



INSTITUTO
SUPERIOR
TÉCNICO

UNIVERSIDADE TÉCNICA DE LISBOA
INSTITUTO SUPERIOR TÉCNICO

MODELAÇÃO ECOLÓGICA DA RIA DE AVEIRO:
O PAPEL DAS MACROALGAS

Ana Sofia de Carvalho Saraiva
(Licenciada)

Dissertação para obtenção do grau de Mestre em
Ecologia, Gestão e Modelação dos Recursos Marinhos

Orientador: Doutor Ramiro Joaquim de Jesus Neves
Co-Orientador: Doutor Paulo Miguel Chambel Filipe Lopes Teles Leitão

Presidente: Doutor Ramiro Joaquim de Jesus Neves
Vogais: Doutor Pedro Manuel da Silva Duarte
Doutor Tiago Morais Delgado Domingos
Doutor Paulo Miguel Chambel Filipe Lopes Teles Leitão

Lisboa, Março de 2005

Resumo

Facilmente confundidos com a dinâmica natural do sistema, não é fácil nos primeiros estágios, identificar os efeitos ecológicos da Eutrofização Cultural, a qual pressupõe uma intervenção do Homem como responsável pelo enriquecimento das águas em nutrientes, acelerando no tempo o processo de eutrofização. A utilização de modelos matemáticos que descrevem os processos envolvidos no complexo ecossistema estuarino tem um papel importante na prevenção de uma evolução anormal do sistema e, conseqüentemente, na definição de uma estratégia adequada de gestão do recurso. Com o objectivo de compreender a dinâmica ecológica da Ria de Aveiro (Laguna Costeira, Portugal) é aplicado o MOHID Water Modelling System: um modelo ecológico e hidrodinâmico que permite simular os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no sistema, incluindo o crescimento de dois grupos diferentes de produtores primários (fitoplâncton e macroalgas bentónicas) e os ciclos biogeoquímicos do Azoto, Fósforo e Oxigénio. Os resultados obtidos apresentam um melhor ajuste do modelo aos valores de campo quando simulada a presença de macroalgas, tendo estas uma contribuição significativa na produção primária total do sistema e um efeito importante na dinâmica ecológica da Ria de Aveiro.

Palavras-Chave: Modelação, Laguna Costeira, Ria de Aveiro, Hidrodinâmica, Macroalgas, Fitoplâncton, Eutrofização

Abstract

The identification of Cultural Eutrophication first symptoms, assumed as an artificial nutrient enrichment of water (Man's hand), accelerating in time the eutrophication process, can be easily unsighted by natural ecosystem dynamic. The application of mathematical models representing the complex estuarine ecosystem can have an extreme importance preventing any anomalous evolution and developing proper resources management. MOHID Water Modelling System, an ecological and hydrodynamic model is applied to Ria de Aveiro (Portuguese Coastal Lagoon), with the purpose of understanding its ecological behaviour. The model simulates physical, chemical and biological processes, particularly the growth of two different groups of primary producers (phytoplankton and macroalgae) and the Nitrogen, Phosphorus and Oxygen biogeochemical cycles. Results show that the model is better adjusted to field data with macroalgae's simulation and that macroalgae can have an important contribution on total primary production and an extreme influence in Ria de Aveiro ecological behaviour.

Keywords: Modelling, Coastal Lagoon, Ria de Aveiro, Hydrodynamics, Phytoplankton, MacroAlgae, Eutrophication

AGRADECIMENTOS

A execução deste trabalho de certo não seria possível sem a colaboração de algumas pessoas que, de forma desinteressada, se mostraram disponíveis para me ceder um pouco do seu conhecimento e também do seu tempo e, às quais, devo dizer obrigado:

Ao Professor Ramiro Neves, do Departamento de Mecânica do Instituto Superior Técnico, Orientador desta tese, pela oportunidade que me foi dada para a execução da mesma.

Ao Doutor Paulo Chambel Leitão, Hidromod, co-orientador, pelo constante incentivo, construtivo espírito crítico e disponibilidade que o caracterizaram no decorrer de todo este processo.

Ao Mestre Pina e Mestre Frank pelo esclarecimento de dúvidas importantes no decorrer da dissertação, cada um na sua área específica.

À Rosa, pelas proveitosas discussões na área das macroalgas.

Ao Rodrigo, pelo apoio dado na construção da ferramenta WEBGIS.

A todos os colaboradores do Maretec que, de uma forma, ou de outra, acompanharam e/ou contribuíram para a concretização do trabalho.

Aos meus amigos, pelo encorajamento constante e alguma paciência demonstrada durante todo o processo.

Aos meus pais (São e Sérgio), Miguel, Sílvia, pelo total apoio, compreensão e incentivo e, sem dúvida, à Filipa, pela sua contribuição a vários níveis.

Ao Luís, por tudo.

ÍNDICE

INTRODUÇÃO	1
<hr/>	
I. DESCRIÇÃO DA TESE	5
1. Enquadramento	5
2. Objectivos	6
3. Metodologia	7
II. A RIA DE AVEIRO	11
<hr/>	
III. O ECOSSISTEMA ESTUARINO	17
1. Produtores Primários de Biomassa	19
1.1. Fitoplâncton	19
1.2. Macrófitas	20
1.2.1. Macroalgas	21
1.2.2. Plantas Vasculares Marinhas	21
1.3. Microfitobentos	23
1.4. Epífitos	23
2. Factores Limitantes do Crescimento	24
2.1. Nutrientes	25
2.2. Temperatura	26
2.3. Luz	26
2.4. Oxigénio Dissolvido	28
2.5. Hidrodinâmica	28
3. Interligação dos processos	29
IV. MODELAÇÃO DA PRODUÇÃO PRIMÁRIA	35
<hr/>	
1. Modelos Ecológicos	36
2. MOHID Water Modelling System	43
2.1. Hidrodinâmica	44
2.2. Advecção-Difusão	45
2.3. Transporte de Sedimentos	46
2.4. Qualidade da Água	47

V. IMPLEMENTAÇÃO DO MODELO	49
1. Simulação na Ria de Aveiro	49
2. Condições Iniciais	52
3. Condições Fronteira	53
4. Descargas na Ria de Aveiro	54
4.1.1. Rio Vouga	55
4.1.2. Rio Antuã	56
4.1.3. Rio Caster	57
4.1.4. Rio Boco	58
4.1.5. Valas de Drenagem	59
4.1.6. Quantificação Relativa das Descargas	60
VI. HIDRODINÂMICA DO SISTEMA	63
1. Circulação Transiente	64
2. Circulação Residual	67
3. Tempo de Residência	70
4. Conclusões Gerais da Hidrodinâmica do Sistema	77
VII. MODELAÇÃO ECOLÓGICA	79
1. Validação dos resultados do modelo	80
1.1. Valores Médios Anuais	80
1.2. Séries Temporais	87
2. Evolução Sazonal das Propriedades	95
3. Evolução Diária das Propriedades	100
4. Distribuição Espacial das Propriedades	105
5. Fluxos Anuais entre Zonas	109
6. Balanço Global de Azoto na Ria de Aveiro	110
7. Conclusões Gerais da Modelação Ecológica	112
VIII. FERRAMENTA WEBGIS PARA GESTÃO DE DADOS	115
CONCLUSÕES	119
Trabalhos Futuros	121
Referências Bibliográficas	122
Anexo I – Descrição Geral do Modelo Ecológico	
Anexo II – Definição das Caixas de Integração	
Anexo III – Quantificação das Descargas na Ria de Aveiro	

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Descargas na Ria de Aveiro (adaptada de ModelRia, 2001).....	12
Figura 2. Representação esquemática e simplificada dos componentes da ecologia do estuário.....	18
Figura 3. Ciclo do Azoto no meio marinho.....	26
Figura 4. Batimetria da Ria de Aveiro.....	50
Figura 5. Malha considerada na simulação da qualidade da água na Ria de Aveiro.....	50
Figura 6. Caixas de integração consideradas para a Ria de Aveiro.....	51
Figura 7. Variação sazonal da descarga do Rio Vouga.....	55
Figura 8. Variação sazonal da descarga do Rio Antuã.....	56
Figura 9. Variação sazonal da descarga do Rio Caster.....	57
Figura 10. Variação sazonal da descarga do Rio Boco.....	58
Figura 11. Contribuição relativa das descargas na primeira fase do ano mediano.....	60
Figura 12. Contribuição relativa das descargas na segunda e quarta fases do ano mediano.....	61
Figura 13. Contribuição relativa das descargas na terceira fase do ano mediano.....	62
Figura 14. Contribuição relativa das descargas para o Input Total de Azoto na Ria de Aveiro.....	62
Figura 15. Campo de velocidade em situação de enchente durante a Maré Viva.....	65
Figura 16. Campo de velocidade em situação de enchente durante a Maré Viva (interior).....	65
Figura 17. Campo de velocidade em situação de vazante durante a Maré Viva (interior).....	66
Figura 18. Campo de velocidade em situação de enchente durante a Maré Morta (interior).....	66
Figura 19. Campo de velocidade em situação de vazante durante a Maré Morta (interior).....	67
Figura 20. Fluxo residual na Ria de Aveiro.....	68
Figura 21. Fluxo residual na Ria de Aveiro (Zona Central).....	68
Figura 22. Fluxo residual na Ria de Aveiro (Canal de Principal e Canal de Ilhavo).....	69
Figura 23. Fluxo residual na Ria de Aveiro (Zona da Embocadura).....	69
Figura 24. Variação do volume de água no interior da Ria de Aveiro durante o período de simulação.....	70
Figura 25. Distribuição inicial das partículas lagrangeanas na Ria de Aveiro.....	71
Figura 26. Distribuição das partículas após 10 dias de simulação.....	72
Figura 27. Distribuição das partículas após 20 dias de simulação.....	72
Figura 28. Evolução da fracção de partículas lagrangeanas no interior do estuário.....	73
Figura 29. Troca de água entre caixas após 5 dias de simulação.....	75
Figura 30. Troca de água entre caixas após 10 dias de simulação.....	76
Figura 31. Troca de água entre caixas após 20 dias de simulação.....	76
Figura 32. Estações de amostragem utilizadas e Caixas de Integração consideradas.....	80
Figura 33. Concentração média anual de amónia (modelo vs. medidas de campo).....	82
Figura 34. Concentração média anual de nitrato (modelo vs. medidas de campo).....	82
Figura 35. Concentração média anual de fitoplâncton (modelo vs. medidas de campo).....	83
Figura 36. Concentração média anual de zooplâncton (modelo vs. medidas de campo).....	84
Figura 37. Concentração média anual de oxigénio (modelo vs. medidas de campo).....	84
Figura 38. Valores médios anuais de concentração obtidos pelo modelo (COM e SEM macroalgas).....	85
Figura 39. Concentração média anual de sedimentos (modelo vs. medidas de campo).....	86

