,5	0,7
2.0	1,2	1,8
3.9	1,2	1,3
4.0	2,2	2,2
5.0	2,3	2,3
8.0	2,9	3,1

QUADRO 6.11. Erro médio (e_m) e erro quadrático médio (e_{qm}) na simulação de sequências temporais da concentração de oxigênio dissolvido por um período de 4 anos.

Estação	Estatística	
	e_m (mg l ⁻¹)	e_{qm} (mg l ⁻¹)
1.0	-1,3	1,8
2.0	-1,3	1,7
3.9	-1,1	1,5
4.0	-0,3	0,9
5.0	0,1	1,2
8.0	0,4	0,8

De forma geral, os valores calculados de oxigênio dissolvido acompanham as flutuações dos valores observados, embora, nas estações situadas mais a montante (1.0, 2.0,

3.9), os excedam em cerca de $1 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$.

Sendo a concentração de saturação de oxigénio dissolvido uma função da salinidade e da temperatura, com intervenção no cálculo da concentração efectiva de oxigénio dissolvido, é necessário assegurar que aqueles dois parâmetros sejam calculados com uma margem de erro reduzida. Este cuidado é particularmente necessário relativamente à salinidade, parâmetro cuja simulação rigorosa se torna difícil, devido, nomeadamente, à grande variação do caudal no rio Tejo.

6.4.4.3 - Distribuição ao longo do ciclo anual

Apresenta-se a distribuição da *carência bioquímica de oxigénio* calculada em 11 de Junho de 1981 e em 1 de Dezembro de 1981 (Figs. 6.56 e 6.57). Em ambas as situações, verifica-se uma diluição a partir das fontes pontuais situadas na margem esquerda, em particular da fonte que representa as ribeiras de Vila Franca, Loures e Arruda dos Vinhos. A localização e a importância relativa das fontes adoptadas (Quadro 6.1) é, todavia, discutível, pretendendo-se apenas ilustrar o tipo de processos em causa.

A distribuição do *oxigénio dissolvido* é apresentada nas Figs. 6.58 e 6.59. Em 11 de Junho de 1981, as concentrações de oxigénio dissolvido são inferiores às que se calculam em 1 de Dezembro de 1981, devido à variação da concentração de saturação com a salinidade e com a temperatura. Obtêm-se concentrações de oxigénio dissolvido relativamente elevadas nas zonas pouco profundas, devido ao crescimento do fitoplâncton e a um rearejamento intenso, mas estes resultados são geralmente pouco realistas, pois o modelo subestima o consumo de oxigénio associado às fontes pontuais e ao sedimento do fundo.

6.4.5 - Discussão

6.4.5.1 - Consumo de oxigénio pelo sedimento

O sedimento do fundo pode ser responsável por parte significativa do consumo de oxigénio dissolvido registado na coluna de água. A *carência sedimentar de oxigénio* (CSO) é um parâmetro que representa a taxa de remoção de oxigénio da coluna de água, em resultado do conjunto de processos químicos e biológicos que têm lugar no sedimento subjacente, incluindo, por exemplo, a decomposição bacteriana da componente orgânica do sedimento. A

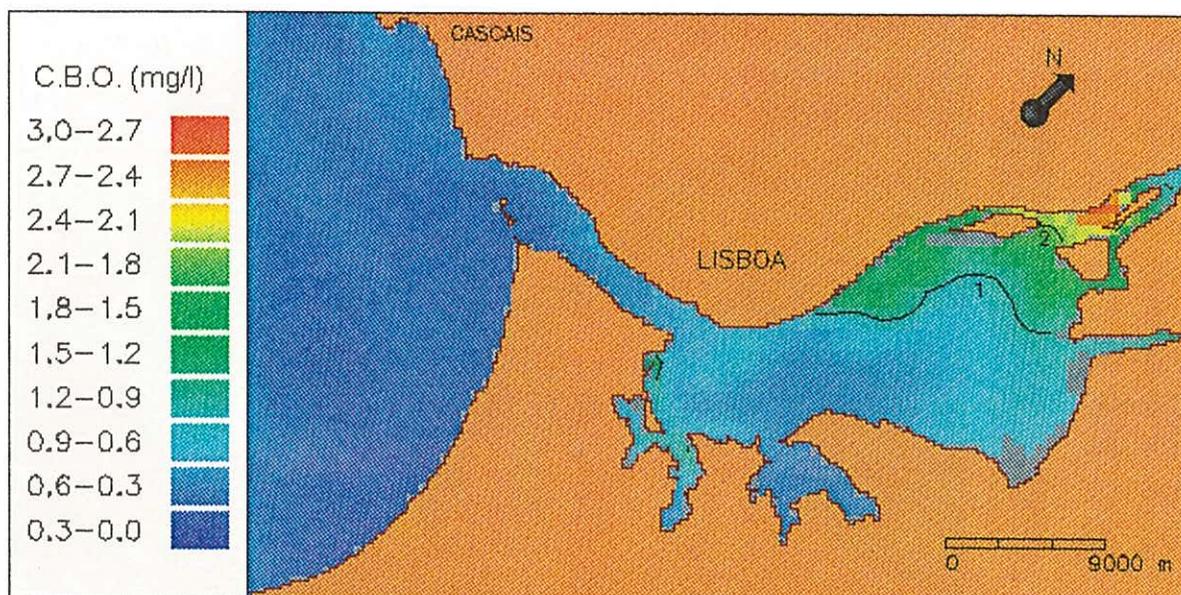


FIGURA 6.56 - Distribuição espacial da carência bioquímica de oxigénio (mg l^{-1}) no estuário do Tejo (localização das fontes pontuais muito esquemática). Instante de simulação: 8:00 horas de 11 de Junho de 1981.

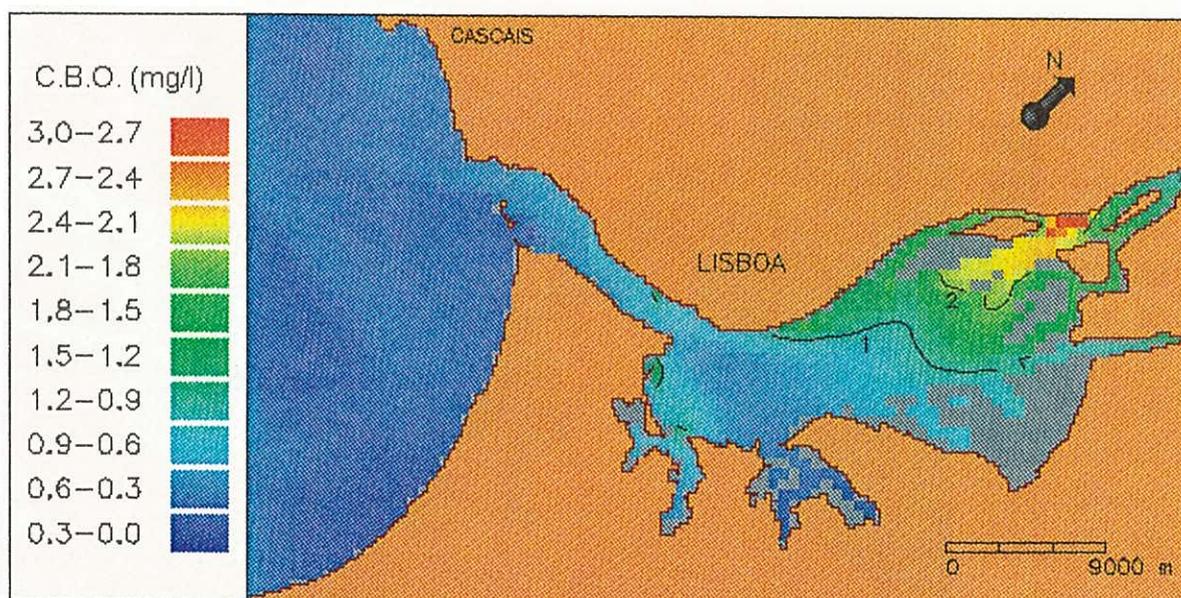


FIGURA 6.57 - Idem. Instante de simulação: 12:00 horas de 1 de Dezembro de 1981.

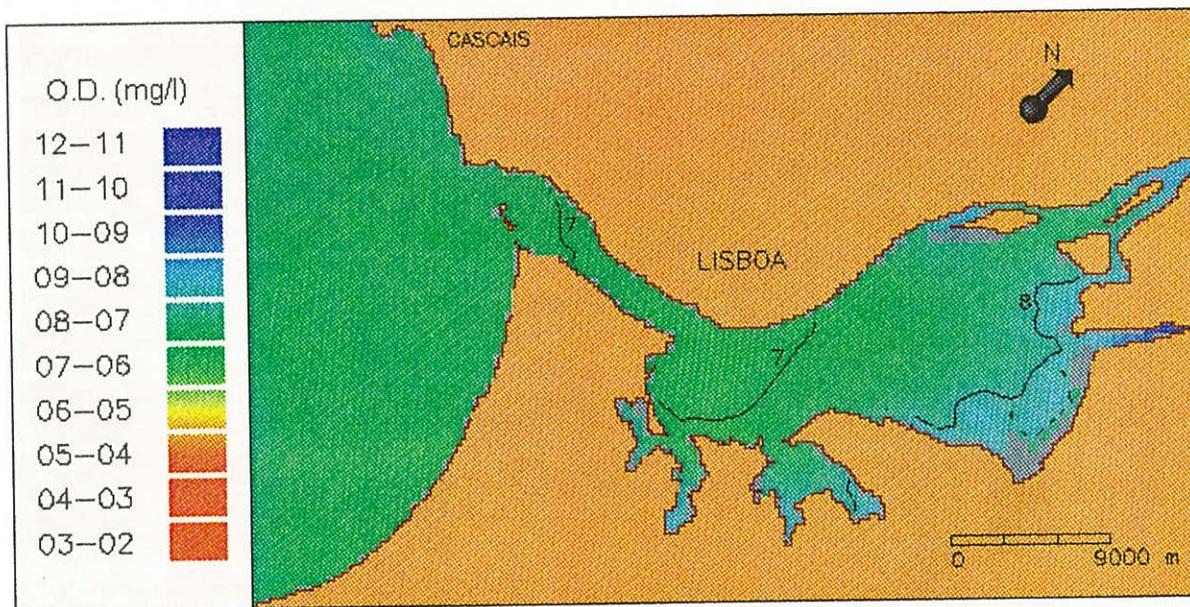


FIGURA 6.58 - Distribuição espacial da concentração de oxigénio dissolvido (mg l^{-1}) no estuário do Tejo. Instante de simulação: 8:00 horas de 11 de Junho de 1981.

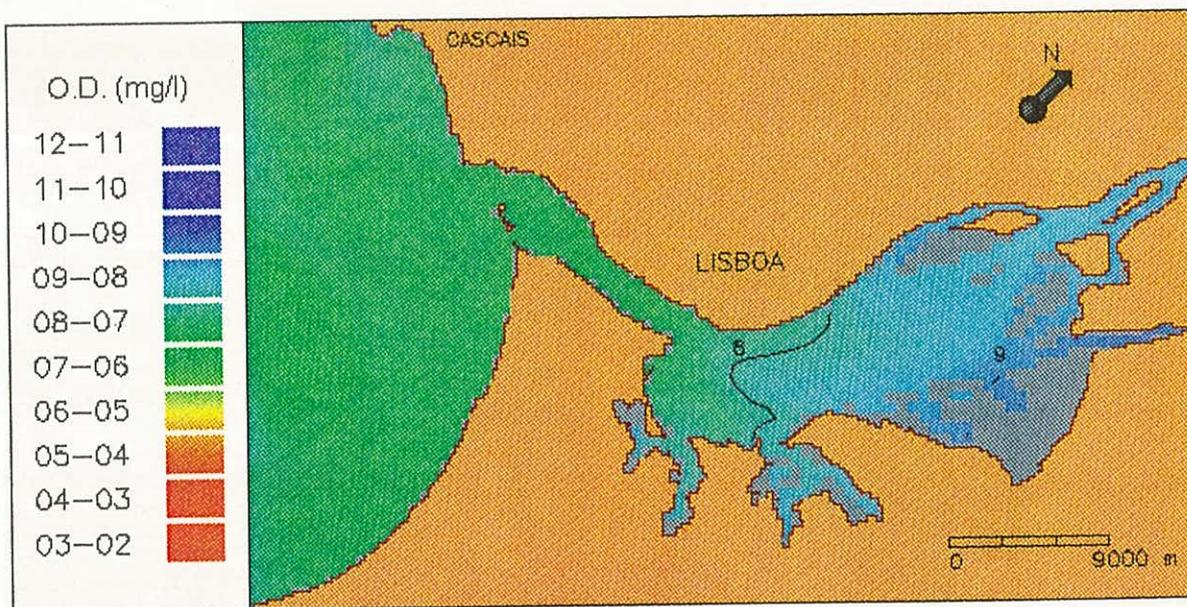


FIGURA 6.59 - Idem. Instante de simulação: 12:00 horas de 1 de Dezembro de 1981.

carência sedimentar de oxigénio é determinada preferencialmente *in situ*, sendo definida em termos da massa de oxigénio removida por unidade de área e por unidade de tempo.

No presente estudo, considerou-se que este termo estaria abrangido pela oxidação do CBO, o que constitui uma simplificação importante. Com efeito, diversos autores recomendam que seja simulado separadamente, utilizando-se valores de CSO diferentes consoante as características do sedimento. À temperatura de referência (20°C), foi sugerido (Bowie *et al.*, 1985):

- 0,5 g O₂ m⁻² dia⁻¹ em fundos de areia;
- 1,5 g O₂ m⁻² dia⁻¹ em fundos de vasa.

Os valores propostos podem ser considerados razoáveis, face às determinações *in situ* conhecidas. De acordo com a revisão bibliográfica de Seiki *et al.* (1989), as determinações efectuadas em estuários e áreas costeiras variam entre um mínimo de 0,1 g O₂ m⁻² dia⁻¹ e um máximo de 4,6 g O₂ m⁻² dia⁻¹. Seiki *et al.* (1994), por exemplo, obtiveram, na baía de Hiroxima (Japão), um valor médio anual de CSO de 0,3-0,4 g O₂ m⁻² dia⁻¹, com valores no Verão duas vezes mais elevados do que no Inverno.