Figura 40. Estações de amostragem utilizadas para a validação dos resultados do Sistema MOHID.....	88
Figura 41. Resultados obtidos pelo modelo na Estação MR1 (Petrogal).....	89
Figura 42. Resultados obtidos pelo modelo na Estação MR2 (Espinheiro).....	90
Figura 43. Resultados obtidos pelo modelo na Estação MR3 (Murtosa).....	91
Figura 44. Resultados obtidos pelo modelo na Estação MR5 (Moranzel).....	92
Figura 45. Resultados obtidos pelo modelo na Estação MR6 (Vista Alegre).....	93
Figura 46. Resultados obtidos pelo modelo na Estação MR7 (Vagueira).....	94
Figura 47. Evolução média anual das propriedades na Ria de Aveiro (COM e SEM macroalgas).....	96
Figura 48. Evolução média anual de fitoplâncton e zooplâncton na Ria de Aveiro (COM e SEM Macroalgas).....	97
Figura 49. Evolução da biomassa de macroalgas (kg/m ²) ao longo de seis anos consecutivos.....	98
Figura 50. Evolução da biomassa de macroalgas (kg/m ²) ao longo de um ano.....	98
Figura 51. Evolução anual dos factores limitantes do crescimento das macroalgas.....	99
Figura 52. Evolução anual dos factores limitantes do crescimento do fitoplâncton (COM e SEM macroalgas).....	100
Figura 53. Evolução da concentração das propriedades (COM e SEM macroalgas) na Estação MR3 (Murtosa) entre os dias 24 e 28 de Maio.....	102
Figura 54. Evolução da concentração de macroalgas e nutrientes na Estação MR3 (Murtosa) entre os dias 24 e 28 de Maio.....	104
Figura 55. Evolução da Concentração de Amónia (Simulação COM macroalgas) entre os dias 15 e 29 de Maio.....	104
Figura 56. Distribuição espacial média de fitoplâncton no mês de Maio (COM e SEM macroalgas).....	105
Figura 57. Distribuição espacial média de amónia no mês de Maio (COM e SEM macroalgas).....	106
Figura 58. Distribuição espacial média de nitrato no mês de Maio (COM e SEM macroalgas).....	106
Figura 59. Distribuição espacial média de Sedimentos no mês de Maio (COM e SEM macroalgas).....	107
Figura 60. Distribuição espacial das macroalgas após 6 anos de simulação.....	107
Figura 61. Comparação entre a distribuição de macroalgas observada e obtida pelo MOHID.....	109
Figura 62. Fluxos médios anuais de massa entre zonas do estuário (COM e SEM macroalgas).....	110
Figura 63. Balanço total das propriedades (COM e SEM macroalgas).....	111
Figura 64. Apresentação da ferramenta WEBGIS para a gestão e pesquisa de dados na Ria de Aveiro.....	117
Figura 65. Acesso a pesquisa de dados de Parâmetros.....	117
Figura 66. Acesso a pesquisa de dados de Campanhas.....	117
Figura 67. Exemplo de utilização: localização georeferenciada das estações de amostragem.....	118
Figura 68. Exemplo de resultado da pesquisa de dados de Azoto Amoniacal.....	118

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Condições iniciais para a simulação da qualidade da água na Ria de Aveiro.....	52
Tabela 2. Características da fronteira marítima.....	53
Tabela 3. Quantificação da descarga do Rio Vouga.....	56
Tabela 4. Quantificação da descarga do Rio Antuã.....	57
Tabela 5. Quantificação da descarga do Rio Caster.....	58
Tabela 6. Quantificação da descarga do Rio Boco.....	59
Tabela 7. Quantificação da descarga das valas de drenagem no Canal de Mira.....	59
Tabela 8. Descargas de água doce na simulação dos processos hidrodinâmicos [m ³ /s].....	64

INTRODUÇÃO

A mistura de água doce e salina confere às zonas estuarinas características muito particulares, pelas quais são consideradas como local de “nursery” para muitas espécies de organismos. As constantes fontes de nutrientes presentes, seja através de descargas vindas de terra ou por “reciclagem” dentro do próprio sistema, associadas à moderação da temperatura, fazem dos estuários sistemas eutróficos, ou produtivos, onde, globalmente, se estima uma maior actividade de produção primária. Associado às zonas estuarinas surge muitas vezes o conceito de eutrofização, cuja definição não é, no entanto consensual. Scott Nixon (1995) apresenta uma definição aceite pela generalidade da comunidade científica ao considerar a eutrofização como o aumento dos fluxos de matéria orgânica no meio aquático, associando directamente a eutrofização ao consumo de oxigénio. Assim, o fenómeno da eutrofização é um fenómeno natural que, englobando um conjunto de processos, permite aumentar a quantidade de biomassa à custa do consumo de nutrientes, não sendo, necessariamente negativo para o ecossistema.

Mas se o estuário se revela como um local escolhido para o estabelecimento de espécies animais e vegetais, a sua importância é igualmente reconhecida pelo Homem. As suas margens são locais privilegiados para implantação de alguns tipos de indústria, devido à proximidade do rio, assim como para a prática de agricultura, o que conduz a uma pressão urbanística bastante acentuada. Associados a esta ocupação, na área envolvente do estuário surgem resíduos provocados pela actividade humana, onde se incluem não só as águas residuais domésticas, mas também descargas industriais (fontes pontuais) e efluentes resultantes da lixiviação dos campos agrícolas fertilizados (fontes difusas). Muitos destes resíduos, ricos em nutrientes e matéria orgânica, têm como destino final as zonas costeiras, aumentando, por vezes de forma muito significativa, o *input* de nutrientes no sistema. Esta entrada artificial de nutrientes, em particular azoto e fósforo, na maior parte dos casos, funciona como um estímulo imediato para o crescimento exagerado de algas e de plantas aquáticas superiores, o que associado à depleção do oxigénio pode provocar um desequilíbrio no ecossistema (Nixon, 1995; Flindt *et al.*, 1999; Smith *et al.*, 1999; Havens *et al.*, 2001; Grall and Chauvaud, 2002). Deste desequilíbrio resulta o que se chama um sistema eutrofizado, que é, no fundo, um ecossistema em regressão, de consequências desfavoráveis para todos os seres que dele dependem, incluindo o Homem. Este conjunto de processos, normalmente designado por Eutrofização Cultural, pressupõe uma intervenção do Homem, como agente responsável pelo enriquecimento das águas naturais (Goldman and Horne, 1983; Carpenter *et al.*, 2000 *in* Havens *et al.*, 2001), acelerando no tempo todo o processo.

Não é fácil, nos primeiros estágios, identificar os efeitos ecológicos da Eutrofização Cultural, uma vez que é difícil distingui-los da dinâmica natural do sistema. Como consequência, a eutrofização é só geralmente reconhecida quando se encontra na fase final do processo, onde os efeitos ecológicos são já óbvios e dramáticos. Os sintomas eutróficos, isto é, os sintomas característicos de um sistema com tendência a evoluir para um sistema eutrofizado, são prejudiciais para a maior parte das espécies que dele dependem e para o próprio Homem, incluindo riscos de graves doenças e mesmo morte (Bricker *et al.*, 1999). Assim, surge cada vez mais o interesse por este fenómeno, no sentido de reverter a situação quando esta se encontra nas suas etapas iniciais.

Apesar de a eutrofização ser, talvez, o problema mais antigo de qualidade da água criado pelo Homem, a avaliação da eutrofização costeira está ainda hoje numa fase embrionária, em constante evolução e aperfeiçoamento. Os estudos científicos recaem por um lado no conhecimento mais aprofundado dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no sistema, e por outro lado na utilização de modelos capazes de os descrever, com o objectivo de prever o comportamento do sistema quando sujeito a uma variação de condições. É, neste sentido, que o estudo do estuário, segundo uma perspectiva de qualidade da água, tem vindo a despertar interesse.

A utilização de modelos matemáticos, que descrevem de forma aproximada os processos envolvidos no complexo ecossistema estuarino, tem um papel importante na prevenção de uma evolução anormal do processo. Da análise dos comportamentos do sistema podem resultar algumas conclusões que se revelam fundamentais para o estabelecimento de um diagnóstico do estuário, assegurando uma base científica para uma adequada gestão do recurso.

I. Descrição da Tese

1. Enquadramento

A qualidade da água da Ria de Aveiro, como em qualquer outro sistema, surge como o resultado da conjugação de diversos factores, pelo que o seu estudo deve implicar uma análise pormenorizada dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no sistema. Os processos físicos são, aliás, aqueles que condicionam, em grande medida, a extensão dos restantes, uma vez que são os responsáveis pelo transporte da água que constitui o meio onde a maior parte dos processos se desenrola. Neste sentido, a modelação ecológica da Ria de Aveiro requer a simulação matemática de um grande número de processos, englobando e interligando diferentes áreas do conhecimento.

No caso particular da Ria de Aveiro a existência do chamado moliço, vulgarmente utilizado como fertilizante nos terrenos agrícolas, é uma das suas principais características. O moliço é constituído por uma mistura de plantas vasculares marinhas e algas e a sua exploração foi assumida, em tempos, como uma das principais actividades económicas da região, atendendo ao grande número de trabalhadores dependentes unicamente desta actividade. A existência de moliço no interior da Ria de Aveiro não pode ser desprezada no estudo dos fenómenos da qualidade da água, pois, além do papel económico, o moliço detém um também um importante papel ecológico.

O MOHID Water Modelling System surge como uma ferramenta apropriada para a modelação ecológica na Ria de Aveiro, no sentido em que permite simular os principais processos físicos e também os processos químicos e biológicos que ocorrem no meio aquático. Este sistema de modelos detém já uma vasta série de aplicações na modelação ecológica de sistemas estuarinos (Antunes, 1998; Pina, 2001; INAG/MARETEC, 2002; INAG/MARETEC, 2003; Leitão, 2003, entre outros). Em todas estas aplicações é considerado o fitoplâncton como único produtor primário de biomassa. Os novos desenvolvimentos do MOHID (Trancoso, 2002) permitem, neste momento, simular um novo grupo de organismos fotossintéticos – as macroalgas, pelo que agora se encontrará em melhor posição para simular os processos biológicos que ocorrem na Ria de Aveiro.

2. Objectivos

Tendo em conta as novas necessidades do MOHID Water Modelling System, que deve ser implementado e testado em sistemas reais, e as necessidades de modelação da Ria de Aveiro, o principal objectivo deste estudo é compreender a importância ecológica das macroalgas na Ria de Aveiro e, ao mesmo tempo, testar esta nova capacidade do modelo. Sendo a existência de moliço uma das principais características da Ria de Aveiro, é possível, à partida, colocar a seguinte hipótese: se o moliço detém, no sistema da Ria de Aveiro, uma função ecológica importante, então a simulação de uma propriedade do tipo macroalgas (um dos principais constituintes do moliço) pelo sistema MOHID permitirá obter resultados mais próximos dos valores de campo registados nas várias estações de amostragem. É sob esta hipótese que se

desenvolve a dissertação que além deste objectivo concreto pretende, acima de tudo, contribuir para melhorar a caracterização da Ria de Aveiro. A contribuição original da dissertação resume-se, assim, na aplicação do MOHID Water Modelling System explorando todas as suas potencialidades para a simulação ecológica de uma zona estuarina, constituindo, em si mesma, uma referência em termos de metodologia de implementação e análise de resultados do modelo. Ao longo deste estudo foi ainda desenvolvida uma ferramenta WEBGIS, disponível através da Internet, para armazenamento e consulta de dados de campo registados na Ria de Aveiro.

3. Metodologia

De forma a cumprir o objectivo proposto, são considerados os resultados de duas simulações da aplicação do Sistema MOHID à Ria de Aveiro: a primeira considera o fitoplâncton como único produtor primário de biomassa (SEM macroalgas) e a segunda simulação considera a existência de fitoplâncton e de macroalgas (COM macroalgas). Através da comparação dos resultados obtidos nas duas simulações é possível concluir acerca da influência das macroalgas no sistema ecológico da ria. A análise dos resultados baseia-se, então, na comparação de valores de concentração e fluxos de massa de várias propriedades, calculadas pelo modelo nos dois cenários, analisando tanto a sua evolução diária e anual, como a sua distribuição espacial no interior da Ria.

O método seguido reflecte-se na própria organização da dissertação, pelo que se opta por descrever, de forma sucinta, os sete blocos principais que constituem o corpo do trabalho:

Capítulo II, A Ria de Aveiro

Este capítulo descreve, de uma forma geral, algumas características da Ria de Aveiro, incluindo não só aspectos relativos a questões ecológicas, mas também aspectos que se prendem com as suas principais actividades sócio-económicas que, muitas vezes, influenciam e determinam todo o equilíbrio do sistema.

Capítulo III, Produção Primária em Estuários

Neste capítulo é feita uma sumária revisão de alguns conceitos e processos intervenientes nas zonas estuarinas, relacionados com a produção primária, evidenciando os principais factores que influenciam a sua variação temporal e espacial.

Capítulo IV, Modelação dos Processos Envolvidos

A modelação dos processos envolvidos pode utilizar vários tipos de ferramentas. Neste capítulo são descritos alguns modelos utilizados para a simulação da produção primária. Após esta primeira revisão, é então descrito o modelo utilizado neste estudo (MOHID Water Modelling System), bem como os principais pressupostos assumidos. Como complemento, apresenta-se o Anexo I onde é descrito, com detalhe, o modo de funcionamento do MOHID, descrevendo as equações principais, parâmetros e taxas utilizadas na simulação da qualidade da água na Ria de Aveiro.

Capítulo V, Implementação do Modelo

A aplicação do sistema MOHID à Ria de Aveiro requer o estabelecimento de condições específicas. Neste capítulo são descritas as condições iniciais e fronteira utilizadas nas simulações, bem como as descargas consideradas: Rio Caster, Rio Boco, Rio Vouga, Rio Antuã e Valas de Drenagem Artificiais no canal de Mira, incluindo uma breve descrição do tratamento de dados que deram origem à sua quantificação. Como complemento apresenta-se o Anexo II onde é descrito, com detalhe, o intenso tratamento de dados efectuado, evidenciando as considerações que lhe serviram de base e que permitiram a caracterização das descargas na Ria, e o Anexo III, referente aos critérios de delimitação das caixas de integração consideradas para a análise de resultados.

Capítulo VI, Hidrodinâmica do Sistema

O estudo da qualidade da água na Ria de Aveiro implica uma análise das condições hidrodinâmicas do meio, uma vez que estas se encontram na base de todo o sistema. Neste capítulo, embora que de uma forma geral, são apresentados os principais resultados das simulações hidrodinâmicas efectuadas, que permitem uma análise mais completa dos resultados da qualidade da água. O tempo de residência da água no interior da Ria de Aveiro, calculado a partir dos resultados obtidos na simulação hidrodinâmica, revela-se uma propriedade importante na qualidade da água, permitindo, muitas vezes, explicar diferentes dinâmicas ecológicas entre sistemas.

Capítulo VII, Modelação Ecológica

São apresentados e discutidos, neste capítulo, os resultados da modelação ecológica na Ria de Aveiro nos dois cenários em estudo. Estes são comparados sob o ponto de vista das concentrações das propriedades relevantes no estudo, analisando diferenças em termos de valores médios, evolução diária e sazonal, distribuição espacial e ainda em termos de fluxos de massa entre as várias zonas do estuário.

Capítulo VI, Ferramenta WEBGIS para Gestão de Dados

Paralelamente à utilização do MOHID Water Modelling System para a modelação da qualidade da água na Ria de Aveiro foi desenvolvida uma aplicação WEBGIS que permite o armazenamento, organização e pesquisa de dados de campo recolhidos na Ria. A aplicação permite, através de um Sistema de Informação Geográfica, consultar e visualizar as várias estações de amostragem. Este capítulo descreve, muito sumariamente, a ferramenta construída e fornece algumas indicações para a sua utilização.

Apresentam-se, por fim, as Conclusões do trabalho, evidenciando os resultados que se consideram mais importantes, bem como as principais lacunas na execução do estudo, sugerindo desenvolvimentos futuros.

II. A Ria de Aveiro

Contrariando o nome que lhe foi atribuído, a Ria de Aveiro não pode, efectivamente, ser considerada uma Ria. Segundo Von Richtofen (1886), nas “verdadeiras” Rias, como é caso das Rias Galegas, a zona de costa é caracterizada pela existência de regiões montanhosas, que se estendem perpendicularmente à linha de costa e, nessa situação, o mar avança sem muita dificuldade por entre a terra, preenchendo os vales profundos entre as montanhas (Figueras, 1985). Na Ria de Aveiro, pelo contrário, a difícil comunicação com o mar é feita através de uma passagem de dimensões reduzidas. Assim, a chamada Ria de Aveiro pode ser definida como uma laguna costeira, isto é, uma vasta lagoa que se encontra em comunicação com o mar, por intermédio de uma embocadura de dimensões reduzidas (Barrosa, 1985).

A Ria estende-se por cerca de 45 km ao longo da costa Ocidental de Portugal, desde Ovar até Mira, atingindo, na zona central, uma largura máxima de 10 km. Do lado do mar, a Ria é fechada por um cordão litoral arenoso, apresentando uma única descontinuidade, medindo aproximadamente 1,3 km de comprimento, 350 m de largura e 20 m de profundidade (Dias *et al.*, 2000), que corresponde à barra artificial, construída em 1808.