É difícil estabelecer a importância relativa do consumo de oxigénio nos compartimentos bêntico e pelágico. Kemp *et al.* (1992) consideraram que a respiração bêntica domina sobre a respiração pelágica em sistemas estuarinos com menos de 5 m de profundidade. Aceitando esta hipótese, o consumo de O₂ no fundo poderia exceder o consumo na coluna de água no sector superior do estuário do Tejo. O facto de uma área ser dominada pela produção fitoplanctónica não impede que a mineralização bêntica e a mineralização pelágica sejam da mesma ordem de grandeza (Hoppema, 1991). Com efeito, uma parte do fitoplâncton deposita no fundo, onde a sua decomposição, relativamente rápida (Hargrave & Phillips, 1989), provoca um acréscimo no consumo de oxigénio.

6.4.5.2 - Origem e importância dos défices de oxigénio

Verifica-se que os valores médios, por estação, das concentrações de oxigénio dissolvido (em % de saturação) e das concentrações de amónia (NH₄⁺+NH₃) se encontram inversamente correlacionados ($r = - 0,76$) (Fig. 6.60). Esta correlação sugere que as concentrações de O₂ sejam fortemente influenciadas pelas descargas de águas residuais, de origem doméstica e industrial, que têm lugar ao longo da margem norte. O consumo de oxigénio ficará a dever-se não apenas à oxidação da matéria orgânica, mas também à própria nitrificação da amónia, como o sugerem as elevadas concentrações de NH₄⁺+NH₃.

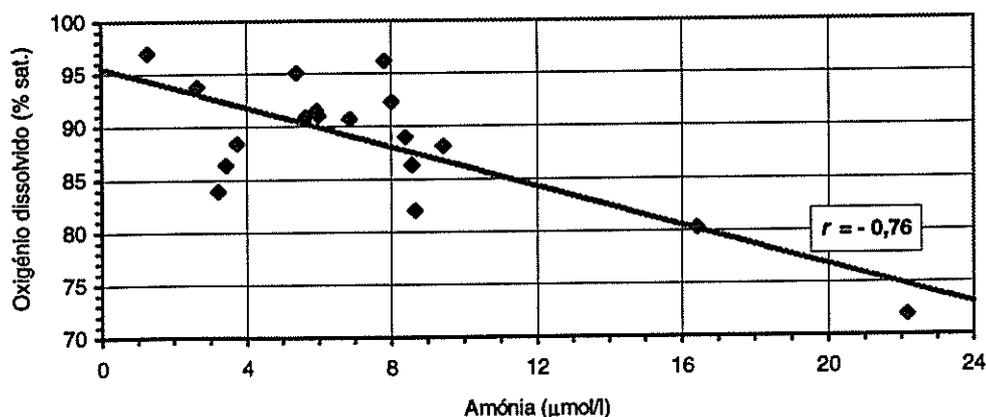


FIGURA 6.60 - Valores médios por estação das observações de oxigénio dissolvido (% de saturação) e de amónia ($\mu\text{mol l}^{-1}$) em 1980. A recta de regressão linear encontra-se representada.

É de notar que não se verifica uma correlação significativa entre os valores médios, por estação, das concentrações de oxigénio dissolvido (em % de saturação) e de sedimentos em suspensão ($r = -0,36$). Este resultado sugere que, no estuário do Tejo, a ressuspensão de sedimentos pela maré não tenha uma influência determinante sobre as concentrações de O_2 , ao contrário do que tem sido observado em alguns estuários (Parker *et al.*, 1994).

Verifica-se, aliás, que embora as concentrações de sedimentos em suspensão sejam mais elevadas junto à margem sul, onde se localizam grandes áreas intertidais, as concentrações de O_2 são menores na margem oposta, próximo de áreas industriais e urbanas. A hipótese de que a matéria particulada em suspensão tenha um efeito limitado sobre as concentrações de O_2 poderá ser explicada pelo facto de a matéria em suspensão exibir concentrações moderadas e de ser, durante a maior parte do ano, relativamente pobre em matéria orgânica facilmente degradável.

Em síntese, pode considerar-se que os défices de O_2 no estuário do Tejo são pouco importantes, em comparação com os que se observam em estuários altamente poluídos (Somville & Pauw, 1982) ou mais sujeitos à estratificação da coluna de água (Kuo & Neilson, 1987; Turner *et al.*, 1987; Cerco, 1995). O risco de ocorrerem situações de carência de oxigénio parece aumentar de jusante para montante, em parte devido à diminuição do prisma de maré. As áreas de maior risco, como a Cala do Norte, reúnem cargas poluentes elevadas e condições hidrodinâmicas pouco favoráveis (Ferreira, 1990).

6.4.6 - Considerações finais

Os défices de oxigénio dissolvido detectados na margem direita no estuário do Tejo resultam, fundamentalmente, da libertação de efluentes domésticos e industriais. A simulação deste parâmetro parece depender de um conhecimento rigoroso da localização e importância destas fontes pontuais, mas também de uma adequada ponderação dos diversos processos envolvidos (*e.g.* rearejamento, consumo de oxigénio pelo sedimento do fundo). Neste sentido, os resultados obtidos, não sendo evidentemente definitivos, proporcionam indicações que poderão ser úteis em estudos a realizar futuramente.

7 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

7.1 - Sumário

Descreveu-se, nesta tese, o desenvolvimento de um sistema de modelos matemáticos para a simulação de processos de qualidade da água em estuários. Com a aplicação deste sistema ao estuário do Tejo, pretendeu-se estudar, quer o regime hidrodinâmico, quer um conjunto de parâmetros fundamentais, tanto físicos (salinidade, temperatura e sedimentos em suspensão) como biológicos e químicos (fitoplâncton, nutrientes e oxigénio dissolvido), necessários à caracterização do ambiente estuarino. Com o mesmo objectivo, e de forma complementar, procedeu-se a uma análise pormenorizada dos dados de campo obtidos nas campanhas do "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo". Estes dados foram cruzados com os resultados das simulações no âmbito dos procedimentos de verificação.

Apresenta-se, em seguida, uma síntese das principais conclusões do estudo realizado, bem como algumas recomendações para o seu prosseguimento.

7.2 - Conclusões

7.2.1 - *Estratégia de modelação*

Relativamente à estratégia de modelação que foi adoptada, salientam-se, pelo seu interesse, as seguintes características:

- *Abordagem integrada dos processos físicos e dos processos biológicos e químicos* - A abordagem seguida é particularmente indicada no estudo do ambiente estuarino. Com efeito, certos parâmetros físicos, como o tempo de residência, a salinidade e a turvação, desempenham um papel fundamental na produção primária estuarina;
- *Descrição rigorosa do escoamento de maré* - Embora mais exigente em tempo de cálculo, esta descrição, associada a uma resolução espacial elevada, pode apresentar vantagens importantes relativamente aos modelos de caixas. É o caso, por exemplo, de estudos em que se pretenda determinar o efeito da deposição e da ressuspensão de sedimentos sobre diversos processos biológicos e químicos;
- *Simulação de períodos plurianuais* - A verificação de modelos que simulam a produção primária e os ciclos de nutrientes deve ser efectuada para períodos de simulação

plurianuais, abrangendo, se possível, ciclos anuais representativos de diferentes condições meteorológicas e de caudal;

- *Inclusão da envolvente fluvial e marinha* - A inclusão do sector fluvial, a montante, e da região costeira próxima, a jusante, apresenta diversas vantagens, nomeadamente no que respeita à imposição das condições de fronteira, que podem sofrer correcções nesta envolvente;
- *Simulação do processo de cobertura-descobertura* - Esta característica, necessária a uma representação realista do escoamento de maré, foi mantida na componente de qualidade da água, o que é conveniente, dada a extensão das áreas intertidais e a sua importância em termos biológicos e químicos.

7.2.2 - Regime hidrodinâmico

Os processos de circulação e de transporte no estuário do Tejo são dominados pela propagação da maré oceânica. Sobre o regime hidrodinâmico, e, em particular, sobre as trocas de maré entre o estuário e o exterior, conclui-se que:

- O estuário do Tejo é um sistema mesotidal (a maré, do tipo semi-diurno regular, apresenta em Lisboa uma amplitude de 3,2 m em maré viva e de 1,5 m em maré morta). Diversos estuários europeus situados a norte do estuário do Tejo apresentam amplitudes de maré mais elevadas, mas com menor variação relativa no ciclo maré viva-maré morta (e.g. estuário do Escalda (Holanda)) (Portela & Neves, 1994b);
- No canal de saída, as correntes de vazante apresentam velocidades superiores às correntes de enchente. Este comportamento deve-se ao facto de o período de enchente apresentar uma duração superior ao período de vazante, com a diferença a crescer de cerca de 10 min em Cascais para cerca de 60 min em Lisboa. Este tipo de assimetria é pouco frequente, ao contrário da situação inversa, observada no sector de montante de muitos estuários (Dronkers, 1986);
- Segundo Zimmerman (1981), apenas se pode estabelecer uma relação entre a circulação residual euleriana e o transporte a longo-prazo se o diâmetro dos vórtices residuais for superior à excursão de maré. Esta condição não se verifica no estuário do Tejo, o que significa que, para se obter uma descrição realista do transporte de constituintes de qualidade da água, é necessário simular o escoamento de maré transiente;
- O caudal fluvial é tipicamente inferior em duas ordens de grandeza ao caudal de maré nos sectores médio e inferior. Calculou-se que, para uma maré média, o caudal de maré

máximo perto da embocadura seja da ordem de $40\,000\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ durante a enchente, atingindo cerca de $50\,000\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ durante a vazante;

- Calculou-se que, para uma maré média, o prisma de maré entre S. Julião da Barra e Muge seja da ordem de $650 \times 10^6\text{ m}^3$. Em maré morta, o prisma de maré encontra-se reduzido a quase metade do valor de maré viva. O sector inferior do estuário é responsável por uma fracção relativamente pequena do prisma de maré, distribuindo-se a maior parte, de forma razoavelmente uniforme, pelos sectores médio e superior;
- Uma fracção elevada do prisma de maré que entra no estuário em cada enchente é constituída por água que o tinha abandonado na vazante anterior. Não obstante, o prisma de maré assegura uma renovação eficiente do volume de água do estuário, embora a dispersão de poluentes nos pequenos canais interiores (*e.g.* Cala do Norte) possa ser mais problemática (Portela *et al.*, 1992b).

7.2.3 - Parâmetros físicos

Relativamente à salinidade, à temperatura e à matéria em suspensão, apresentam-se as seguintes conclusões:

- Para o caudal médio ($350\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$), o estuário do Tejo apresenta-se parcialmente estratificado. A importância da estratificação aumenta com o caudal e diminui com a amplitude da maré. O sector superior do estuário é o que se apresenta menos homogéneo, com diferenças entre as salinidades à superfície e junto ao fundo superiores a 3‰ em 42% das observações efectuadas na estação 2.0;
- O gradiente longitudinal de salinidade é também mais elevado no sector superior do estuário, verificando-se entre as secções de Vila Franca de Xira e de Póvoa de Santa Iria-Ponta da Erva um gradiente de $1,5\text{‰ km}^{-1}$. É neste sector que a simulação da salinidade oferece maiores dificuldades;
- No sector superior do estuário a temperatura da água varia entre cerca de 10°C em Janeiro-Fevereiro e cerca de 26°C em Julho-Agosto, reagindo rapidamente às condições meteorológicas. Na embocadura, devido à maior profundidade e à influência das massas de água oceânicas, regista-se uma variação inferior, 12°C e 19°C respectivamente;
- O fluxo de radiação solar incidente médio anual é igual a cerca de 200 W m^{-2} , variando amplamente entre os meses de Verão (*c.* 100 W m^{-2}) e de Inverno (*c.* 300 W m^{-2}). De acordo com a formulação do módulo de temperatura, estima-se que um terço do fluxo de calor devido à radiação solar recebido pelo estuário seja perdido sob a forma de

radiação de longo comprimento de onda e que dois terços sejam perdidos sob a forma de calor latente;

- A zona de turvação máxima situa-se no sector superior do estuário, estando aparentemente centrada na confluência do rio Sorraia. A ocorrência de concentrações de sedimentos em suspensão mais elevadas entre o rio Sorraia e Alcochete, relativamente às que se verificam, à mesma distância da embocadura, na margem norte, deve-se à proximidade das principais áreas intertidais do estuário;
- O principal mecanismo responsável pela manifestação da zona de turvação máxima é a maré. A importância do ciclo maré viva-maré morta sobre as velocidades e sobre as concentrações de sedimentos em suspensão, demonstrada por Castanheiro (1985) e Vale & Sundby (1987), pode ser relacionada com o facto de a amplitude da maré morta média representar menos de 50% da amplitude da maré viva média. Este efeito foi simulado com o módulo de sedimentos em suspensão.

7.2.4 - Parâmetros biológicos e químicos

Relativamente ao fitoplâncton, aos nutrientes e ao oxigénio dissolvido, apresentam-se as seguintes conclusões:

- Os dados indicam que a concentração máxima de clorofila-*a* se regista a montante da zona de turvação máxima, situação que é comum a outros estuários (*e.g.* estuários do Elba e do Weser (Alemanha)) (Schuchardt & Schirmer, 1991). Em termos de salinidade, a zona de água doce e o início da zona oligohalina ($S < 5‰$) parecem ser as mais favoráveis ao desenvolvimento do fitoplâncton;
- O índice de degradação de pigmentos atinge o valor mais elevado na zona de turvação máxima, estando relacionado com a importância dos processos de ressuspensão. Com efeito, a percentagem de pigmentos degradados aumenta da superfície para o fundo (Moita, 1982), sendo mais elevada no sedimento do que na coluna de água (Brotas & Catarino, 1984);
- Aplicando uma regressão linear aos dados de carbono orgânico particulado (POC) e de clorofila-*a*, poderá admitir-se que a relação carbono-clorofila-*a* apresente um valor médio da ordem de $60 \text{ mg C mg clorofila-}a^{-1}$. Este valor foi utilizado na comparação dos dados de clorofila-*a* com os resultados do módulo de fitoplâncton;
- Os resultados da simulação do fitoplâncton indicam que a aparente variabilidade interanual da biomassa de fitoplâncton nos sectores superior e médio do estuário

dependerá, em grande parte, das condições ambientais e do desenvolvimento do fitoplâncton registados a montante, no sector fluvial;

- Em diversos estuários europeus, considera-se que a luz desempenha um papel mais importante na limitação do fitoplâncton do que os nutrientes (*e.g.* estuário do Escalda (Holanda)) (Spaendonk *et al.*, 1993). Este cenário deve ser aplicado ao estuário do Tejo com alguma precaução, pois a matéria em suspensão e as concentrações de nutrientes são comparativamente menores no estuário do Tejo;
- A relação atómica das formas inorgânicas dissolvidas de fósforo, azoto e silício no estuário do Tejo é, em média, 1 P : 9 N : 7 Si. Comparando-a com a razão de Redfield (1 P : 16 N : 16 Si), e tendo em conta a importância das diatomáceas no fitoplâncton estuarino (Rodrigues & Moita, 1979), poderá admitir-se que o silício seja, dos três elementos, o mais limitante, seguido do azoto. Os resultados das simulações concordam com os dados ao indicarem que, na generalidade do estuário, a limitação pelo azoto é mais provável do que a limitação pelo fósforo;
- O oxigénio dissolvido, expresso em percentagem da concentração de saturação, apresenta taxas inferiores a 80% na Cala do Norte, onde também se registam as mais elevadas concentrações de amónia. Esta distribuição indica que as descargas de águas residuais são o principal factor que determina a ocorrência de baixas concentrações de oxigénio dissolvido no estuário do Tejo (Ferreira, 1990);
- A zona de turvação máxima não parece ter um efeito significativo sobre as concentrações de oxigénio dissolvido, possivelmente devido ao facto de a matéria particulada em suspensão apresentar concentrações moderadas e de ser, durante a maior parte do ano, relativamente pobre em matéria orgânica degradável.