A Ria de Aveiro é caracterizada por baixas profundidades, entre 0 e 3 m, sendo frequentes profundidades inferiores a 1 m (Silva, 1985). Nos canais de navegação a profundidade máxima, de cerca de 7 m, é mantida artificialmente (Dias *et al.*, 2000). A Ria de Aveiro é ainda caracterizada pela existência de um sistema de ilhas entrecortadas por canais, sendo possível distinguir cinco canais principais, na cabeceira de cada um dos quais se considera a existência de uma descarga principal de água doce (Figura 1). Assim, ao Canal Principal ou Espinheiro está associada a descarga do Rio Vouga; ao Canal de S. Jacinto/Ovar o Rio Caster; ao Canal da Murtosa o Rio Antuã; ao Canal de Ílhavo o Rio Boco e, por último, no Canal de Mira considera-se a existência de um conjunto de valas de drenagem que desaguam na zona da Barrinha de Mira, funcionando como uma entrada de água doce no interior da ria (IHRH, 1994; ModelRia, 2001).

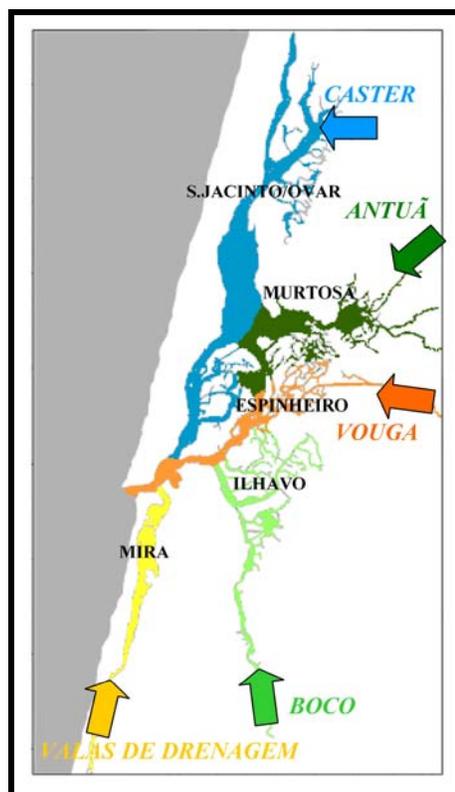


Figura 1. Descargas na Ria de Aveiro (adaptada de ModelRia, 2001).

Em termos históricos, a Ria de Aveiro é relativamente recente e resulta de um processo de deposição intensa de sedimentos (entre os séculos X e XVIII) numa extensa baía que se desenvolvia, sensivelmente, entre Espinho e o Cabo Mondego (Barrosa, 1985). Tratando-se de uma zona costeira, a Ria de Aveiro não é um sistema estacionário. O seu aparente

equilíbrio tem sido mantido artificialmente, desde 1808, recorrendo a constantes intervenções de engenharia na embocadura, que permitem a manutenção da comunicação com o mar. Esta intervenção humana surgiu na sequência de uma crise sócio-económica, motivada pela redução das principais actividades de pesca e salicultura, como consequência da diminuição da influência marinha e do progressivo assoreamento da laguna. Mas, da manutenção da influência marinha na Ria de Aveiro não depende apenas o Homem. É exactamente devido a esta influência que, no seio da laguna e zonas envolventes, é possível encontrar uma diversidade de biótopos (águas livre, ilhas com vegetação, vasas e lodos, sapais, salinas, campos agrícolas e dunas) com grande importância do ponto de vista ecológico. Constituindo um habitat permanente de flora e fauna riquíssimos, a Ria de Aveiro serve também de etapa fundamental nas migrações aquáticas. Esta região constitui para as aves aquáticas não só um local de nidificação ou invernada, mas também um local de abrigo, descanso e alimentação durante as suas viagens migratórias (Reis, 1985). De entre estes biótopos destacam-se os sapais, marginando uma grande parte dos canais da ria e cobrindo muitas ilhas existentes na laguna. Além de constituírem um habitat com características únicas, os sapais funcionam como zonas de depuração de águas contaminadas e como zonas altamente produtivas. No leito da Ria, constituída por areias e/ou sedimentos argilosos, forma-se o moliço, frequentemente utilizado pela populações locais como fertilizante natural para enriquecer as terras. Do ponto de vista botânico, o moliço é constituído por algas, pertencentes aos géneros *Enteromorpha* (conhecida por 'limo' ou 'folhado'), *Ulva* (conhecida por 'folha'), *Ceramium*, e por algumas plantas aquáticas superiores do grupo *Monocotyledones*, a *Zostera marina* (conhecida por 'fita') e *Zostera noltii* (conhecida por 'sirgo', 'musgo', 'seba', ou 'cirgo'), *Potamogeton pectinatus* ('rabo'), e algumas espécies do género *Ruppia*: *R. cirrhosa* e a *R. maritima*, ambas conhecidas por 'erva', 'erva-do-arganel' ou 'sirgo' (<http://www.biorede.ua.pt/>). A sua composição varia espacialmente, ao longo de um gradiente de salinidade e de diferentes características granulométricas do sedimento.

Durante séculos, a apanha do moliço como actividade paralela à agricultura, foi uma das principais actividades na Ria de Aveiro. O declínio desta actividade encontra-se relacionado com as alterações sócio-económicas, aliadas à alteração na distribuição do moliço (como consequência das modificações nas características hidrológicas da laguna associadas às obras portuárias) e, principalmente, devido ao advento dos adubos químicos. A diminuição da

colheita permitiu a proliferação do moliço em alguns canais, tornando-o prejudicial à navegação motorizada e, provavelmente, contribuindo para a aceleração do processo de assoreamento dos canais (Silva, 1985). A acumulação contínua de algas no fundo terá certamente uma influência muito significativa na dinâmica ecológica da ria, favorecendo a ocorrência de determinados processos em detrimento de outros.

Além da apanha do moliço, na Ria de Aveiro e terrenos envolventes, sempre se desenvolveram e continuam a desenvolver numerosas actividades, economicamente rentáveis e com resultados francamente positivos para a vida das populações ribeirinhas.

Em tempos, não muito remotos, a Ria de Aveiro constituía uma via de comunicação e transporte privilegiada entre os vários canais ribeirinhos. Hoje em dia, com o claro desenvolvimento das vias terrestres, agora mais rápidas, cómodas e até mais económicas, a actividade de transporte marítimo no interior da Ria já não tem muito significado. No entanto, a actividade portuária sofreu um grande incremento através da construção de dois novos Portos (porto comercial e porto de pesca). O desenvolvimento desta actividade tem importantes consequências económicas na região, mas implica também um conjunto de intervenções, entre as quais as constantes obras de dragagem da embocadura com efeitos, por vezes negativos, nas restantes actividades lagunares.

A actividade piscatória representa ainda uma importante fonte de rendimento para as populações ribeirinhas. Contudo, nem sempre a utilização deste recurso é feita de forma racional. A utilização de determinadas artes de pesca com uma malhagem reduzida é muito prejudicial para manutenção de populações viáveis, na medida em que captura espécimes juvenis.

A actividade agrícola e pecuária dispõe de excelentes condições nos campos envolventes da laguna. A presença da ria (porque mantém os níveis freáticos elevados) torna as terras frescas e húmidas e a existência de maré permite ainda o excesso de água nos campos.

A produção de sal constituiu uma riqueza apreciável da beirada lagunar, sendo a área

ocupada pelas salinas cerca de 1500 ha (Reis, 1985), embora muitas delas estejam já abandonadas. Hoje esta actividade encontra-se em franco e irreversível declínio em consequência da falta de mão-de-obra e em virtude das características geológicas das salinas não consentirem a sua mecanização (Barrosa, 1985). Algumas destas áreas têm sido reaproveitadas para a prática de aquacultura ou piscicultura.

A indústria, com destaque para o sector químico, é também encarada como um factor de desenvolvimento da região da Ria de Aveiro. Durante largos anos, a indústria química marcou, de uma forma muito intensiva, a qualidade da água da laguna, devido ao ineficiente ou inexistente tratamento dos seus efluentes. Hoje em dia, com a implementação do projecto de despoluição da Ria de Aveiro e a consequente criação do sistema intermunicipal de saneamento (SimRia), a situação tende a reverter e os problemas de compatibilização ambiental da indústria com o ambiente e saúde pública poderão estar resolvidos ou, pelo menos, minimizados.

III. O Ecossistema Estuarino

Como em qualquer outro sistema, a existência e desenvolvimento das comunidades pertencentes ao estuário dependem da presença de energia biológica assimilável. A base da cadeia trófica é constituída por organismos autotróficos ou produtores primários, isto é, organismos capazes de utilizar a energia na sua forma primária (fotossintéticos ou quimiossintéticos). Seguindo a cadeia trófica, estes seres são depois utilizados por outros organismos, denominados por heterotróficos.

O estudo da produção primária não pode, assim, ser efectuado sem um conhecimento de todas as condições envolventes (químicas, físicas e biológicas), o que implica uma análise, embora que global, do ciclo de vida dos organismos pertencentes aos níveis tróficos seguintes.

Existe, no ecossistema marinho, uma grande variedade de grupos e espécies de produtores primários. Em geral, é possível distinguir quatro grupos funcionais de seres fotossintéticos: fitoplâncton, macrófitas (que inclui macroalgas e plantas vasculares marinhas), microfitobentos e ainda epífitos (Sze, 1993; Parslow *et al.*, 2004). A contribuição relativa de

cada um destes tipos de organismos na produção total de biomassa depende não só da morfologia do estuário, que condiciona todas as características físicas do meio em que se encontram, mas também da competição existente entre os vários grupos e herbivoria por parte dos níveis tróficos superiores.

A Figura 2 tenta, de uma forma esquemática e simplista, representar a distribuição dos vários tipos funcionais de organismos pertencentes ao ecossistema estuarino, considerando os dois subsistema existentes: pelágico (coluna de água) e bentónico (fundo do estuário).

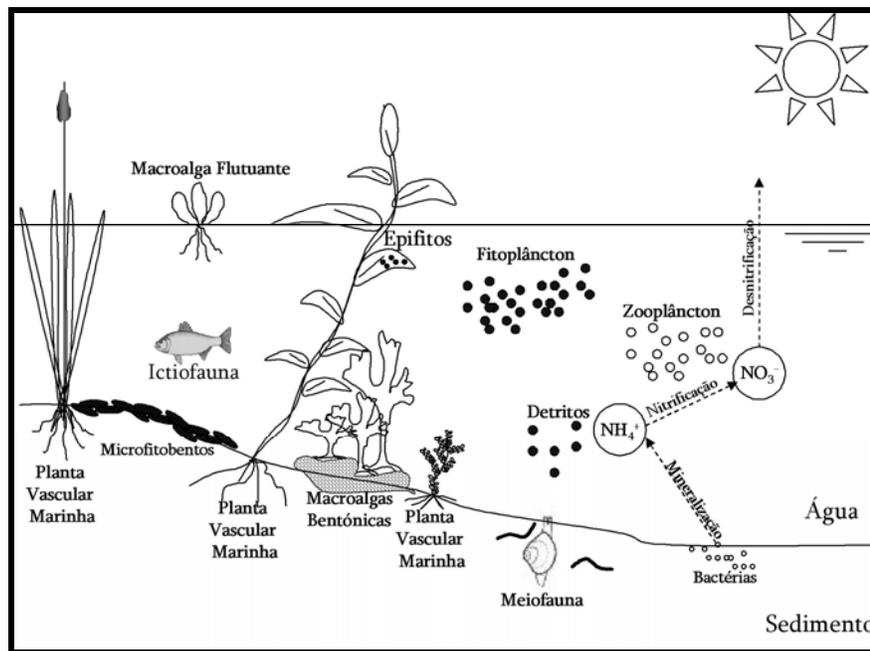


Figura 2. Representação esquemática e simplificada dos componentes da ecologia do estuário.

Fitoplâncton e macroalgas flutuantes localizam-se na coluna de água, enquanto as macrófitas (macroalgas bentónicas e plantas vasculares marinhas) e microfitobentos fazem parte do sistema bentónico. Esta distribuição tem uma influência decisiva no ciclo de vida de cada um destes organismos e na forma como se relacionam com o meio.

Neste capítulo, é apresentada uma descrição sumária das principais características de cada um destes grupos de organismos, salientando o seu papel no sistema marinho e as relações que se estabelecem entre os organismos e o meio ambiente.

1. Produtores Primários de Biomassa

1.1. Fitoplâncton

O termo “plankton” surgiu em 1887, sugerido por Victor Hensen, para definir os “organismos que são passivamente transportados pelas correntes” (Goldman and Horne, 1983).

O plâncton é constituído pelas plantas e animais de dimensões microscópicas, incluindo o fitoplâncton (produtor primário), zooplâncton (produtor secundário) e ainda bacterioplâncton. O grupo fitoplâncton é composto por pequenas algas unicelulares ou formas filamentosas flutuantes, de dimensões compreendidas entre 2 μm e 200 μm (Parsons *et al.*, 1984).

Nas zonas estuarinas, os principais grupos taxonómicos de fitoplâncton são diatomáceas e dinoflagelados (Parsons *et al.*, 1984; Ré, 1999). As diatomáceas, comparativamente mais abundantes (Ré, 1999), são caracterizadas por um crescimento rápido e por possuírem uma parede siliciosa (Parslow *et al.*, 2004), pelo que as quantidades de Sílica (Si) presentes no sistema condicionam a sua existência. Apesar de não terem capacidade motora, a frústula (parede de sílica) promove o seu afundamento (Goldman and Horne, 1983), que estes organismos conseguem contrariar produzindo e armazenando substâncias em vesículas, o que lhes confere alguma flutuabilidade (Edgar and Pickett-Heeps, 1984 *in* Paterson, 1989). Os dinoflagelados, por seu turno, são organismos com um crescimento lento e com uma capacidade própria de locomoção (flagelos) (Parslow *et al.*, 2004). Estes organismos com características dos seres autotróficos (fotossintéticos) ou heterotróficos, assumem muitas formas diferentes. Alguns organismos possuem ainda a capacidade de emitir luz, bioluminescência e algumas espécies, *Gonyaulax* e *Gymnodium*, são responsáveis pelas chamadas marés vermelhas, segregando uma potente toxina com um pigmento avermelhado.

A captação da energia radiante pelos organismos autotróficos é feita através de pigmentos existentes nos cloroplastos destas células. De entre os vários pigmentos salienta-se a acção da

Clorofila-a, pelo papel principal que detém em todo o processo (Goldman and Horne, 1983). Desta forma, assume-se que a concentração deste pigmento é directamente proporcional à concentração de biomassa de fitoplâncton (Valiela, 1995). Esta relação pode variar, dependendo da espécie do organismo e do seu estado de nutrição, entre 20 e 100 mg C/ mg Clorofila-a (Kramer *et al.*, 1994). Assume-se, neste estudo, um factor de conversão constante de 60 mg C/ mg Clorofila-a (Portela, 1996).

Uma vez que, por definição, o fitoplâncton é incapaz de manter a sua posição no interior do estuário, sendo facilmente transportado pela água, a composição da comunidade fitoplânctónica na zona estuarina pode ser muito variável, dependendo da proporção existente entre as espécies marinhas e espécies de água doce e ainda da capacidade de renovação da espécie, ou seja, da sua taxa de reprodução.

A maior parte das espécies de fitoplâncton, nas regiões temperadas, dependem de uma única estação de crescimento, onde atingem níveis de concentração muito elevados. Terminada esta estação, a sua concentração reduz-se, praticamente, a zero. No caso de regiões tropicais verifica-se que a fase de crescimento é quase contínua. Esta diferença no crescimento comprova a dependência do ciclo de vida de uma espécie relativamente às condições físicas, químicas e biológicas que o meio lhe oferece.

1.2. Macrófitas

As macrófitas (*macro* = grande, *fito* = planta) são plantas visíveis à “vista desarmada” e incluem algas (macroalgas) e plantas vasculares marinhas (Goldman and Horne, 1983; Sze, 1993). Na sua maioria, resultam de plantas terrestres que, ao longo de seu processo evolutivo, se adaptaram ao ambiente aquático. Por esta razão, apresentam algumas características de vegetais terrestres e uma grande capacidade de adaptação a diferentes tipos de ambientes, o que torna sua ocorrência muito ampla.

1.2.1. Macroalgas

As macroalgas correspondem a algas de maiores dimensões. Muitas das suas espécies possuem uma capacidade de fixação a um substrato, consolidado ou não consolidado. É possível distinguir dois importantes grupos de macroalgas: as macroalgas bênticas, com capacidade de fixação e, por isso, residentes no fundo do estuário e as macroalgas flutuantes, que pertencem ao sistema pelágico (Goldman and Horne, 1983).

Os mecanismos que controlam as taxas de produção das macroalgas são os mesmos que em outros produtores primários: luz, temperatura, nutrientes, salinidade e a existência de níveis tróficos superiores afectam os blooms de macroalgas. A grande vantagem de algumas macroalgas (bentónicas) face ao fitoplâncton reside, exactamente, na capacidade de fixação a um substrato, que lhes permite permanecer dentro do estuário. Assim, as macroalgas bentónicas podem ter um papel muito importante em estuários de pequena dimensão, onde o tempo de residência da água, e consequentemente do fitoplâncton, é pequeno (Schramm, 1999 *in* Grall and Chauvaud, 2002). Mas o estabelecimento deste tipo de macroalgas depende também, e fundamentalmente, das condições hidrodinâmicas existentes no local. Por um lado velocidades de corrente demasiado elevadas podem implicar a quebra das macroalgas, por outro lado a existência de velocidades demasiado baixas pode implicar taxas de sedimentação muito elevadas que também prejudicam, segundo Wheeler (1980, 1982), as taxas de produção das macroalgas (Hurd, 2000).

1.2.2. Plantas Vasculares Marinhas

Ao contrário das macroalgas, que seguem uma Estratégia *r* de crescimento, com uma política de desenvolvimento oportunista determinado pelas condições ambientais, as plantas vasculares marinhas seguem uma Estratégia *K*, o que significa que o seu desenvolvimento é feito de uma forma gradual, bem definido e menos sensível às flutuações das condições ambientais (Marsili-Libelli, 2003).

A presença de raízes permite a estes organismos interceptar, tanto os nutrientes presentes no sedimento, como os nutrientes dissolvidos na coluna de água (Grall and Chauvaud, 2002). Segundo Flindt *et al.* (1999) a concentração das propriedades na água intersticial é cerca de 1-3 ordens de grandeza maior do que na coluna de água, o que justifica, em parte, a preferência das plantas na utilização dos sedimentos para a obtenção de nutrientes. Alguns estudos demonstram que as plantas vasculares marinhas são capazes de extrair do sedimento quase a totalidade das suas necessidades de fósforo (Flindt *et al.*, 1999). Em termos de azoto a informação é mais escassa, mas permite concluir que estes organismos são mesmo capazes de utilizar as duas fontes (coluna de água e sedimento) para satisfazer as suas necessidades. Considera-se, muitas vezes, que as plantas vasculares marinhas absorvem, principalmente, amónia pelas raízes (porque as características redutoras do solo favorecem a existência desta espécie de azoto), enquanto que para as folhas se encontra disponível amónia e nitrato na coluna de água (Plus *et al.*, 2003). Sendo amónia a espécie de azoto preferida pelos seres autotróficos, é possível que exista também uma preferência pela utilização do sedimento como fonte de azoto. Nestas condições, o crescimento das plantas vasculares marinhas não é, em geral, limitado pela quantidade de nutrientes existente no meio (Bergamasco *et al.*, 2003), sendo a temperatura e a luz os factores mais importantes (Plus *et al.*, 2001).