7.3 - Recomendações

Com o presente trabalho, pretendeu-se dar um primeiro contributo para a modelação dos processos de qualidade da água no estuário do Tejo, tendo por base uma descrição detalhada dos processos hidrodinâmicos. Os resultados apresentados não podem ser considerados definitivos, quer pelas simplificações introduzidas na simulação de alguns parâmetros (*e.g.* condições de fronteira e fontes pontuais muito esquemáticas), quer pelo facto de não ter sido possível realizar um esforço de calibração exaustivo. É, assim, pertinente formular algumas recomendações para o seu prosseguimento.

Uma primeira recomendação, apenas relacionada com as condições de aplicação do sistema de modelos proposto, consiste na revisão das condições de fronteira, das fontes pontuais e das variáveis utilizadas na simulação dos parâmetros biológicos e químicos. Esta revisão, visando proporcionar uma descrição mais realista da evolução e da distribuição destes parâmetros, deverá implicar, no caso das fontes pontuais, um estudo pormenorizado da sua localização e importância.

Um segundo conjunto de recomendações relaciona-se com o aperfeiçoamento da estratégia de modelação proposta. A este respeito, sugere-se que, em estudos a realizar, se reapreciem, prioritariamente, os seguintes três aspectos:

- *Influência do sedimento do fundo* - Os processos que têm lugar no sedimento do fundo (e.g. desnitrificação, decomposição da matéria orgânica) desempenham um papel importante em muitos estuários. Seria desejável calcular fluxos de nutrientes e de oxigénio entre o fundo e a coluna de água, variáveis no espaço e no tempo;
- *Influência da matéria em suspensão* - A influência da deposição e da ressuspensão de sedimentos sobre a luz e os nutrientes disponíveis para a produção primária deveria ser mais explícita. O coeficiente de extinção, por exemplo, poderia ser calculado em função da matéria em suspensão;
- *Formulação tridimensional (3D)* - Em domínios nos quais os efeitos de estratificação sejam significativos, a utilização de um modelo 3D é recomendável. Os termos de fonte-poço apresentados nos diversos módulos de qualidade da água, essencialmente independentes do número de dimensões do modelo, poderiam ser utilizados, com pequenas alterações, em modelos hidrodinâmicos e de transporte 3D.

BIBLIOGRAFIA

- Abbott, M.B. & D.R. Basco, 1989. *Computational Fluid Dynamics: An Introduction for Engineers*. Longman, London.
- Abbott, M.B., A. Damsgaard & G.S. Rodenhuis, 1973. System 21, "Jupiter". A design system for two-dimensional nearly-horizontal flows. *Journal of Hydraulic Research* **11**, 1-28.
- Allen, G.P., J.C. Salomon, P. Bassoullet, Y. du Penhoat & C. de Grandpré, 1980. Effects of tides on mixing and suspended sediment transport in macrotidal estuaries. *Sedimentary Geology* **26**, 69-90.
- Alves, M.L.G.R., 1983. *Hidrodinâmica do Estuário do Tejo*. Monografia de Licenciatura em Física, Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Ambrose, R.B., T.A. Wool, J.P. Connolly & R.W. Schanz, 1988. *WASP4, A Hydrodynamic and Water Quality Model. Model Theory, User's Manual, and Programmer's Guide (EPA/600/3-87/039)*. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, pp. 1-297.
- Anderson, G.F., 1986. Silica, diatoms and a freshwater productivity maximum in Atlantic coastal plain estuaries, Chesapeake Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **22**, 183-197.
- APHA, 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th edition*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington D.C.
- Ariathurai, R. & R.B. Krone, 1976. Finite element model for cohesive sediment transport. *Journal of the Hydraulics Division (ASCE)* **102**, 323-338.
- Baeta-Hall, L., 1994. Contribuição para avaliação bacteriológica das águas da Baía do Seixal. In *Actas da 4ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, Vol. I*. Universidade Nova de Lisboa, Monte da Caparica, pp. I.111-I.118.
- Banse, K., 1977. Determining the carbon:chlorophyll ratio of natural phytoplankton. *Marine Biology* **41**, 199-213.
- Baptista, A.M., D. Boone & J.M. Remédio, 1990. The potencial role of non-culturable organisms in the fecal contamination of estuaries. In M.C. Silva & M.L. Quadrado (eds.), *Qualidade da Água - Avaliação e Gestão*. PGIRH/T, Lisboa, pp. 281-290.
- Baretta, J.W. & P. Ruardij, 1988. *Tidal Flat Estuaries: Simulation and Analysis of the Ems Estuary*. Springer-Verlag, Berlin.
- Baretta, J.W., P. Ruardij, H.J. Vested & J.G. Baretta-Bekker, 1994. Eutrophication modelling of the North Sea: two different approaches. *Ecological Modelling* **75/76**, 471-483.
- Beckers, P.M. & R.J. Neves, 1985. A semi-implicit model of the North European continental shelf. *Applied Mathematical Modelling* **9**, 395-402.

- Berounsky, V.M. & S.W. Nixon, 1990. Temperature and the annual cycle of nitrification in waters of Narragansett Bay. *Limnology and Oceanography* **35**, 1610-1617.
- Berounsky, V.M. & S.W. Nixon, 1993. Rates of nitrification along an estuarine gradient in Narragansett Bay. *Estuaries* **16**, 718-730.
- Bettencourt, A.M.M., 1988. On arsenic speciation in the Tagus estuary. *Netherlands Journal of Sea Research* **22**, 205-212.
- Bettencourt, A.M.M., F.M. Franco, D. Coelho & G.G. Dias, 1980. Região de Saneamento Básico de Lisboa. II - Estudos de base de engenharia. II-4 - Meios receptores. *EPAL, Documento Preliminar*. Drena-Hidroprojecto, Lisboa.
- Beusekom, J.E.E. van & V.N. de Jonge, 1994. The role of suspended matter in the distribution of dissolved inorganic phosphate, iron and aluminium in the Ems estuary. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* **28**, 383-395.
- Bianchi, M., P. Bonin & Feliatra, 1994. Bacterial nitrification and denitrification rates in the Rhône River plume (northwestern Mediterranean Sea). *Marine Ecology Progress Series* **103**, 197-202.
- Bowie, G.L., W.B. Mills, D.B. Porcella, C.L. Campbell, J.R. Pagenkopf, G.L. Rupp, K.M. Johnson, P.W.H. Chan, S.A. Gherini & C.E. Chamberlin, 1985. *Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling, 2nd edition (EPA/600/3-85/040)*. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, pp. 1-455.
- Brockmann, U.H., 1992. Ecological structure of the Elbe. In P.M.J. Herman (ed.), *JEEP 92: Major Biological Processes in European Tidal Estuaries*. Netherlands Institute of Ecology, Yerseke, pp. 3-11.
- Brockmann, U.H., 1994. Organic matter in the Elbe estuary. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* **28**, 371-381.
- Brotas, V. & F. Catarino, 1984. Microfitobentos do estuário do Tejo. In V.M. Marques (ed.), *Actas do IV Simpósio Ibérico de Estudos do Benthos Marinho, Vol. III*. Faculdade de Ciências de Lisboa, Lisboa, pp. 119-129.
- Brotas, V., A. Amorim-Ferreira, C. Vale & F. Catarino, 1990. Oxygen profiles in intertidal sediments of Ria Formosa (S. Portugal). *Hydrobiologia* **207**, 123-130.
- Brotas, V., T. Cabrita, A. Portugal, J. Seródio & F. Catarino, 1994. Ecologia do microfitobentos no estuário do Tejo. Factores que influenciam a distribuição espaço-temporal. In *Actas da 4ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, Vol. I*. Universidade Nova de Lisboa, Monte da Caparica, pp. I.55-I.64.
- Cabral, E.D., 1790. Memória sobre os danos causados pelo Tejo nas suas ribanceiras. *Memórias Económicas da Academia Real das Ciências de Lisboa, Tomo II*. Academia Real das Ciências, Lisboa.
- Calvário, J., 1982. Povoamentos bentónicos intertidais (substratos móveis). *Estudo Ambiental do Estuário do Tejo (2ª série), nº 19*. Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, pp. 1-210.

- Câmara, A.S., M.C. Silva, J.G. Ferreira, A.C. Rodrigues, J.M. Remédio, P.P. Castro, T.F. Fernandes & V. Machado, 1987. Sistema de gestão da qualidade da água do estuário do Tejo. *Estudo Ambiental do Estuário do Tejo (3ª série), nº 15*. Secretaria de Estado do Ambiente e Recursos Naturais, Lisboa, pp. 1-67.
- Castanheiro, J., 1983. Cargas poluentes de origem doméstica afluentes ao estuário do Tejo (estimativa indirecta). *Estudo Ambiental do Estuário do Tejo (2ª série), nº 27*. Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, pp. 1-22.
- Castanheiro, J., 1985. Matéria em suspensão no estuário do Tejo. Distribuição e variabilidade. *Estudo Ambiental do Estuário do Tejo*. Direcção-Geral da Qualidade do Ambiente, Lisboa, pp. 1-29.
- Castanheiro, J. & J. Crespo, 1983. Dinâmica de sedimentos. Resultados referentes às observações realizadas em 1981. *Estudo Ambiental do Estuário do Tejo (2ª série), nº 31*. Ministério da Qualidade de Vida, Lisboa, pp. 1-65.
- Castel, J., 1992. Comparative field study of the ecological structure of major european tidal estuaries: the Gironde estuary. In P.M.J. Herman (ed.), *JEEP 92: Major Biological Processes in European Tidal Estuaries*. Netherlands Institute of Ecology, Yerseke, pp. 55-64.
- Castro, O. & C. Vale, 1992. Distribuição de resíduos de congéneres de PCB e de DDT nos sedimentos do estuário do Tejo. In A.R. Pires, C. Pio, C. Boia & T. Nogueira (eds.), *Actas da 3ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, Vol. I*. Universidade de Aveiro, Aveiro, pp. 83-93.
- Catarino, F.M. & M.I. Caçador, 1981. Produção de biomassa e estratégia do desenvolvimento em *Spartina maritima* e outros elementos da vegetação dos sapais do estuário do Tejo. *Boletim da Sociedade Broteriana* **54**, 387-403.
- Catarino, F., J.D. Tenhunen, V. Brotas & O.L. Lange, 1985. Application of CO₂-porometer methods to assessment of components of photosynthetic production in estuarine ecosystems. *Marine Biology* **89**, 37-43.
- Cerco, C.F., 1989. Estimating estuarine reaeration rates. *Journal of Environmental Engineering* **115**, 1066-1070.
- Cerco, C.F., 1995. Simulation of long-term trends in Chesapeake Bay eutrophication. *Journal of Environmental Engineering* **121**, 298-310.
- Cheng, R.T., S. Feng & P. Xi, 1986. On Lagrangian residual ellipse. In J. van de Kreeke (ed.), *Physics of Shallow Estuaries and Bays*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 102-113.
- Cheng, R.T., V. Casulli & J.W. Gartner, 1993. Tidal, residual, intertidal mudflat (TRIM) model and its applications to San Francisco Bay, California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **36**, 235-280.
- Chow, V.T., D.R. Maidment & L.W. Mays, 1988. *Applied Hydrology*. McGraw-Hill, New York.
- Cloern, J.E., 1982. Does the benthos control phytoplankton biomass in South San Francisco Bay (USA)? *Marine Ecology Progress Series* **9**, 191-202.

- Cloern, J.E., 1987. Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. *Continental Shelf Research* **7**, 1367-1381.
- Cloern, J.E., A.E. Alpine, B.E. Cole, R.L. Wong, J.F. Arthur & M.D. Ball, 1983. River discharge controls phytoplankton dynamics in the northern San Francisco Bay estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **16**, 415-429.
- CNA, 1984. Introduction. In UNESCO & CNA (eds.) *Estuarine Processes: An Application to the Tagus Estuary*. Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, pp. 3-4.
- Conley, D.J. & T.C. Malone, 1992. Annual cycle of dissolved silicate in Chesapeake Bay: implications for the production and fate of phytoplankton biomass. *Marine Ecology Progress Series* **81**, 121-128.
- Costa, E. & C. Câmara, 1984. Application of BOD model to forecast DO distribution in the Tejo estuary. In UNESCO & CNA (eds.) *Estuarine Processes: An Application to the Tagus Estuary*. Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, pp. 263-293.
- Costa, M.V., 1989. *Um Estudo da Variabilidade Temporal da Corrente, Temperatura e Salinidade no Estuário do Tejo. Sua Relação com as Acções Forçadoras*. Monografia de Licenciatura em Ciências Geofísicas, Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Costa, M.V., 1991. *A Three-Dimensional Eulerian-Lagrangian Method for Predicting Plume Dispersion in Natural Waters*. Mémoire-DEA Européen en Modélisation de l'Environnement Marin, Instituto Superior Técnico, Lisboa.
- D'Avanzo, C. & J.N. Kremer, 1994. Diel oxygen dynamics and anoxic events in an eutrophic estuary of Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries* **17**, 131-139.
- Davies, A.M. & G.K. Furnes, 1980. Observed and computed M_2 tidal currents in the North Sea. *Journal of Physical Oceanography* **10**, 237-257.
- Desprez, M., H. Rybarczyk, J.G. Wilson, J.P. Ducrotoy, F. Sueur, R. Olivesi & B. Elkaim, 1992. Biological impact of eutrophication in the Bay of Somme and the induction and impact of anoxia. *Netherlands Journal of Sea Research* **30**, 149-159.
- DGRAH, 1986. *Escoamentos até 1984/85, Portugal (Continente)*. Direcção-Geral dos Recursos e Aproveitamentos Hidráulicos, Lisboa.
- Dortch, M.S., R.S. Chapman & S.R. Abt, 1992. Application of three-dimensional Lagrangian residual transport. *Journal of Hydraulic Engineering* **118**, 831-848.
- Dronkers, J., 1986. Tide-induced residual transport of fine sediment. In J. van de Kreeke (ed.), *Physics of Shallow Estuaries and Bays*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 228-244.
- Dyer, K.R., 1973. *Estuaries: A Physical Introduction*. Wiley, London.
- Dyer, K.R., 1989. Sediment processes in estuaries: future research requirements. *Journal of Geophysical Research* **94**, 14327-14339.
- Eck, G.T.M. van & N.M. de Rooij, 1990. Development of a water quality and bio-accumulation model for the Scheldt estuary. In W. Michaelis (ed.), *Estuarine Water Quality Management*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 95-104.