Tal como para as algas bentónicas, a mortalidade das plantas vasculares marinhas pode ser devida a dois processos (excluindo a herbivoria): a mortalidade natural, dependente da temperatura e do desgaste dos tecidos (processo comum a todos os seres vivos) e devido ao efeito das ondas e do movimento da água sob as folhas (Plus *et al.*, 2003). Mas os campos de plantas vasculares marinhas podem ter também uma influência muito significativa no escoamento da água, provocando uma redução de velocidade na sua envolvente e uma aceleração no seio do leito. A redução de velocidade na envolvente das plantas promove a sedimentação e estabilização de materiais finos orgânicos e inorgânicos e reduz a turbulência (Fonseca *et al.*, 1987; Sand-Jensen and Pedersen, 1999). A presença de plantas vasculares marinhas pode ter ainda um outro papel importante no sistema, nomeadamente na oxigenação da parte superior do sedimento, ajudando a manter as condições aeróbicas necessárias para a imobilização dos nutrientes e, quando atingem proporções maiores, as

folhas das plantas podem limitar o crescimento de macroalgas (Marsili-Libelli, 2003).

Os campos de plantas vasculares marinhas sustentam o crescimento de organismos de maiores dimensões, uma vez que contribuem, por um lado, com maiores quantidades de detritos, fonte de alimento para muitas espécies e, por outro, permitem abrigo aos vários tipos de invertebrados e formas juvenis, protegendo-os dos predadores.

Os padrões de produção de biomassa das plantas têm sido, por diversas vezes, objecto de estudos. Nas latitudes temperadas, a produtividade segue o ciclo sazonal da radiação solar com um máximo que ocorre, geralmente, no final da primavera, início do Verão (Day *et al.*, 1989).

1.3. Microfitobentos

O microfitobentos (*micro* = pequeno, *fito* = planta, *bentos* = fundo) é constituído por pequenas algas unicelulares e coloniais que habitam à superfície do sedimento (Sze, 1993). Tratando-se de um organismo fotossintético, a produtividade do microfitobentos depende, entre outros factores das condições hidrodinâmicas do local, fundamentalmente, devido aos fenómenos relacionados com o transporte de sedimentos. Uma vez que são formadas extensas camadas de biofilme na superfície do sedimento, também os processos de erosão/deposição podem, por sua vez, ser afectados pela presença destes organismos (Paterson, 1989).

1.4. Epífitos

Os seres epífitos (*epi* = sobre; *fito* = planta) são organismos que vivem sobre plantas, não sendo, no entanto, organismos parasitas, já que não utilizam a planta hospedeira como fonte de alimento (Molles, 1999). Como organismos fotossintéticos, o seu crescimento encontra-se dependente da quantidade de luz disponível, da temperatura e ainda das concentrações de nutrientes (Plus *et al.*, 2003) e é comum, em muitos estudos, parametrizar a sua produção fotossintética da mesma forma que para o fitoplâncton (Chapelle *et al.*, 2000). Segundo a

literatura, estes organismos, especialmente os que têm constituição filamentosa, crescem fixando-se às plantas vasculares, pelo que existe um efeito de sombra, que pode diminuir, consideravelmente, a produção fotossintética das plantas (Biber *et al.*, 2005). É possível considerar que as folhas de macrófitas que crescem muito rapidamente se encontram, geralmente, livres de epífitos, enquanto que as folhas com um crescimento mais lento terão maior probabilidade de serem muito colonizadas. A mortalidade dos epífitos depende, além dos factores naturais, também da hidrodinâmica do local. Encontrando-se sobre as folhas das plantas, estarão sujeitos ao mesmo tipo de fim quando estas são arrancadas, devido à força exercida pela corrente.

2. Factores Limitantes do Crescimento

O conceito de factor limitante do crescimento pode ser considerado como a base para a modelação da eutrofização e a sua aplicação tem sido muito utilizada em diversos estudos. Considera-se que em cada momento, e sob determinadas condições, dos vários factores que condicionam o crescimento do organismo, existe apenas um único factor limitante do crescimento. No caso de se tratar de um nutriente, a taxa de crescimento do organismo será proporcional à taxa de entrada desse nutriente no sistema e desta forma o controle da eutrofização poderá ser baseado no controle da entrada desse nutriente no sistema (Smith *et al.*, 1999).

Segundo a literatura, são, em geral, três os possíveis factores limitantes do crescimento dos seres fotossintéticos: Nutrientes, Luz e Temperatura. Os Nutrientes participam na reacção da fotossíntese; a Temperatura altera as taxas metabólicas dos organismos e a sua capacidade fotossintética e a Luz é a fonte de energia utilizada pelos organismos. Além destes três factores, existe ainda o efeito provocado pela hidrodinâmica e ainda os efeitos de herbivoria condicionam, em grande medida, a população de organismos fotossintéticos presente nos sistemas. Acresce ainda referir a salinidade existente no meio como um factor limitante importante no estudo da distribuição das diferentes espécies (Martins *et al.*, 2002).

São descritos nesta secção do trabalho os principais factores limitantes considerados no

estudo, evidenciando em cada um deles a sua influência no crescimento dos vários grupos de produtores primários.

2.1. Nutrientes

Os nutrientes e os seus sais são os compostos que, juntamente com o dióxido de carbono, são absorvidos pelas algas para constituir novo material orgânico. Desempenham, pois, um papel muito importante no crescimento dos produtores primários e a sua ausência implica graves desequilíbrios no ciclo de vida dos organismos.

Estudos efectuados revelam a importância do fósforo e azoto como os principais nutrientes limitantes do crescimento dos organismos fotossintéticos (Smith *et al.*, 1999; Havens *et al.*, 2001). No caso das diatomáceas, uma vez que possuem uma parede siliciosa, considera-se a existência de um factor limitante do crescimento adicional, dependente da concentração de Sílica (Si) presente no sistema. É, em geral, assumido que o azoto é o nutriente limitante de produção primária nas águas marinhas, enquanto que em águas fluviais a produção é limitada pelo fósforo (Valiela, 1995; Day *et al.*, 1989; Marsili-Libilli, 2003).

Para a maior parte dos produtores primários o azoto pode ser assimilado sob a forma de amónia (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-), embora exista uma preferência pelo consumo de amónia (a forma mais reduzida), uma vez que a utilização de nitrato implica uma conversão em amoníaco, o que representa para os organismos um gasto adicional de energia (Goldman and Horne, 1983). Apesar desta preferência, que faz com que a amónia seja rapidamente consumida dentro do sistema, esta espécie persiste no meio marinho em pequenas concentrações, pois este é também o principal produto de excreção dos organismos aquáticos. Estas inter-relações entre o ciclo do azoto e o ciclo de vida dos produtores primários são evidenciadas na Figura 3.

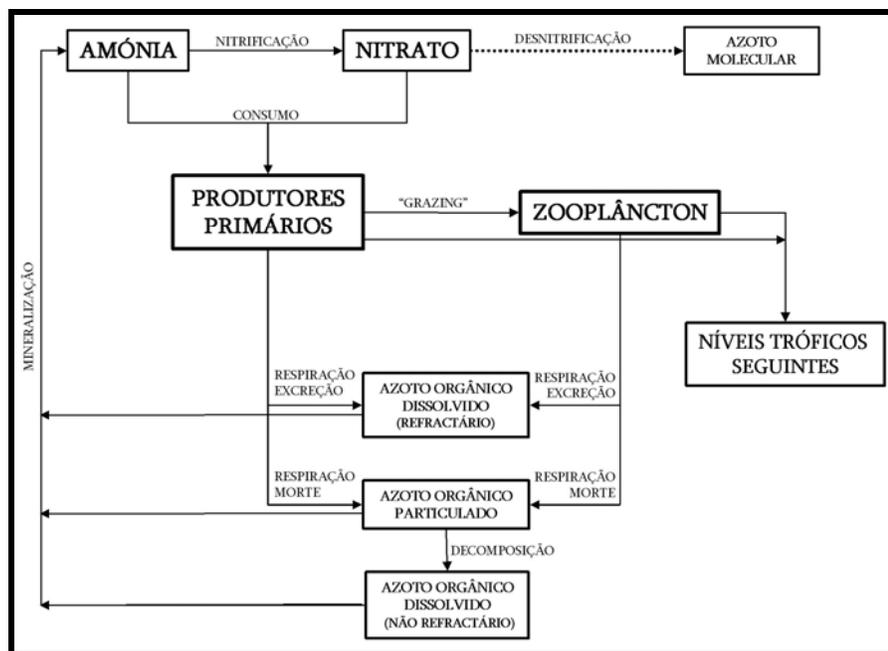


Figura 3. Ciclo do Azoto no meio marinho.

2.2. Temperatura

A temperatura tem no crescimento dos produtores primários uma influência muito significativa, influenciando as taxas metabólicas do organismo em causa (Grall and Chauvaud, 2002). Com o aumento de temperatura existe, em regra, uma aceleração das reacções bioquímicas (Plus *et al.*, 2003), existindo, no entanto, um valor considerado como óptimo para a actividade metabólica do organismo dependente das características fisiológicas do mesmo.