- Eisma, D., 1986. Flocculation and de-flocculation of suspended matter in estuaries. *Netherlands Journal of Sea Research* **20**, 183-199.
- Elias, N.P., 1984. Application of the physical model to the Tejo estuary. In UNESCO & CNA (eds.) *Estuarine Processes: An Application to the Tagus Estuary*. Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, pp. 55-72.
- Fairbridge, R.W., 1980. The estuary: its definition and geo-dynamic cycle. In E. Olausson & I. Cato (eds.), *Chemistry and Biochemistry of Estuaries*. Wiley, Chichester, pp. 1-37.
- Fasham, M.J.R., H.W. Ducklow & S.M. McKelvie, 1990. A nitrogen-based model of plankton dynamics in the oceanic mixed layer. *Journal of Marine Research* **48**, 591-639.
- Ferreira, J.G., 1989. *Mercúrio em Algas Macrófitas do Estuário do Tejo*. Tese de Doutoramento, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.
- Ferreira, J.G., 1990. Análise da variabilidade da qualidade da água através da utilização de uma base de dados. In *Actas da 2ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, Vol. I*. Universidade Nova de Lisboa, Monte da Caparica, pp. A.109-A.118.
- Ferreira, J.G. & M.C. Barros, 1983. Resíduos de pesticidas e PCBs no estuário do Tejo. Dados obtidos no período 1972-1981. *Estudo Ambiental do Estuário do Tejo (2ª série)*, nº 28. Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, pp. 1-43.
- Ferreira, J.G. & P. Duarte, 1994. Productivity of the Tagus estuary: an application of the EcoWin ecological model. *Gaia - Revista de Geociências* **8**, 89-95.
- Fiadeiro, P., 1987. Estudos sobre a dinâmica e qualidade da água no estuário do Tejo. *Anais do Instituto Hidrográfico* **8**, 73-83.
- Figueira, P.L., 1981. *Numerical Simulation of the Tidal Flow in Homogeneous Estuaries*. Tese de Especialista, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa.
- Figueres, G., J.M. Martin, M. Meybeck & P. Seyler, 1985. A comparative study of mercury contamination in the Tagus estuary (Portugal) and major French estuaries (Gironde, Loire, Rhône). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **20**, 183-203.
- Fisher, T.R., L.W. Harding, D.W. Stanley & L.G. Ward, 1988. Phytoplankton, nutrients, and turbidity in the Chesapeake, Delaware, and Hudson estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **27**, 61-93.
- Fiúza, A., 1982. The Portuguese coastal upwelling system. In JNICT (ed.), *Actual Problems of Oceanography in Portugal*. Junta Nacional de Investigação Científica e Tecnológica, Lisboa, pp. 45-71.
- Fortunato, A.B., A. Oliveira & A.M. Baptista, 1996. Marés e correntes residuais no estuário do Tejo. In *3º Congresso da Água/VII Silubesa, Vol. 2*. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, Lisboa, pp. 435-445.
- Franz, H.G., J.P. Mommaerts & G. Radach, 1991. Ecological modelling of the North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* **28**, 67-140.

- Freire, P., 1993. *Caracterização e Dinâmica de Sedimentos em Sistemas de Canais do Estuário do Tejo - Cala do Norte (Portugal)*. Tese de Mestrado, Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Froelich, P.N., 1988. Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: a primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnology and Oceanography* **33**, 649-668.
- Gama, C., J.M.A. Dias, O. Ferreira & R. Taborda, 1994. Analysis of storm surge in Portugal, between June 1986 and May 1988. In G.S. Carvalho & F.V. Gomes (eds.), *Littoral 94*. Associação Eurocoast-Portugal, Porto, pp. 381-387.
- Garnier, J., G. Billen & M. Coste, 1995. Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River: observations and modeling. *Limnology and Oceanography* **40**, 750-765.
- Gaskell, P.H. & A.K.C. Lau, 1988. Curvature-compensated convective transport: SMART, a new boundedness-preserving transport algorithm. *International Journal for Numerical Methods in Fluids* **8**, 617-641.
- Gaudêncio, M.J., M.T. Guerra & M. Glémarec, 1991. Recherches biosédimentaires sur la zone maritime de l'estuaire du Tage, Portugal: données sédimentaires préliminaires. In M. Elliott & J.-P. Ducrotoy (eds.), *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons*. Olsen & Olsen, Fredensborg, pp. 11-16.
- Gibbs, R.J., D.M. Tshudy, L. Konwar & J.-M. Martin, 1989. Coagulation and transport of sediments in the Gironde Estuary. *Sedimentology* **36**, 987-999.
- Grabemann, I. & G. Krause, 1989. Transport processes of suspended matter derived from time series in a tidal estuary. *Journal of Geophysical Research* **94**, 14373-14379.
- Grigg, N.S., 1990. Estuarine water quality management: planning, organizing, monitoring and modelling. In W. Michaelis (ed.), *Estuarine Water Quality Management*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 3-10.
- Hargrave, B.T. & G.A. Phillips, 1989. Decay times of organic carbon in sedimented detritus in a macrotidal estuary. *Marine Ecology Progress Series* **56**, 271-279.
- Hayes, M.O., 1975. Morphology of sand accumulation in estuaries: an introduction to the symposium. In L.E. Cronin (ed.), *Estuarine Research, Vol. 2*. Academic Press, New York, pp. 3-22.
- Hecky, R.E. & P. Kilham, 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography* **33**, 796-822.
- Heip, C. & P. Herman, 1993. Major Biological Processes in European Tidal Estuaries (JEEP-92). In K.-G. Barthel, M. Bohle-Carbonell, C. Fragakis & M. Weydert (eds.), *Marine Sciences and Technologies. MAST Days and Euromar Market, Vol. 1. Project Reports*. Commission of the European Communities, Brussels, pp. 261-274.
- Herman, P.M.J., H. Hummel, M. Bokhorst & A.G.A. Merks, 1991. The Westerschelde: interaction between eutrophication and chemical pollution? In M. Elliott & J.-P.

- Ducrotoy (eds.), *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons*. Olsen & Olsen, Fredensborg, pp. 359-364.
- Holmes, R.W., 1970. The Secchi disk in turbid coastal zones. *Limnology and Oceanography* **15**, 688-694.
- Hoppema, J.M.J., 1991. The oxygen budget of the Western Wadden Sea, The Netherlands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **32**, 483-502.
- Horne, A.J. & C.R. Goldman, 1994. *Limnology, 2nd edition*. McGraw-Hill, New York.
- Howarth, R.W., R. Marino, J. Lane & J.J. Cole, 1988a. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 1. Rates and importance. *Limnology and Oceanography* **33**, 669-687.
- Howarth, R.W., R. Marino & J.J. Cole, 1988b. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 2. Biogeochemical controls. *Limnology and Oceanography* **33**, 688-701.
- IH, 1990. *Roteiro da Costa de Portugal, 2ª edição*. Instituto Hidrográfico, Lisboa.
- IH, 1994. *Tabela de Marés 1995, Vol. I. Portugal*. Instituto Hidrográfico, Lisboa.
- INMG, 1988a. Observações de superfície. Continente. *Anuário Climatológico de Portugal, Vol. 33. Ano de 1979*. Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, Lisboa.
- INMG, 1988b. Observações de superfície. Continente. *Anuário Climatológico de Portugal, Vol. 34. Ano de 1980*. Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, Lisboa.
- INMG, 1988c. Observações de superfície. Continente. *Anuário Climatológico de Portugal, Vol. 35. Ano de 1981*. Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, Lisboa.
- INMG, 1989a. Observações de superfície. Continente. *Anuário Climatológico de Portugal, Vol. 36. Ano de 1982*. Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, Lisboa.
- INMG, 1989b. Observações de superfície. Continente. *Anuário Climatológico de Portugal, Vol. 37. Ano de 1983*. Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, Lisboa.
- Jackson, R.H., P.J. le B. Williams & I.R. Joint, 1987. Freshwater phytoplankton in the low salinity region of the River Tamar Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **25**, 299-311.
- Janeiro, A.F.F., 1981. Estuário do Tejo. Avaliação da carga poluidora afluenta. *Relatório I, Proc. 31/R-T, Direcção dos Serviços de Controle da Poluição*. Direcção-Geral dos Recursos e Aproveitamentos Hidráulicos, Lisboa.
- Jewell, P.W., 1995a. A simple surface water biogeochemical model. 1. Description, sensitivity analyses, and idealized simulations. *Water Resources Research* **31**, 2047-2057.
- Jewell, P.W., 1995b. A simple surface water biogeochemical model. 2. Simulation of selected lacustrine and marine settings. *Water Resources Research* **31**, 2059-2070.
- Jones, J.E. & M.J. Howarth, 1995. Salinity models of the Southern North Sea. *Continental Shelf Research* **15**, 705-727.

- Jonge, V.N. de, 1980. Fluctuations in the organic carbon to chlorophyll-*a* ratios for estuarine benthic diatom populations. *Marine Ecology Progress Series* **2**, 345-353.
- Jonge, V.N. de, 1990. Response of the Dutch Wadden Sea ecosystem to phosphorus discharges from the River Rhine. *Hydrobiologia* **195**, 49-62.
- Jonge, V.N. de & F. Colijn, 1994. Dynamics of microphytobenthos biomass in the Ems estuary measured as chlorophyll-*a* and carbon. *Marine Ecology Progress Series* **104**, 185-196.
- Jonge, V.N. de & L.A. Villerius, 1989. Possible role of carbonate dissolution in estuarine phosphate dynamics. *Limnology and Oceanography* **34**, 332-340.
- Jordan, T.E., D.L. Correll, J. Miklas & D.E. Weller, 1991. Nutrients and chlorophyll at the interface of a watershed and an estuary. *Limnology and Oceanography* **36**, 251-267.
- Kemp, W.M., P. Sampou, J. Caffrey, M. Mayer, K. Henriksen & W.R. Boynton, 1990. Ammonium recycling versus denitrification in Chesapeake Bay sediments. *Limnology and Oceanography* **35**, 1545-1563.
- Kemp, W.M., P.A. Sampou, J. Garber, J. Tuttle & W.R. Boynton, 1992. Seasonal depletion of oxygen from bottom waters of Chesapeake Bay: roles of benthic and planktonic respiration and physical exchange processes. *Marine Ecology Progress Series* **85**, 137-152.
- Kramer, K.J.M., U.H. Brockmann & R.M. Warwick, 1994. *Tidal Estuaries: Manual of Sampling and Analytical Procedures*. A.A. Balkema, Rotterdam.
- Krone, R.B., 1962. Flume studies of the transport of sediment in estuarial shoaling processes. *Hydraulic Engineering Laboratory, Final Report*. University of California, Berkeley, pp. 1-118.
- Kuo, A.Y. & B.J. Neilson, 1987. Hypoxia and salinity in Virginia estuaries. *Estuaries* **10**, 277-283.
- Lebo, M.E., 1991. Particle-bound phosphorus along an urbanized coastal plain estuary. *Marine Chemistry* **34**, 225-246.
- Lee, J.H.W., R.S.S. Wu & Y.K. Cheung, 1991. Forecasting of dissolved oxygen in marine fish culture zone. *Journal of Environmental Engineering* **117**, 816-833.
- Leendertse, J.J., 1967. Aspects of a computational model for long period water wave propagation. *The Rand Corporation Memorandum RM-5294-PR*. The Rand Corporation, Santa Monica.
- Leggett, R.W. & L.R. Williams, 1981. A reliability index for models. *Ecological Modelling* **13**, 303-312.
- Lemos, P.A.F., 1972. *Estuário do Tejo*. Administração Geral do Porto de Lisboa, Lisboa.
- Leonard, B.P., 1979. A stable and accurate convective modelling procedure based on quadratic upstream interpolation. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering* **19**, 59-98.

- Leonard, B.P., 1988. Simple high-accuracy resolution program for convective modelling of discontinuities. *International Journal for Numerical Methods in Fluids* **8**, 1291-1318.
- Leonard, B.P., 1991. The ULTIMATE conservative difference scheme applied to unsteady one-dimensional advection. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering* **88**, 17-74.
- Leonard, B.P., 1995. Order of accuracy of QUICK and related convection-diffusion schemes. *Applied Mathematical Modelling* **19**, 640-653.
- Leonard, B.P. & S. Mokhtari, 1990. Beyond first-order upwinding: the ULTRA-SHARP alternative for non-oscillatory steady-state simulation of convection. *International Journal for Numerical Methods in Engineering* **30**, 729-766.
- Leussen, W. van & J. Dronkers, 1989. Physical processes in estuaries: an introduction. In J. Dronkers & W. van Leussen (eds.), *Physical Processes in Estuaries*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 1-18.
- Leussen, W. van & J. Dronkers, 1990. Progress in estuarine water quality modelling. In W. Michaelis (ed.), *Estuarine Water Quality Management*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 13-24.
- Leussen, W. van & E. van Velzen, 1989. High concentration suspensions: their origin and importance in Dutch estuaries and coastal waters. *Journal of Coastal Research* **5**, 1-22.
- Libes, S.M., 1992. *An Introduction to Marine Biogeochemistry*. John Wiley & Sons, New York.
- Loureiro, J.J.M. & M.E.V.Z. Macedo, 1986. Bacia hidrográfica do rio Tejo. In DGRAH (ed.), *Monografias Hidrológicas dos Principais Cursos de Água de Portugal Continental*. Direcção-Geral dos Recursos e Aproveitamentos Hidráulicos, Lisboa, pp. 279-337.
- Lung, W.S. & C.C. Hwang, 1989. Integrating hydrodynamic and water quality models for the Patuxent Estuary. In M.L. Spaulding (ed.), *Estuarine and Coastal Modeling*. American Society of Civil Engineers, New York, pp. 420-429.
- Lung, W.S. & C.E. Larson, 1995. Water quality modeling of Upper Mississippi River and Lake Pepin. *Journal of Environmental Engineering* **121**, 691-699.
- Lung, W.S. & H.W. Paerl, 1988. Modeling blue-green algal blooms in the lower Neuse River. *Water Research* **22**, 895-905.
- Lung, W.S., J.L. Martin & S.C. McCutcheon, 1993. Eutrophication analysis of embayments in Prince William Sound, Alaska. *Journal of Environmental Engineering* **119**, 811-824.
- Mahnke, P., 1992. *Untersuchungen zur Hydrographie und Dynamik des Tejo-Ästuars*. Diplomarbeit im Fach Ozeanographie, Universität Hamburg, Hamburg, pp. 1-103.
- Marcolino, A., 1984. Vigilância da qualidade da água nas praias da costa do Estoril: aspectos sanitários. Aplicação de normas de qualidade. In UNESCO & CNA (eds.) *Estuarine Processes: An Application to the Tagus Estuary*. Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, pp. 543-560.