2.3. Luz

A actividade metabólica dos produtores primários baseia-se num processo fotossintético, dependendo directamente da intensidade de energia solar que atinge os organismos e da sua capacidade de captação. Assim, a luz é também um factor limitante do crescimento. A necessária energia solar para desencadear a produção primária é, desde a sua origem, sujeita a uma série de fenómenos até se encontrar disponível. Fenómenos como a reflexão, absorção e propagação através da atmosfera, que dependem da quantidade de nuvens e poeiras existentes, influenciam a intensidade de radiação que atinge a superfície da água. Nesta,

dependendo do ângulo de incidência dos raios solares, da posição geográfica do local e da declinação solar, que por sua vez varia para as diferentes horas do dia e para diferentes dias, uma porção de luz é reflectida de novo para a atmosfera, sendo outra porção sujeita a refração ao penetrar num meio diferente. Dentro da água, ocorre o fenómeno de extinção da luz, o que significa que esta ao propagar-se sofre uma atenuação vertical. Tal atenuação resulta não só da absorção da luz pela água, mas também da existência de obstáculos presentes na coluna de água, tais como outros organismos fotossintéticos (auto-ensombreamento), partículas suspensas ou compostos solúveis.

Assim, a intensidade de luz solar que pode, realmente, ser utilizada pelos produtores primários é apenas uma pequena fracção do total que atinge a superfície da água e fortemente dependente da distribuição vertical dos diferentes grupos funcionais de produtores primários.

Em geral, a resposta fitoplanctónica, em termos de fotossíntese, é proporcional à intensidade de radiação solar, mas para níveis muito elevados de irradiação assiste-se a um decréscimo na fotossíntese, devido à ocorrência de fotoinibição, associada à destruição fotoquímica dos pigmentos fotossintéticos (Parsons *et al.*, 1984). No caso dos organismos bentónicos, a questão da disponibilidade de luz pode ser um factor muito decisivo na promoção, ou não, do seu desenvolvimento. Num sistema de macrófitas, o efeito da luz depende, não apenas das capacidades fotossintéticas do próprio organismo, mas ainda da sua morfologia, uma vez que existe um efeito de auto-ensombreamento significativo aliado muitas vezes à presença de epífitos que, cobrindo as suas folhas, reduzem de forma significativa a área fotossinteticamente activa do organismo (Plus *et al.*, 2003). O decréscimo da intensidade da luz afecta a composição das espécies e a distribuição vertical das macrófitas e pode mesmo provocar o desaparecimento das algas bentónicas, ficando a produção primária limitada à parte pelágica do sistema (Valiela *et al.*, 1997).

Com intensidade de luz suficiente para desencadear a fotossíntese, a eficiência deste processo depende, agora, da reacção do organismo e das macroalgas à luz e, em particular, da sua capacidade de captação (fotoadaptação) e eficiência na utilização da energia.

2.4. Oxigénio Dissolvido

O oxigénio dissolvido detém, no sistema marinho, um papel também importante, participando em muitas reacções químicas e biológicas que constituem a dinâmica do ecossistema. O oxigénio dissolvido na água é, continuamente, consumido na respiração dos vários organismos e produzido apenas pelos seres fotossintéticos, durante os períodos de luz, quando existem nutrientes disponíveis. A presença de oxigénio é, desta forma, vital para muitos organismos, embora existam algumas espécies de bactérias anaeróbicas para as quais o oxigénio é um factor inibidor da sua actividade.

A concentração de oxigénio dissolvido na água é, por norma, baixa e dependente da temperatura, salinidade, hidrodinâmica do sistema e ainda da quantidade e qualidade da matéria orgânica depositada (Diaz & Rosenberg, 1995 *in* Grall and Chauvaud, 2002). Se existirem condições para o crescimento excessivo de organismos, o pouco oxigénio presente na água pode ser consumido em poucas horas e se, adicionalmente, existir contaminação orgânica da água pode acontecer a depleção de oxigénio (Flindt *et al.*, 1999; Cioffi and Gallerano, 2000; Havens *et al.*, 2001). Quando esta depleção ocorre durante um período de tempo alargado, pode afectar directamente o crescimento, comportamento e a sobrevivência dos organismos poderá ser afectado, o que, indirectamente, afecta a sustentabilidade do habitat, fontes de alimento e a estrutura trófica.

2.5. Hidrodinâmica

A hidrodinâmica do sistema tem uma influência muito significativa na produção fotossintética no estuário. Todos os processos, directa ou indirectamente, dependem da forma como se estabelecem as correntes no (e para o) interior do estuário.

No sistema estuarino grande parte dos nutrientes têm origem externa, através dos rios ou descargas afluentes, e o tempo de residência da água no interior do estuário torna-se um factor importante no que diz respeito à disponibilidade de nutrientes. Os processos físicos controlam não só a distribuição de nutrientes pelas várias zonas do estuário, mas também o

tempo de residência dos nutrientes no seu interior (Piriou & Menesguen, 1992 *in* Grall and Chauvaud, 2002). O próprio tempo de residência dos organismos no interior do estuário é uma consequência dos processos físicos e, no caso do fitoplâncton, o seu tempo de residência corresponde aproximadamente ao tempo de residência da água. Quando este é muito baixo, embora a disponibilidade de nutrientes não esteja em causa, pode não existir efectivamente tempo para que sejam desencadeados no interior do estuário os processos de produção primária. Assim, considera-se que um estuário, com um tempo de residência baixo, apresentará, à partida, importantes exportações de nutrientes e blooms de algas menos frequentes (Schramm, 1999 *in* Grall and Chauvaud, 2002). Por outro lado, os processos hidrodinâmicos condicionam também o transporte de sedimentos no estuário, que influencia a produção primária através de alterações na disponibilidade de luz.

Mesmo no caso das macroalgas bênticas e das plantas vasculares marinhas, que possuem uma capacidade de fixação, existe uma importante influência dos processos físicos no seu crescimento. Em zonas com uma dinâmica hidráulica intensa, a distribuição temporal e espacial das macroalgas é dependente da amplitude da maré, profundidade, velocidade da corrente e da turbulência vertical induzida ou transportada pelas ondas (Flindt *et al.*, 1999). As plantas vasculares, contendo raízes, são certamente mais resistentes a valores de velocidade de correntes mais elevadas, mas as suas folhas podem ser quebradas e à semelhança das macroalgas, também as plantas vasculares marinhas irão estabelecer-se em locais adequados às suas condições morfológicas.

3. Interligação dos processos

A biomassa de autotróficos (plantas vasculares, macroalgas, microfitobentos, fitoplâncton) e a sua distribuição espacial, nos sistemas de águas pouco profundas são controladas pelos *inputs* de nutrientes e pela radiação (Havens *et al.*, 2001). Neste sentido, as plantas vasculares apresentam uma vantagem significativa relativamente aos restantes produtores primários de biomassa, já que podem utilizar os nutrientes contidos na água intersticial dos sedimentos do fundo do estuário. Esta característica permite-lhes resistir com maior facilidade à falta de nutrientes da coluna de água. Vários estudos comprovam que a produção primária no

sistema bentónico, em geral, não é limitada pelos nutrientes, mesmo para macroalgas e microfítobentos, que apenas utilizam nutrientes da coluna de água. Na realidade, para estes organismos, residentes no fundo do estuário, a sua produção é controlada, principalmente por outros factores ambientais, tais como a luz, sedimentos e ainda a competição pelo espaço (Grall and Chauvaud, 2002; Flindt *et al.*, 1999). Pelo contrário, no caso do fitoplâncton e macroalgas flutuantes, sem acesso ao sedimento, o seu crescimento é em geral limitado pelos nutrientes, mas são também estas as primeiras espécies a tirar partido do enriquecimento da água em nutrientes (Geertz-Hansen *et al.*, 1993 *in* Bergamasco *et al.*, 2003).

A produção de fitoplâncton predomina nos oceanos, mas as plantas vasculares e macroalgas benthicas podem ter importantes contribuições nas regiões costeiras (Parsons *et al.*, 1984), uma vez que estas são zonas de menor profundidade, permitindo maior disponibilidade de luz para o sistema bentónico.

Algumas estimativas de produção primária de plantas vasculares e macroalgas benthicas indicam que o carbono fixado por unidade de área nestas comunidades pode ser igual, ou mesmo exceder, a produção de fitoplâncton (Parsons *et al.*, 1984). Segundo Day *et al.* (1989) a contribuição das plantas vasculares marinhas num estuário pode variar, em termos de carbono, entre 0-50% da produção total.

Mas além das plantas vasculares marinhas e macroalgas bentónicas existe no fundo do estuário, nos sedimentos, existe uma intensa actividade biológica, constituída por organismos bentónicos (microbianos e meiofauna) que respondem de uma forma muito rápida, na ordem de dias, à sedimentação de material orgânico (Sommerfield, *et al.*, 1995 *in* Grall and Chauvaud, 2002). A decomposição da matéria orgânica em amónia, à custa do consumo de oxigénio, constitui o processo de mineralização e pode ser interpretado como uma “reciclagem” dos nutrientes no interior do próprio sistema. Os nutrientes produzidos no fundo do estuário retornam depois à superfície, devido ao efeito de mistura provocado por alguns processos físicos tais como o vento e ondas (Parsons *et al.*, 1984; Pastres *et al.*, 1999). Esta regeneração de nutrientes com origem também na degradação da matéria orgânica depende de vários factores, nomeadamente da fisiologia dos organismos intervenientes (microorganismos, meiofauna e filtradores) e da “qualidade” dos detritos. As células de fitoplâncton são

facilmente degradadas, enquanto que os detritos resultantes das macroalgas são mais refractários (Wildbom & Elmgren, 1988 *in* Grall and Chauvaud, 2002) e, alguns estudos sobre a decomposição da *Zostera* (planta vascular marinha) concluíram que a taxa de degradação dos seus detritos é ainda inferior à das macroalgas (Flindt *et al.*, 1999). A presença de compostos complexos, como lenhina e celulose e ainda o *ratio* C:N:P nos tecidos da matéria orgânica afecta os processos de degradação e esta pode incluir várias etapas distintas (Flindt *et al.*, 1999).