- Marra, J. & C. Ho, 1993. Initiation of the spring bloom in the northeast Atlantic (47°N, 20°W): a numerical simulation. *Deep-Sea Research II* 40, 55-73.
- Martins, M.M., 1982. A preliminary budget of nutrients in the Tejo estuary. *Seminar on Drinking Water Supply and Effluent Disposal Systems*, Albufeira (Portugal), 18-22 October 1982 (UN-CEC Water/Sem.9/R.64), pp. 1-9.
- Martins, M. & M.J.L. Duffner, 1982. Estudo da qualidade da água. Resultados referentes às observações sinópticas em 1980. *Estudo Ambiental do Estuário do Tejo (2ª série), nº 14*. Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, pp. 1-212.
- Martins, M. & J.G. Ferreira, 1982. Determinação experimental da constante de velocidade de oxidação do carbono da matéria orgânica. *Estudo Ambiental do Estuário do Tejo (2ª série), nº 20*. Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, pp. 1-19.
- Martins, M., V. Machado, T. Calvão & J. Crespo, 1983a. Estudo da qualidade da água. Resultados referentes às observações sinópticas em 1981. *Estudo Ambiental do Estuário do Tejo (2ª série), nº 29*. Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, pp. 1-164.
- Martins, M., T. Calvão & H. Figueiredo, 1983b. Estudo da qualidade da água. Resultados referentes às observações sinópticas em 1982. *Estudo Ambiental do Estuário do Tejo (2ª série), nº 30*. Ministério da Qualidade de Vida, Lisboa, pp. 1-90.
- Martins, M.M., M.T. Moita & J.G. Ferreira, 1984a. Interrelation of phytoplankton and physico-chemical data in the Tejo estuary. In UNESCO & CNA (eds.) *Estuarine Processes: An Application to the Tagus Estuary*. Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, pp. 337-367.
- Martins, M., J.G. Ferreira, T. Calvão & H. Figueiredo, 1984b. Nutrientes no estuário do Tejo. Comparação da situação em caudais médios e em cheia, com destaque para alterações na qualidade da água. *I Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, Lisboa, pp. 1-10.
- McLusky, D.S., 1989. *The Estuarine Ecosystem, 2nd edition*. Blackie, Glasgow.
- Mehta, A.J., 1989. Laboratory studies on cohesive sediment deposition and erosion. In J. Dronkers & W. van Leussen (eds.), *Physical Processes in Estuaries*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 427-445.
- Mehta, A.J., E.J. Hayter, W.R. Parker, R.B. Krone & A.M. Teeter, 1989a. Cohesive sediment transport. I: Process description. *Journal of Hydraulic Engineering* 115, 1076-1093.
- Mehta, A.J., W.H. McAnally, E.J. Hayter, A.M. Teeter, D. Schoellhamer, S.B. Heltzel & W.P. Carey, 1989b. Cohesive sediment transport. II: Application. *Journal of Hydraulic Engineering* 115, 1094-1112.
- Mendes, J.C., D.X. Queiroz, P.A. Anastácio, M.T.C. Gonçalves, M.R.S. Cardoso & M.G.S.G. Coelho, 1991. Normais climatológicas da região de "Ribatejo e Oeste", correspondentes a 1951-1980. *O Clima de Portugal, Fascículo XLIX, Vol. 2*. Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, Lisboa, pp. 1-99.

- Meybeck, M., G. Cauwet, S. Dessery, M. Somville, D. Gouleau & G. Billen, 1988. Nutrients (organic C, P, N, Si) in the eutrophic river Loire (France) and its estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **27**, 595-624.
- Moita, M.T., 1982. Estudo dos pigmentos (clorofila *a* e feopigmentos) colhidos no estuário do Tejo em 1980. *Estudo Ambiental do Estuário do Tejo (2ª série), nº 15*. Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, pp. 1-85.
- Monbet, Y., 1992. Control of phytoplankton biomass in estuaries: a comparative analysis of microtidal and macrotidal estuaries. *Estuaries* **15**, 563-571.
- Moura, I.A.P., H.O. Pires, N.C. Nunes & A. Rodrigues, 1988. Características do clima da costa de Portugal de interesse para a navegação marítima. *O Clima de Portugal, Fascículo XXXVII, Vol. 1*. Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, Lisboa, pp. 1-58.
- Mulder, H.P.J. & C. Udink, 1991. Modelling of cohesive sediment transport. A case study: the Western Scheldt Estuary. In B.L. Edge (ed.), *Proceedings of the 22nd International Conference on Coastal Engineering*. American Society of Civil Engineers, New York, pp. 3012-3023.
- Neves, R.J.J., 1985. *Étude Expérimentale et Modélisation Mathématique des Circulations Transitoire et Résiduelle dans l' Estuaire du Sado*. Ph.D. Thesis, Université de Liège, Liège.
- Neves, R.J.J., 1988. Flow process modelling in a salt marsh. In B.A. Schrefler & O.C. Zienkiewicz (eds.), *Computer Modelling in Ocean Engineering*. A.A. Balkema, Rotterdam, pp. 303-310.
- Nienhuis, P.H., 1992. Eutrophication, water management, and the functioning of Dutch estuaries and coastal lagoons. *Estuaries* **15**, 538-548.
- Nowicki, B.L., 1994. The effect of temperature, oxygen, salinity, and nutrient enrichment on estuarine denitrification rates measured with a modified nitrogen gas flux technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **38**, 137-156.
- Nybakken, J.W., 1993. *Marine Biology: An Ecological Approach, 3rd edition*. Harper Collins, New York.
- O'Connor, D.J., 1983. Wind effects on gas-liquid transfer coefficients. *Journal of Environmental Engineering* **109**, 731-752.
- Oliveira, E.A., 1941. *Esgotos de Lisboa. Estudos de Anteprojecto*. Câmara Municipal de Lisboa, Lisboa.
- Oliveira, M.R.L., M.T. Monteiro & M.T.P. Coutinho, 1989. Estudo da estrutura e dinâmica das comunidades planctónicas do rio Tejo, nos troços de Fratel, Barquinha e Valada. *Relatório Técnico e Científico INIP nº 11*. Instituto Nacional de investigação das Pescas, Lisboa, pp. 1-53.
- Oliveira, R., 1967. Contribuição para o estudo do estuário do Tejo. Sedimentologia. *Memória LNEC nº 296*. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, pp. 1-61.

- Orlob, G.T. & N. Marjanovic, 1989. Heat exchange. In S.E. Jorgensen & M.J. Gromiec (eds.), *Mathematical Submodels in Water Quality Systems*. Elsevier, Amsterdam, pp. 83-108.
- Ormaza-González, F.I. & P.J. Statham, 1991. The occurrence and behaviour of different forms of phosphorus in the waters of four English estuaries. In M. Elliott & J.-P. Ducrotoy (eds.), *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons*. Olsen & Olsen, Fredensborg, pp. 77-83.
- Parker, W.R., L.D. Marshall & A.J. Parfitt, 1994. Modulation of dissolved oxygen levels in a hypertidal estuary by sediment resuspension. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* **28**, 347-352.
- Parsons, T.R., M. Takahashi & B. Hargrave, 1984. *Biological Oceanographic Processes, 3rd edition*. Pergamon Press, Oxford.
- Partheniades, E., 1965. Erosion and deposition of cohesive soils. *Journal of the Hydraulics Division (ASCE)* **91**, 105-139.
- Patankar, S.V., 1980. *Numerical Heat Transfer and Fluid Flow*. McGraw-Hill, New York.
- Peaceman, D.W. & H.H. Rachford, 1955. The numerical solution of parabolic and elliptic differential equations. *Journal of the Society of Industrial Applied Mathematics* **3**, 28-45.
- Peeters, K.C.H. & L. Peperzak, 1990. Nutrient limitation in the North Sea: a bioassay approach. *Netherlands Journal of Sea Research* **26**, 61-73.
- Pennock, J.R., 1985. Chlorophyll distribution in the Delaware Estuary: regulation by light-limitation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **21**, 711-725.
- Pennock, J.R., 1987. Temporal and spatial variability in phytoplankton ammonium and nitrate uptake in the Delaware Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **24**, 841-857.
- Pickard, G.L. & W.J. Emery, 1990. *Descriptive Physical Oceanography, 5th edition*. Pergamon Press, Oxford.
- Pond, S. & G.L. Pickard, 1983. *Introductory Dynamical Oceanography, 2nd edition*. Pergamon Press, Oxford.
- Portela, L.I., J. Monteiro & R. Neves, 1992a. Numerical modelling of tidal flow and salinity transport in the Westerschelde (The Netherlands): first results. In P.M.J. Herman (ed.), *JEEP 92: Major Biological Processes in European Tidal Estuaries*. Netherlands Institute of Ecology, Yerseke, pp. 149-157.
- Portela, L.I., L. Cancino & R. Neves, 1992b. Modelling of tidal flow and transport processes: a case study in the Tejo estuary. In P.W. Partridge (ed.), *Computer Modelling of Seas and Coastal Regions*. Computational Mechanics Publications, Elsevier, Southampton, pp. 449-461.
- Portela, L.I. & R. Neves, 1992. Modelação de processos de circulação e de transporte: aplicação ao estuário do Tejo. In L.M.C. Simões (ed.), *III Encontro de Mecânica Computacional, Vol. 1*. Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Coimbra, Coimbra, pp. H1.1-H1.13.

- Portela, L.I. & R. Neves, 1993. Modelling of salt distribution in the Tejo estuary using the QUICK scheme. In L.C. Wrobel & C.A. Brebbia (eds.), *Water Pollution II: Modelling, Measuring and Prediction*. Computational Mechanics Publications, Southampton, pp. 121-128.
- Portela, L.I. & R. Neves, 1994a. Modelling temperature distribution in the shallow Tejo estuary. In G. Tsakiris & M.A. Santos (eds.), *Advances in Water Resources Technology and Management*. A.A. Balkema, Rotterdam, pp. 457-463.
- Portela, L.I. & R. Neves, 1994b. Numerical modelling of suspended sediment transport in tidal estuaries: a comparison between the Tagus (Portugal) and the Scheldt (Belgium-The Netherlands). *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* **28**, 329-335.
- Portela, L.I. & R. Neves, 1995. Numerical modelling of physical and biogeochemical processes in the Tagus estuary (Portugal) and associated salt marsh areas. In *The Effects of Environmental Change on European Salt Marshes, Final Report*. Instituto Superior Técnico, Lisboa.
- Portela, L.I. & R. Neves, 1996. Modelação matemática da distribuição da salinidade no estuário do Tejo. In *3º Congresso da Água/VII Silubesa, Vol. 3*. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, Lisboa, pp. 195-205.
- Raaphorst, W. van, P. Ruurdij & A.G. Brinkman, 1988. The assessment of benthic phosphorus regeneration in an estuarine ecosystem model. *Netherlands Journal of Sea Research* **22**, 23-36.
- Reckhow, K.H., J.T. Clements & R.C. Dodd, 1990. Statistical evaluation of mechanistic water-quality models. *Journal of Environmental Engineering* **116**, 250-268.
- Relexans, J.C., M. Meybeck, G. Billen, M. Brugeaille, H. Etcheber & M. Somville, 1988. Algal and microbial processes involved in particulate organic matter dynamics in the Loire estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **27**, 625-644.
- Ridderinkhof, H. & J.T.F. Zimmerman, 1990. Residual currents in the western Dutch Wadden Sea. In R.T. Cheng (ed.), *Residual Currents and Long-term Transport*. Springer-Verlag, New York, pp. 93-104.
- Rijn, L.C. van, 1989. The state of the art in sediment transport modelling. In S.S.Y. Wang (ed.), *Sediment Transport Modeling*. American Society of Civil Engineers, New York, pp. 13-32.
- Riley, G.A., H. Stommel & D.F. Bumpus, 1949. Quantitative ecology of the plankton of the Western North Atlantic. *Bulletin of Bingham Oceanography College* **12**, 1-169.
- Roache, P.J., 1976. *Computational Fluid Dynamics*. Hermosa Publishers, Albuquerque.
- Rocha, F. & R. Oliveira, 1996. Aplicação de técnicas heurísticas de optimização na calibração de um modelo de eutrofização. In *3º Congresso da Água/VII Silubesa, Vol. 3*. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, Lisboa, pp. 217-228.
- Rodrigues, A. & M.T. Moita, 1979. Estudo quantitativo do fitoplâncton do estuário do Tejo (1ª e 2ª campanhas). *Estudo Ambiental do Estuário do Tejo (2ª série), nº 3*. Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, pp. 1-49.

- Rodrigues, D.A., 1980. Bidimensional numerical model (Leendertse's model). First progress report. *Estudo Ambiental do Estuário do Tejo (2ª série), nº 7*. Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, pp. 1-99.
- Rodrigues, D.A., M. Teles & J.J. Leendertse, 1984. Numerical modelling of the Tejo estuary for currents and water quality predictions. In UNESCO & CNA (eds.) *Estuarine Processes: An Application to the Tagus Estuary*. Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, pp. 7-22.
- Rosati, A. & K. Miyakoda, 1988. A general circulation model for upper ocean simulation. *Journal of Physical Oceanography* **18**, 1601-1626.
- Santos, A., 1996. *Modelo Hidrodinâmico Tridimensional de Circulação Oceânica e Estuarina*. Tese de Doutoramento, Instituto Superior Técnico, Lisboa.
- Scavia, D., 1980. An ecological model of Lake Ontario. *Ecological Modelling* **8**, 49-78.
- Schoombie, S.W., A. Cloot, A.J.H. Pieterse & J.C. Roos, 1993. An algal growth model for the Vaal River. In L.C. Wrobel & C.A. Brebbia (eds.), *Water Pollution II: Modelling, Measuring and Prediction*. Computational Mechanics Publications, Southampton, pp. 667-674.
- Schuchardt, B. & M. Schirmer, 1991. Phytoplankton maxima in the tidal freshwater reaches of two coastal plain estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **32**, 187-206.
- Seiki, T., H. Izawa & E. Date, 1989. Benthic nutrient remineralization and oxygen consumption in the coastal area of Hiroshima Bay. *Water Research* **23**, 219-228.
- Seiki, T., H. Izawa, E. Date & H. Sunahara, 1994. Sediment oxygen demand in Hiroshima Bay. *Water Research* **28**, 385-393.
- Seitzinger, S.P., 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. *Limnology and Oceanography* **33**, 702-724.
- Shetye, S.R. & A.D. Gouveia, 1992. On the role of geometry of cross-section in generating flood-dominance in shallow estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **35**, 113-126.
- Signell, R.P. & B. Butman, 1992. Modeling tidal exchange and dispersion in Boston Harbor. *Journal of Geophysical Research* **97**, 15591-15606.
- Silva, M.C., T. Calvão & H. Figueiredo, 1986a. Controlo da qualidade da água. Resultados referentes às observações realizadas em 1982 e 1983. *Estudo Ambiental do Estuário do Tejo (3ª série), nº 9*. Secretaria de Estado do Ambiente e Recursos Naturais, Lisboa, pp. 1-167.
- Silva, M.C., T. Moita, T. Calvão & H. Figueiredo, 1986b. Variabilidade de pigmentos (clorofila *a* e feopigmentos) na zona montante do estuário do Tejo. Resultados referentes às observações realizadas em 1982 e 1983. *Estudo Ambiental do Estuário do Tejo (3ª série), nº 7*. Secretaria de Estado do Ambiente e Recursos Naturais, Lisboa, pp. 1-139.
- Sinokrot, B.A. & H.G. Stefan, 1993. Stream temperature dynamics: measurements and modeling. *Water Resources Research* **29**, 2299-2312.

- Skogen, M.D., E. Svendsen, J. Berntsen, D. Aksnes & K.B. Ulvestad, 1995. Modelling the primary production in the North Sea using a coupled three-dimensional physical-chemical-biological ocean model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **41**, 545-565.
- Smith, V.H., 1990. Nitrogen, phosphorus, and nitrogen fixation in lacustrine and estuarine ecosystems. *Limnology and Oceanography* **35**, 1852-1859.
- Sobral, P., 1982. Zooplâncton no estuário do Tejo. Resultados relativos ao ano de 1980. *Estudo Ambiental do Estuário do Tejo (2ª série), nº 16*. Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, pp. 1-20.
- Soetaert, K., P.M.J. Herman & H. Scholten, 1992. MOSES: model of the Scheldt estuary. In P.M.J. Herman (ed.), *JEEP 92: Major Biological Processes in European Tidal Estuaries*. Netherlands Institute of Ecology, Yerseke, pp. 137-148.
- Somville, M. & N. de Pauw, 1982. Influence of temperature and river discharge on water quality of the Western Scheldt estuary. *Water Research* **16**, 1349-1356.
- Sousa, F.M. & A. Bricaud, 1992. Satellite-derived phytoplankton pigment structures in the Portuguese upwelling area. *Journal of Geophysical Research* **97**, 11343-11356.
- Spaendonk, J.C.M. van, J.C. Kromkamp & P.R.M. de Visscher, 1993. Primary production of phytoplankton in a turbid coastal plain estuary, the Westerschelde (the Netherlands). *Netherlands Journal of Sea Research* **31**, 267-279.
- Spalding, D.B., 1972. A novel finite difference formulation for differential expressions involving both first and second derivatives. *International Journal for Numerical Methods in Engineering* **4**, 551-559.
- Stamou, A.I., 1992. Improving the numerical modeling of river water quality by using high order difference schemes. *Water Research* **26**, 1563-1570.
- Stanners, D. & P. Bourdeau, 1995. *Europe's Environment: The Dobbris Assessment*. European Environment Agency, Copenhagen.
- Steele, J.H., 1962. Environmental control of photosynthesis in the sea. *Limnology and Oceanography* **7**, 137-150.
- Steele, J.H. & I.E. Baird, 1962. Further relations between primary production, chlorophyll and particulate carbon. *Limnology and Oceanography* **7**, 42-47.
- Stelling, G.S., A.K. Wiersma & J.B.T.M. Willemse, 1986. Practical aspects of accurate tidal computations. *Journal of Hydraulic Engineering* **112**, 802-817.
- Stommel, H. & H.G. Farmer, 1952. On the nature of estuarine circulation, Part II. *Woods Hole Tech. Rep. WHOI-52-51*. Woods Hole Oceanographic Institute, Woods Hole.
- Streeter, H.W. & E.B. Phelps, 1925. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. *U.S. Public Health Bulletin No. 146*. U.S. Public Health Service, Washington D.C.
- Strickland, J.D.H. & T.R. Parsons, 1972. *A Practical Handbook of Seawater Analysis, 2nd edition*. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa.

- Sundby, B., C. Gobeil, N. Silverberg & A. Mucci, 1992. The phosphorus cycle in coastal marine sediments. *Limnology and Oceanography* **37**, 1129-1145.
- Swinbank, W.C., 1963. Long-wave radiation from clear skies. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* **89**, 339-348.
- Thomann, R.V., 1982. Verification of water quality models. *Journal of the Environmental Engineering Division (ASCE)* **108**, 923-940.
- Thomann, R.V. & J.A. Mueller, 1987. *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*. Harper & Row, New York.
- Turner, R.E., W.W. Schroeder & W.J. Wiseman, 1987. The role of stratification in the deoxygenation of Mobile Bay and adjacent shelf bottom waters. *Estuaries* **10**, 13-19.
- Vale, C., 1981. Entrada de matéria em suspensão no estuário do Tejo durante as cheias de Fevereiro de 1979. *Recursos Hídricos* **2**, 37-45.
- Vale, C. & B. Sundby, 1987. Suspended sediment fluctuations in the Tagus estuary on semi-diurnal and fortnightly time scales. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **25**, 495-508.
- Vale, C., M.J. Gaudêncio & M.T. Guerra, 1989. Evaluation of the ecological impact. In C. Alzieu & B. Gallene (eds.), *Proceedings of the International Seminar on the Environmental Aspects of Dredging Activities*. Nantes, pp. 119-128.
- Valiela, I., 1995. *Marine Ecological Processes, 2nd edition*. Springer-Verlag, New York.
- Vieira, J.R., 1988. Embocadura do estuário do Tejo. Modelação matemática do regime hidrodinâmico. *Relatório 239/88-NE*. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa.
- Vieira, J.R., 1994. Dispersive processes in two-dimensional models. In M.B. Abbott & W.A. Price (eds.), *Coastal, Estuarial and Harbour Engineers' Reference Book*. E & FN Spon, London, pp. 179-190.
- Villate, F., J. Franco, L. Gonzalez, I. Madariaga, A. Ruiz & E. Orive, 1991. A comparative study of hydrography and seston in five estuarine systems of the Basque Country. In M. Elliott & J.-P. Ducrotoy (eds.), *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons*. Olsen & Olsen, Fredensborg, pp. 97-105.
- Zhu, J. & W. Rodi, 1991. A low dispersion and bounded convection scheme. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering* **92**, 87-96.
- Zimmerman, J.T.F., 1981. Dynamics, diffusion and geomorphological significance of tidal residual eddies. *Nature* **290**, 549-555.

ANEXO

**DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA OBTIDOS
NO ESTUÁRIO DO TEJO EM 1980**

ANEXO

DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA OBTIDOS NO ESTUÁRIO DO TEJO EM 1980

A.1 - Introdução

No âmbito do Projecto "Estudo Ambiental do Estuário do Tejo", foram realizadas campanhas intensivas de observação da qualidade da água no estuário do Tejo de 1980 a 1983. Estas campanhas foram planeadas tendo por objectivo a determinação de cerca de 20 variáveis de qualidade da água, com uma periodicidade mensal (incluindo observações em situação de preia-mar e de baixa-mar) e num conjunto inicial de 18 estações de amostragem (incluindo observações à superfície, a meia profundidade e no fundo) (Fig. A.1).

Nos quadros deste Anexo, encontram-se resumidos os principais resultados referentes às observações efectuadas em 1980. Com base nas séries de valores observados publicadas por Martins & Duffner (1982), calcularam-se, para cada uma das variáveis de qualidade da água consideradas de maior interesse para este estudo, por mês e por estação, a média aritmética (\bar{x}), o desvio padrão (σ_{n-1}) e o número de observações (n). A média aritmética das observações é dada por:

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \quad (\text{A.1})$$

e o desvio padrão por:

$$\sigma_{n-1} = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (\text{A.2})$$

Os resultados estatísticos obtidos devem ser interpretados com alguma precaução, pois verificam-se diferenças importantes quanto ao número de observações por variável, por mês e por estação. Por outro lado, algumas variáveis exibem flutuações de período relativamente curto, não sendo adequadamente representadas pela frequência de amostragem adoptada (*e.g.* matéria em suspensão). Sublinhe-se ainda que os resultados aqui apresentados se referem ao ano de 1980, podendo ser constatadas variações interanuais nos relatórios de 1981 a 1983 (Martins *et al.*, 1983a, 1983b; Silva *et al.*, 1986a).

A.2 - Resultados e discussão

Apresentam-se resultados referentes a:

- Salinidade (Quadros A.1 e A.2);
- Temperatura (Quadros A.3 e A.4);
- Matéria em suspensão (Quadros A.5 e A.6);

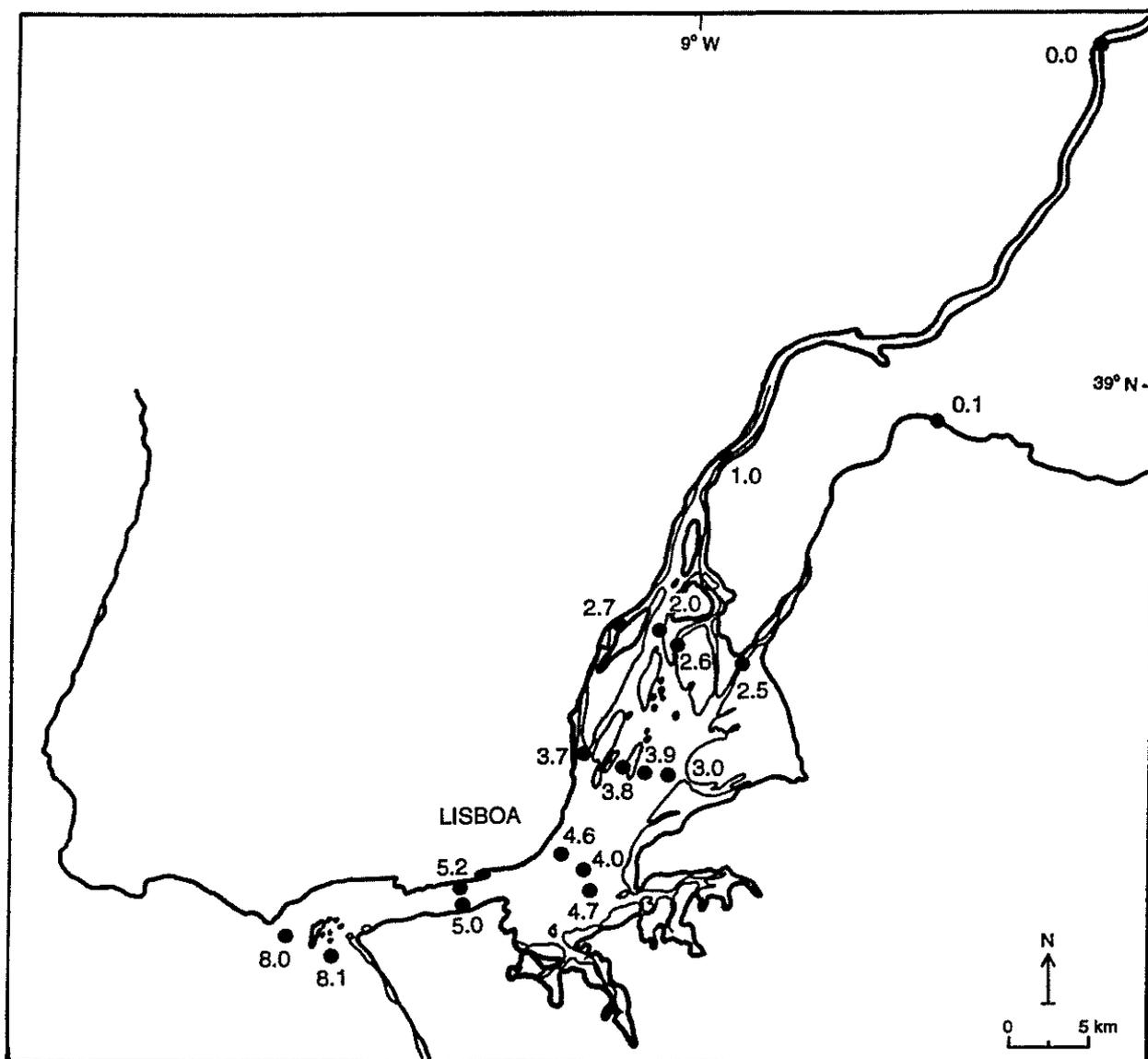


FIGURA A.1 - Localização das estações de amostragem (Martins & Duffner, 1982).

- Clorofila-*a* (Quadros A.7 e A.8);
- Feofitina-*a* (Quadros A.9 e A.10);
- Índice de degradação de pigmentos (Quadros A.11 e A.12);
- Fosfato (PO_4^{3-}) (Quadros A.13 e A.14);
- Amónia (NH_4^+) (Quadros A.15 e A.16);
- Nitrito (NO_2^-) (Quadros A.17 e A.18);
- Nitrato (NO_3^-) (Quadros A.19 e A.20);
- Relação entre formas de azoto inorgânico dissolvido (Quadros A.21 e A.22);
- Sílica (SiO_2) (Quadros A.23 e A.24);
- Relação entre nutrientes (Quadros A.25 e A.26);
- Carência bioquímica de oxigénio (CBO_5) (Quadros A.27 e A.28);
- Oxigénio dissolvido (O_2) (Quadros A.29 e A.30);
- Oxigénio dissolvido (O_2) em percentagem de saturação (Quadros A.31 e A.32);
- Profundidade de Secchi (Quadros A.33 e A.34);
- pH (Quadros A.35 e A.36).

Estes resultados foram, na sua maior parte, analisados nos Capítulos 5 e 6. Como principais excepções, a justificarem uma análise no presente Anexo, refiram-se a sílica e a relação entre nutrientes.

De acordo com as observações efectuadas em 1980, obtém-se uma concentração média de sílica (SiO_2) de $21,7 \mu\text{mol l}^{-1}$. A concentração média mensal atingiu o valor mínimo em Maio ($11,2 \mu\text{mol l}^{-1}$) e o valor máximo em Outubro ($32,3 \mu\text{mol l}^{-1}$). Note-se que, embora as concentrações de SiO_2 e de NO_3^- sejam semelhantes em valor médio anual, a ocorrência do mínimo de SiO_2 precede em três meses a ocorrência do mínimo de NO_3^- . Perante a observação do valor máximo de clorofila-*a* em Abril, o mínimo de SiO_2 é atribuível à sua utilização por diatomáceas, cuja importância no fitoplâncton do estuário do Tejo se encontra demonstrada (Rodrigues & Moita, 1979).

Com base nos valores médios por estação, verifica-se que a distribuição de SiO_2 se caracteriza por uma redução gradual das concentrações de montante para jusante, tal como as de NO_3^- e de PO_4^{3-} . Porém, a distribuição de SiO_2 distingue-se pela ocorrência de concentrações significativamente mais elevadas no rio Sorraia ($145,3 \mu\text{mol l}^{-1}$ na estação 0.1) do que no rio Tejo ($52,7 \mu\text{mol l}^{-1}$ na estação 0.0). Mesmo a estação 2.5, na foz do rio Sorraia, embora já fortemente influenciada pela maré, regista concentrações que, em média, são ainda superiores em quase 80% às das restantes estações da mesma secção (2.0, 2.6, 2.7).

Com as concentrações médias em 1980 de fosfato (PO_4^{3-}), de azoto inorgânico dissolvido (DIN) e de sílica (SiO_2), obtém-se a *relação entre nutrientes* 1 P : 9 N : 7 Si. Admitindo, para a composição do fitoplâncton, a relação 1 P : 16 N : 16 Si (Conley & Malone, 1992), verifica-se que, em primeira aproximação, a existir limitação por nutrientes no estuário do Tejo, Si será o elemento limitante mais provável, seguido de N.

Si surge como elemento potencialmente limitante ao longo de todo o ano, excepto em Fevereiro, quando P detém esse estatuto, e em Outubro, quando Si e N o partilham.

Si surge também como elemento potencialmente limitante em todas as estações de amostragem, excepto nas que estão associadas ao rio Sorraia: a estação 0.1, onde, por efeito de concentrações muito elevadas de Si e concentrações reduzidas de P, P é o elemento mais escasso; e a estação 2.5, onde, por efeito de concentrações de Si ainda acima da média, N é o elemento mais escasso.

QUADRO A.1. Salinidade média mensal.

Mês	Salinidade (‰)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	n
Janeiro	-	-	-
Fevereiro	23,9	12,1	33
Março	25,3	11,5	90
Abril	25,6	10,7	89
Maió	27,0	11,8	79
Junho	28,9	9,3	80
Julho	26,3	12,0	79
Agosto	27,8	10,8	73
Setembro	27,0	10,2	80
Outubro	25,6	11,3	85
Novembro	24,9	11,0	77
Dezembro	20,9	11,0	73

QUADRO A.2. Salinidade média por estação.

Estação	Salinidade (‰)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	n
0.0	0,0	0,0	20
0.1	0,0	0,0	11
1.0	0,8	1,9	54
2.0	16,9	8,3	60
2.5	18,8	7,9	38
2.6	18,4	6,8	46
2.7	23,5	7,5	47
3.0	29,0	3,8	63
3.7	30,8	3,8	57
3.8	29,8	2,8	34
3.9	28,5	3,9	60
4.0	32,1	2,5	57
4.6	32,1	2,3	51
4.7	31,9	2,5	57
5.0	33,6	2,3	53
5.2	33,5	2,6	51
8.0	35,9	2,1	43
8.1	36,8	1,9	35

QUADRO A.3. Temperatura média mensal.

Mês	Temperatura (°C)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	n
Janeiro	-	-	-
Fevereiro	13,5	0,5	33
Março	14,8	1,7	92
Abril	16,9	1,1	93
Maió	16,9	1,5	79
Junho	18,8	2,3	87
Julho	20,4	1,9	79
Agosto	18,7	2,5	85
Setembro	19,6	1,5	65
Outubro	16,9	0,7	76
Novembro	15,2	0,9	73
Dezembro	11,6	1,0	59

QUADRO A.4. Temperatura média por estação.

Estação	Temperatura (°C)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	n
0.0	16,5	3,5	22
0.1	16,5	3,6	13
1.0	18,5	4,1	63
2.0	17,0	3,7	54
2.5	18,2	3,4	39
2.6	17,0	3,8	41
2.7	18,4	2,9	40
3.0	17,0	2,7	63
3.7	17,5	2,1	48
3.8	17,8	2,2	34
3.9	17,3	2,7	60
4.0	16,5	2,3	57
4.6	17,1	1,8	48
4.7	16,5	2,3	57
5.0	16,0	1,9	60
5.2	16,1	2,1	58
8.0	15,2	1,1	34
8.1	14,7	0,7	30

QUADRO A.5. Concentração média mensal de matéria em suspensão.

Mês	Matéria em suspensão (mg l ⁻¹)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	n
Janeiro	-	-	-
Fevereiro	26	16	29
Março	61	41	99
Abril	76	58	93
Maio	86	96	97
Junho	121	146	90
Julho	120	113	79
Agosto	27	29	89
Setembro	134	198	80
Outubro	88	90	85
Novembro	123	144	78
Dezembro	31	37	69

QUADRO A.6. Concentração média por estação de matéria em suspensão.

Estação	Matéria em suspensão (mg l ⁻¹)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	n
0.0	12	13	19
0.1	22	26	12
1.0	81	80	62
2.0	97	73	63
2.5	276	319	39
2.6	120	94	48
2.7	108	83	47
3.0	162	161	63
3.7	64	43	57
3.8	58	28	33
3.9	70	35	57
4.0	66	47	63
4.6	65	61	59
4.7	77	71	63
5.0	36	20	62
5.2	72	94	61
8.0	36	29	45
8.1	19	9	36

QUADRO A.7. Concentração média mensal de clorofila-*a*.

Mês	Clorofila- <i>a</i> ($\mu\text{g l}^{-1}$)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	<i>n</i>
Janeiro	-	-	-
Fevereiro	7,1	8,8	28
Março	5,3	7,8	85
Abril	27,9	17,3	86
Maiο	18,8	17,0	97
Junho	15,7	15,1	87
Julho	11,2	7,6	74
Agosto	3,9	3,5	86
Setembro	8,5	6,0	80
Outubro	4,7	4,6	80
Novembro	5,8	4,6	77
Dezembro	1,7	1,3	53

QUADRO A.8. Concentração média por estação de clorofila-*a*.

Estação	Clorofila- <i>a</i> ($\mu\text{g l}^{-1}$)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	<i>n</i>
0.0	14,5	18,9	21
0.1	12,1	10,7	11
1.0	26,5	21,7	59
2.0	15,1	18,5	57
2.5	16,8	12,5	36
2.6	17,3	17,7	44
2.7	11,0	9,0	41
3.0	11,1	9,3	60
3.7	8,1	9,7	51
3.8	10,0	9,6	31
3.9	8,5	7,7	57
4.0	8,0	9,2	56
4.6	7,4	7,5	56
4.7	6,8	8,2	56
5.0	6,5	8,8	60
5.2	6,4	8,3	59
8.0	5,7	7,2	44
8.1	4,9	4,2	33

QUADRO A.9. Concentração média mensal de feofitina-*a*.

Mês	Feofitina- <i>a</i> ($\mu\text{g l}^{-1}$)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	<i>n</i>
Janeiro	-	-	-
Fevereiro	2,5	1,7	28
Março	2,4	2,7	84
Abril	11,9	10,7	86
Maió	11,0	12,3	96
Junho	12,0	18,3	86
Julho	9,5	8,6	74
Agosto	2,1	2,4	86
Setembro	6,5	6,3	80
Outubro	2,7	3,4	80
Novembro	4,3	5,1	77
Dezembro	1,4	1,7	53

QUADRO A.10. Concentração média por estação de feofitina-*a*.

Estação	Feofitina- <i>a</i> ($\mu\text{g l}^{-1}$)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	<i>n</i>
0.0	6,1	5,8	21
0.1	7,1	6,0	11
1.0	16,1	17,2	59
2.0	10,8	11,6	57
2.5	13,9	14,3	36
2.6	11,7	10,6	43
2.7	8,0	8,1	40
3.0	9,6	14,0	60
3.7	4,7	8,5	52
3.8	5,5	9,3	31
3.9	5,5	5,9	57
4.0	3,7	3,7	56
4.6	3,6	4,2	55
4.7	2,8	2,9	56
5.0	2,7	3,4	60
5.2	2,8	3,3	59
8.0	1,8	1,6	43
8.1	1,5	1,3	33

QUADRO A.11. Valor médio mensal do índice de degradação (I_d) de pigmentos fotossintéticos.

Mês	Índice de degradação		
	Clor.-a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Feof.-a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	I_d (%)
Janeiro	-	-	-
Fevereiro	7,1	2,5	26
Março	5,3	2,4	31
Abril	27,9	11,9	30
Maiο	18,8	11,0	37
Junho	15,7	12,0	43
Julho	11,2	9,5	46
Agosto	3,9	2,1	35
Setembro	8,5	6,5	43
Outubro	4,7	2,7	36
Novembro	5,8	4,3	43
Dezembro	1,7	1,4	45

QUADRO A.12. Valor médio por estação do índice de degradação (I_d) de pigmentos fotossintéticos.

Estação	Índice de degradação		
	Clor.-a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Feof.-a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	I_d (%)
0.0	14,5	6,1	30
0.1	12,1	7,1	37
1.0	26,5	16,1	38
2.0	15,1	10,8	42
2.5	16,8	13,9	45
2.6	17,3	11,7	40
2.7	11,0	8,0	42
3.0	11,1	9,6	46
3.7	8,1	4,7	37
3.8	10,0	5,5	35
3.9	8,5	5,5	39
4.0	8,0	3,7	32
4.6	7,4	3,6	33
4.7	6,8	2,8	29
5.0	6,5	2,7	29
5.2	6,4	2,8	30
8.0	5,7	1,8	24
8.1	4,9	1,5	23

QUADRO A.13. Concentração média mensal de fosfato.

Mês	PO ₄ ³⁻ (μmol l ⁻¹)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	<i>n</i>
Janeiro	-	-	-
Fevereiro	1,1	0,4	32
Março	2,5	1,0	100
Abril	2,9	1,4	92
Maiο	2,7	1,3	97
Junho	3,4	1,5	83
Julho	3,1	1,0	78
Agosto	-	-	-
Setembro	4,0	1,6	81
Outubro	3,1	1,4	85
Novembro	3,6	1,7	78
Dezembro	5,4	2,4	67

QUADRO A.14. Concentração média por estação de fosfato.

Estação	PO ₄ ³⁻ (μmol l ⁻¹)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	<i>n</i>
0.0	4,5	2,4	21
0.1	1,7	1,2	12
1.0	5,4	2,0	57
2.0	4,2	1,6	56
2.5	4,3	1,3	35
2.6	4,3	1,4	44
2.7	4,2	1,6	42
3.0	3,7	1,2	57
3.7	3,3	1,2	51
3.8	3,0	0,6	30
3.9	3,6	1,3	54
4.0	2,6	1,1	53
4.6	2,6	0,9	50
4.7	2,9	1,0	55
5.0	2,5	1,7	56
5.2	2,2	1,0	55
8.0	1,2	0,5	39
8.1	0,8	0,4	29

QUADRO A.15. Concentração média mensal de amónia.

Mês	NH ₄ ⁺ (μmol l ⁻¹)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	<i>n</i>
Janeiro	-	-	-
Fevereiro	6,9	5,5	33
Março	7,4	5,5	96
Abril	5,4	7,7	89
Maió	6,4	7,6	95
Junho	7,3	8,0	87
Julho	9,7	7,9	78
Agosto	4,8	4,8	83
Setembro	8,3	4,1	80
Outubro	9,9	7,7	84
Novembro	10,5	5,3	77
Dezembro	9,6	6,2	67

QUADRO A.16. Concentração média por estação de amónia.

Estação	NH ₄ ⁺ (μmol l ⁻¹)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	<i>n</i>
0.0	3,4	4,4	20
0.1	3,7	4,3	13
1.0	3,2	2,3	62
2.0	7,8	3,6	62
2.5	8,7	5,4	39
2.6	8,0	3,3	48
2.7	22,2	8,5	47
3.0	9,4	6,7	62
3.7	16,4	9,1	57
3.8	8,4	4,1	33
3.9	8,6	4,3	56
4.0	6,0	3,5	59
4.6	6,9	4,2	59
4.7	5,6	3,1	60
5.0	5,4	5,9	62
5.2	6,0	3,8	57
8.0	2,6	2,0	44
8.1	1,3	0,8	29

QUADRO A.17. Concentração média mensal de nitrito.

Mês	NO ₂ ⁻ (μmol l ⁻¹)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	<i>n</i>
Janeiro	-	-	-
Fevereiro	1,0	0,6	33
Março	1,1	0,5	100
Abril	0,8	0,4	93
Maio	1,1	0,6	97
Junho	1,3	0,8	88
Julho	0,9	0,6	78
Agosto	0,9	0,4	89
Setembro	1,5	1,0	82
Outubro	1,9	1,1	83
Novembro	2,1	1,3	78
Dezembro	1,0	0,5	69

QUADRO A.18. Concentração média por estação de nitrito.

Estação	NO ₂ ⁻ (μmol l ⁻¹)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	<i>n</i>
0.0	0,5	0,4	22
0.1	0,4	0,2	13
1.0	0,7	0,3	63
2.0	1,4	0,6	63
2.5	2,3	2,0	39
2.6	1,5	0,7	48
2.7	2,3	0,8	47
3.0	1,4	0,7	63
3.7	1,7	0,9	57
3.8	1,5	0,6	33
3.9	1,5	0,7	57
4.0	1,1	0,6	60
4.6	1,2	0,7	58
4.7	1,2	0,5	62
5.0	0,8	0,4	62
5.2	0,9	0,5	62
8.0	0,6	0,2	45
8.1	0,4	0,1	36

QUADRO A.19. Concentração média mensal de nitrato.

Mês	NO ₃ ⁻ (μmol l ⁻¹)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	<i>n</i>
Janeiro	-	-	-
Fevereiro	29	21	33
Março	24	15	100
Abril	26	21	93
Maio	21	16	96
Junho*	21	14	87
Julho	17	12	78
Agosto	16	8	89
Setembro	17	12	82
Outubro	20	11	82
Novembro	21	13	78
Dezembro	21	10	69

* Não inclui um valor extremo.

QUADRO A.20. Concentração média por estação de nitrato.

Estação	NO ₃ ⁻ (μmol l ⁻¹)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	<i>n</i>
0.0	52	17	22
0.1	29	9	13
1.0	47	15	63
2.0	34	11	63
2.5*	31	11	38
2.6	32	10	48
2.7	28	9	47
3.0	18	6	63
3.7	17	6	57
3.8	19	6	33
3.9	19	6	57
4.0	12	4	60
4.6	12	4	58
4.7	13	4	62
5.0	10	4	62
5.2	10	4	62
8.0	7	2	45
8.1	6	2	36

* Não inclui um valor extremo.

QUADRO A.21. Relação entre as concentrações médias mensais de amónia (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-).

Azoto inorgânico dissolvido ($\mu\text{mol l}^{-1}$)				
Mês	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	Total
Janeiro	-	-	-	-
Fevereiro	6,9 (19%)	1,0 (3%)	29 (78%)	37
Março	7,4 (23%)	1,1 (3%)	24 (74%)	33
Abril	5,4 (17%)	0,8 (2%)	26 (81%)	32
Mai	6,4 (22%)	1,1 (4%)	21 (74%)	29
Junho	7,3 (25%)	1,3 (4%)	21 (71%)	30
Julho	9,7 (36%)	0,9 (3%)	17 (61%)	27
Agosto	4,8 (22%)	0,9 (4%)	16 (74%)	22
Setembro	8,3 (31%)	1,5 (6%)	17 (63%)	27
Outubro	9,9 (31%)	1,9 (6%)	20 (63%)	32
Novembro	10,5 (31%)	2,1 (6%)	21 (62%)	34
Dezembro	9,6 (31%)	1,0 (3%)	21 (66%)	31

QUADRO A.22. Relação entre as concentrações médias por estação de amónia (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-).

Azoto inorgânico dissolvido ($\mu\text{mol l}^{-1}$)				
Estação	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	Total
0.0	3,4 (6%)	0,5 (1%)	52 (93%)	56
0.1	3,7 (11%)	0,4 (1%)	29 (87%)	33
1.0	3,2 (6%)	0,7 (1%)	47 (92%)	51
2.0	7,8 (18%)	1,4 (3%)	34 (79%)	43
2.5	8,7 (20%)	2,3 (5%)	31 (74%)	42
2.6	8,0 (19%)	1,5 (4%)	32 (77%)	42
2.7	22,2 (42%)	2,3 (4%)	28 (53%)	52
3.0	9,4 (33%)	1,4 (5%)	18 (62%)	29
3.7	16,4 (47%)	1,7 (5%)	17 (48%)	35
3.8	8,4 (29%)	1,5 (5%)	19 (66%)	29
3.9	8,6 (29%)	1,5 (5%)	19 (66%)	29
4.0	6,0 (31%)	1,1 (6%)	12 (63%)	19
4.6	6,9 (34%)	1,2 (6%)	12 (60%)	20
4.7	5,6 (29%)	1,2 (6%)	13 (65%)	20
5.0	5,4 (34%)	0,8 (5%)	10 (61%)	16
5.2	6,0 (34%)	0,9 (5%)	10 (60%)	17
8.0	2,6 (26%)	0,6 (6%)	7 (69%)	10
8.1	1,3 (18%)	0,4 (6%)	6 (77%)	7

QUADRO A.23. Concentração média mensal de sílica.

Mês	SiO ₂ (μmol l ⁻¹)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	<i>n</i>
Janeiro	-	-	-
Fevereiro	28,1	23,3	33
Março	26,6	25,8	97
Abril	12,4	25,8	91
Mai	11,2	20,0	92
Junho	16,4	24,5	89
Julho	15,9	21,1	77
Agosto	17,0	21,4	88
Setembro	25,9	22,9	81
Outubro	32,3	31,5	85
Novembro	31,7	36,9	78
Dezembro	27,9	24,3	65

QUADRO A.24. Concentração média por estação de sílica.

Estação	SiO ₂ (μmol l ⁻¹)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	<i>n</i>
0.0	52,7	29,6	21
0.1	145,3	56,5	13
1.0	46,8	24,7	58
2.0	29,2	21,5	63
2.5	47,7	48,7	39
2.6	26,8	16,1	48
2.7	25,1	14,0	46
3.0	14,9	7,8	63
3.7	18,1	17,5	53
3.8	14,6	10,3	31
3.9	14,8	9,1	57
4.0	11,7	8,3	61
4.6	11,4	7,6	58
4.7	11,6	6,9	59
5.0	11,1	7,9	63
5.2	9,5	5,3	62
8.0	8,7	4,4	45
8.1	5,5	2,4	36

QUADRO A.25. Relação entre as concentrações médias mensais de fosfato (PO_4^{3-}), azoto inorgânico dissolvido (DIN) e sílica (SiO_2).

Mês	Nutrientes ($\mu\text{mol l}^{-1}$)			Total
	PO_4^{3-}	DIN	SiO_2	
Janeiro	-	-	-	-
Fevereiro	1,1 (2%)	37 (56%)	28,1 (43%)	66
Março	2,5 (4%)	33 (53%)	26,6 (43%)	62
Abril	2,9 (6%)	32 (68%)	12,4 (26%)	47
Maió	2,7 (6%)	29 (67%)	11,2 (26%)	42
Junho	3,4 (7%)	30 (60%)	16,4 (33%)	49
Julho	3,1 (7%)	27 (59%)	15,9 (34%)	46
Agosto	-	22	17,0	-
Setembro	4,0 (7%)	27 (47%)	25,9 (46%)	57
Outubro	3,1 (5%)	32 (48%)	32,3 (48%)	68
Novembro	3,6 (5%)	34 (49%)	31,7 (46%)	69
Dezembro	5,4 (8%)	31 (48%)	27,9 (43%)	64

QUADRO A.26. Relação entre as concentrações médias por estação de fosfato (PO_4^{3-}), azoto inorgânico dissolvido (DIN) e sílica (SiO_2).

Estação	Nutrientes ($\mu\text{mol l}^{-1}$)			Total
	PO_4^{3-}	DIN	SiO_2	
0.0	4,5 (4%)	56 (49%)	52,7 (47%)	113
0.1	1,7 (1%)	33 (18%)	145,3 (81%)	180
1.0	5,4 (5%)	51 (49%)	46,8 (45%)	103
2.0	4,2 (5%)	43 (56%)	29,2 (38%)	77
2.5	4,3 (5%)	42 (45%)	47,7 (51%)	94
2.6	4,3 (6%)	42 (57%)	26,8 (37%)	73
2.7	4,2 (5%)	52 (64%)	25,1 (31%)	82
3.0	3,7 (8%)	29 (61%)	14,9 (31%)	47
3.7	3,3 (6%)	35 (62%)	18,1 (32%)	56
3.8	3,0 (6%)	29 (62%)	14,6 (31%)	47
3.9	3,6 (8%)	29 (61%)	14,8 (31%)	48
4.0	2,6 (8%)	19 (57%)	11,7 (35%)	34
4.6	2,6 (8%)	20 (59%)	11,4 (33%)	34
4.7	2,9 (9%)	20 (57%)	11,6 (34%)	34
5.0	2,5 (8%)	16 (54%)	11,1 (38%)	30
5.2	2,2 (8%)	17 (60%)	9,5 (33%)	29
8.0	1,2 (6%)	10 (51%)	8,7 (43%)	20
8.1	0,8 (6%)	7 (53%)	5,5 (41%)	13

QUADRO A.27. Valor médio mensal da carência bioquímica de oxigénio.

Mês	CBO ₅ (mg l ⁻¹)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	<i>n</i>
Janeiro	-	-	-
Fevereiro	3,1	0,9	32
Março	2,6	1,2	45
Abril	2,1	0,9	23
Maio	-	-	-
Junho	2,1	0,8	24
Julho	-	-	-
Agosto	2,1	0,6	21
Setembro	1,8	0,9	10
Outubro	1,6	1,0	17
Novembro	2,6	1,8	19
Dezembro	2,5	1,1	13

QUADRO A.28. Valor médio por estação da carência bioquímica de oxigénio.

Estação	CBO ₅ (mg l ⁻¹)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	<i>n</i>
0.0	2,4	1,6	9
0.1	2,2	0,8	2
1.0	1,8	1,2	17
2.0	2,8	1,4	21
2.5	2,5	0,9	11
2.6	2,8	1,2	14
2.7	2,4	1,5	11
3.0	2,5	0,7	25
3.7	2,6	1,0	16
3.8	2,0	0,8	10
3.9	1,9	0,7	16
4.0	2,7	0,4	6
4.6	2,0	1,1	9
4.7	1,8	1,0	12
5.0	2,8	0,4	6
5.2	2,4	1,2	11
8.0	3,5	1,3	5
8.1	5,3	0,2	3

QUADRO A.29. Concentração média mensal de oxigénio dissolvido.

Mês	O ₂ (mg l ⁻¹)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	<i>n</i>
Janeiro	-	-	-
Fevereiro	8,1	0,8	33
Março	8,0	1,3	90
Abril	7,7	1,0	93
Maió	7,2	1,4	79
Junho	6,8	1,1	86
Julho	6,5	1,0	79
Agosto	7,6	0,9	72
Setembro	6,5	0,9	65
Outubro	6,4	1,1	76
Novembro	6,8	1,1	72
Dezembro	8,2	1,2	59

QUADRO A.30. Concentração média por estação de oxigénio dissolvido.

Estação	O ₂ (mg l ⁻¹)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	<i>n</i>
0.0	8,3	1,3	22
0.1	8,7	1,5	12
1.0	7,7	1,6	63
2.0	8,3	1,5	54
2.5	6,8	1,4	39
2.6	7,9	1,0	41
2.7	5,7	1,2	40
3.0	7,0	0,7	63
3.7	6,2	1,2	48
3.8	6,9	0,6	34
3.9	6,8	0,7	60
4.0	7,2	0,9	57
4.6	7,0	1,0	48
4.7	7,2	0,9	57
5.0	7,6	1,0	60
5.2	7,4	1,0	57
8.0	7,3	0,8	26
8.1	7,6	1,5	23

QUADRO A.31. Concentração média mensal de oxigénio dissolvido em percentagem de saturação.

Mês	O ₂ em percentagem de saturação (%)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	n
Janeiro	-	-	-
Fevereiro	92	6	33
Março	96	16	90
Abril	94	9	93
Maió	90	13	79
Junho	89	15	86
Julho	87	12	79
Agosto	96	11	73
Setembro	85	12	65
Outubro	78	13	76
Novembro	80	12	72
Dezembro	84	11	59

QUADRO A.32. Concentração média por estação de oxigénio dissolvido em percentagem de saturação.

Estação	O ₂ em percentagem de saturação (%)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	n
0.0	86	12	22
0.1	88	14	13
1.0	84	16	63
2.0	96	13	54
2.5	82	16	39
2.6	92	7	41
2.7	72	13	40
3.0	88	8	63
3.7	80	14	48
3.8	89	8	34
3.9	86	8	60
4.0	91	14	57
4.6	91	14	48
4.7	91	13	57
5.0	95	13	60
5.2	92	12	57
8.0	94	10	26
8.1	97	19	23

QUADRO A.33. Valor médio mensal da profundidade de Secchi.

Mês	Profundidade de Secchi (m)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	n
Janeiro	-	-	-
Fevereiro	-	-	-
Março	-	-	-
Abril	-	-	-
Maio	0,51	0,25	6
Junho	-	-	-
Julho	0,54	0,37	25
Agosto	1,52	1,09	32
Setembro	0,73	0,72	18
Outubro	0,56	0,52	24
Novembro	0,43	0,34	23
Dezembro	0,79	0,41	19

QUADRO A.34. Valor médio por estação da profundidade de Secchi.

Estação	Profundidade de Secchi (m)		
	\bar{x}	σ_{n-1}	n
0.0	1,10	0,14	2
0.1	1,00	-	1
1.0	0,55	0,38	6
2.0	0,56	0,31	12
2.5	0,48	0,42	9
2.6	0,43	0,18	11
2.7	0,38	0,24	10
3.0	0,57	0,49	13
3.7	0,54	0,27	11
3.8	0,52	0,34	10
3.9	0,62	0,41	13
4.0	0,91	0,59	10
4.6	0,83	0,51	8
4.7	0,87	0,55	11
5.0	1,71	0,99	4
5.2	1,40	0,73	4
8.0	1,56	1,15	8
8.1	3,50	1,35	4

QUADRO A.35. Valor médio mensal do pH.

Mês	pH		
	\bar{x}	σ_{n-1}	n
Janeiro	-	-	-
Fevereiro	8,0	0,2	33
Março	8,0	0,4	89
Abril	8,2	0,4	93
Maiο	8,0	0,5	73
Junho	7,8	0,8	69
Julho	8,1	0,4	53
Agosto	7,8	0,7	80
Setembro	8,1	0,3	65
Outubro	7,8	0,6	70
Novembro	8,0	0,5	67
Dezembro	8,0	0,3	48

QUADRO A.36. Valor médio por estação do pH.

Estação	pH		
	\bar{x}	σ_{n-1}	n
0.0	7,4	0,4	22
0.1	7,3	0,5	13
1.0	7,4	0,6	57
2.0	8,0	0,5	27
2.5	7,4	0,6	39
2.6	7,7	0,8	23
2.7	8,1	0,1	40
3.0	8,1	0,4	54
3.7	8,1	0,1	48
3.8	8,1	0,3	29
3.9	8,1	0,4	51
4.0	8,4	0,2	57
4.6	8,4	0,2	48
4.7	8,3	0,2	57
5.0	8,1	0,1	57
5.2	8,2	0,2	55
8.0	7,9	0,6	33
8.1	7,9	0,7	30