Quando existe uma entrada muito significativa de nutrientes no sistema, por regra, a quantidade de biomassa aumenta e a competição entre espécies torna-se um factor decisivo. As espécies de algas anuais têm taxas de consumo de nutrientes maiores do que as espécies com um ciclo de vida maior (Kautsky, 1991 *in* Grall and Chauvaud, 2002) e deste modo, as espécies de crescimento mais rápido estão favorecidas, surgindo uma produção muito significativa destas espécies, onde é possível incluir o fitoplâncton e macroalgas (Valiela *et al.*, 1997). O aumento do número de organismos presentes na coluna de água dificulta a penetração de luz e impede a sua chegada aos níveis inferiores. As plantas vasculares marinhas e algas bentónicas têm, assim, muita dificuldade em manter o seu nível de crescimento nas zonas mais profundas (Havens *et al.*, 2001) e a permanência destas condições pode mesmo provocar a extinção deste grupo de produtores primários no sistema (Flindt *et al.*, 1999). Nestas condições a biodiversidade do ecossistema fica reduzida, existindo o domínio de um número relativamente pequeno de grupos taxonómicos no sistema (Valiela *et al.*, 1997), ficando a produção primária limitada à parte pelágica (Valiela *et al.*, 1997; Takamura *et al.*, 2003; Flindt *et al.*, 1999).

Flindt *et al.* (1999) sugerem que no início os estuários seriam sistemas dominados por plantas vasculares marinhas e macroalgas benthicas. A maior parte dos nutrientes estaria, desta forma, contida na constituição dos próprios organismos, nas folhas e raízes das plantas, durante a estação de crescimento, criando-se um ambiente estável para a fauna e para a sua relativa biodiversidade. As algas oportunistas também fariam parte deste sistema, mas a biomassa seria mantida a níveis relativamente baixos, provavelmente devido ao efeito da herbivoria. Em geral, os predadores preferem o consumo de algas mais tenras, tais como as algas anuais, em vez de algas perenes (preferindo macroalgas e fitoplâncton face a plantas vasculares) e

pode ser este o principal factor de dominância das plantas vasculares em águas com um *input* de nutrientes relativamente moderado (Grall and Chauvaud, 2002). Mas com o aumento de nutrientes as vantagens competitivas dos predadores alteram-se (Valiela *et al.*, 1997), alterando também as dinâmicas existentes no sistema.

Mas a existência de uma elevada quantidade de biomassa, além de provocar alterações ao nível da disponibilidade de lux, implica a produção de uma elevada concentração de detritos, que sedimentam e são mineralizados no fundo do estuário, à custa do consumo de oxigénio. Assim, existindo por um lado uma diminuição da actividade fotossintética, e por outro lado um aumento da procura de oxigénio no sedimento, pode ocorrer a depleção de oxigénio (Marsili-Libelli, 2003). Como existem diferenças em termos de taxas de decomposição (Plus *et al.*, 2003; Day *et al.*, 1989; Flindt *et al.*, 1999), o processo entra em autoaceleração com o aumento da mineralização microbiana das algas oportunistas mortas. Mesmo que algumas espécies consigam sobreviver algum tempo em condições anóxicas, servindo-se de adaptações fisiológicas e de comportamento, para a maior parte das espécies o nível de mortalidade pode ser muito elevado (Grall and Chauvaud, 2002). Perante um cenário de ausência de oxigénio, as espécies capazes de utilizar outras substâncias químicas como receptores de electrões, nomeadamente enxofre, ficarão beneficiadas, tornando-se, então, as espécies dominantes no sistema. Nestas condições, o composto libertado (H_2S), pode atingir concentrações tóxicas para as restantes espécies do sistema. Em conclusão, o aumento da quantidade de nutrientes disponível na coluna de água altera a produção primária dominante da zona bentónica para a zona pelágica (Sand-Jensen and Borum, 1991 *in* Flindt *et al.*, 1999), ou seja, a produção passa a ser feita estritamente na zona da superfície e, desta forma, separada espacial e temporalmente do consumo de oxigénio. Espacialmente, porque o consumo de oxigénio mais importante ocorre com a mineralização da matéria orgânica que ocorre no fundo; temporalmente, porque a mineralização acontece quando os produtores primários se convertem em detritos (organismos mortos) (Flindt *et al.*, 1999).

Existem ainda outras relações que podem ser exploradas, nomeadamente a competição entre organismos bentónicos pelo espaço. O aumento de produção primária conduz a um aumento da sedimentação dos produtos da coluna de água, o que beneficia os organismos filtradores, em particular moluscos, e uma grande densidade destes animais pode provocar algumas

dificuldades no aparecimento de novos indivíduos de macrófitas. A sedimentação da matéria orgânica pode, assim, ser prejudicial para alguns seres bentónicos devido às modificações consequentes, em termos de habitat e também devido à depleção de oxigénio provocada pelo aumento das taxas de decomposição (Grall and Chauvaud, 2002). Nestas condições, algumas espécies bênticas sobem para encontrar água com concentrações de oxigénio mais elevadas, ficando mais vulneráveis à predação (Nestlerode & Diaz, 1998 *in* Grall and Chauvaud, 2002). O resultado é uma profunda alteração do ecossistema de um sistema inicialmente estável (ou mais estável) controlado pela predação ou nutrientes para um sistema detritos/mineralização (Flindt *et al.*, 1999).

Em vários estuários, as macrófitas estão agora confinadas aos locais com baixas profundidades, pelo que a sua contribuição para a produção primária total é muito baixa (Flindt *et al.*, 1999). Existem alguns estudos que verificam a existência de uma sucessão de plantas vasculares para macroalgas (*e.g.* Marques *et al.* (2003), no estuário do Mondego), e depois para fitoplâncton ao longo de gradientes de aumento de nutrientes e decréscimo de luz na água (*e.g.* Canu *et al.* (2003) na Laguna di Venezia, Havens *et al.* (2001) em Waquoit Bay ou Madden and Kemp (1996) em Chesapeake Bay).

A redução de *input* de nutrientes é por assim dizer, a primeira coisa a fazer em termos de estratégia de gestão do recurso. No entanto, a reciclagem de nutrientes existente no interior do próprio sistema pode ter uma componente muito importante e esta estratégia não garante, só por si, uma rápida contenção do processo de eutrofização. A solução passará por estabelecer um conjunto de medidas que podem incluir: alteração das condições hidrodinâmicas, alteração do factor limitante e a plantação de vegetação aquática (Cioffi and Gallerano, 2001). De facto, a modificação das condições hidrodinâmicas pode ser o factor chave para o controlo da eutrofização em certos sistemas. Os efeitos da eutrofização são mais preocupantes em habitats com condições hidrodinâmicas reduzidas, onde a temperatura esteja mais sujeita a flutuações, com *input* de nutrientes mais frequentes e mais importantes e ainda nos dias mais calmos (Grall and Chauvaud, 2002; Flindt *et al.*, 1999). Em termos gerais, a alteração da hidrodinâmica do sistema pode afectar o processo de eutrofização de duas formas: aumentando dos fluxos de saídas de nutrientes para o mar, reduzindo mais rapidamente a quantidade de nutrientes que podem ser regenerados no interior do sistema

(Cioffi and Gallerano, 2001; Grall and Chauvaud, 2002) ou através do aumento da turbulência na coluna de água, o que favorece as trocas de oxigênio entre a água e atmosfera e entre a água e o sedimento (Cioffi and Gallerano, 2001; Grall and Chauvaud, 2002; Flindt *et al.*, 1999).

Alguns autores consideram que a biomassa de plantas vasculares e macroalgas bentônicas, quando esta é importante num sistema, pode funcionar como um poço de nutrientes durante o seu crescimento e uma fonte durante o seu decaimento (Risgaard-Petersen *et al.*, 2000 *in* Grall and Chauvaud, 2002). Neste sentido, a plantação de vegetação aquática em estações como a Primavera ou Verão corresponde a remover uma grande quantidade de nutrientes (que passará à forma de biomassa) do ecossistema. Este é exactamente o princípio utilizado em alguns métodos de tratamento de águas residuais (Cioffi and Gallerano, 2001). As plantas têm ainda um efeito ao nível da redução da ressuspensão de material do fundo e de limitação de crescimento das algas, devido à competição pelos nutrientes, o que pode aumentar a claridade da água (Takamura *et al.*, 2003). Por outro lado, pode ainda supor-se que os detritos resultantes das folhas de macrófitas serão provavelmente exportados para fora, enquanto que os detritos de fitoplâncton e macroalgas oportunistas, com uma taxa de decomposição mais elevada, serão decompostos rapidamente, ainda no interior do estuário.

IV. Modelação da Produção Primária

As zonas de baixa profundidade constituem ecossistemas sensíveis com uma dinâmica ecológica rica e complexa, resultante da estimulação da produção primária, tanto na coluna de água, como no fundo (Pastres *et al.*, 1999), pelo que a sua modelação e validação se torna uma tarefa difícil (Patten and Jørgensen, 1995 *in* Biber *et al.*, 2005). A conservação deste recurso depende da sua importância em termos ecológicos e sócio-económicos e a sua gestão torna-se complexa, exigindo de ferramentas de suporte de decisão sofisticadas (Marsili-Libelli, 2003). É neste sentido que surge, cada vez mais, a aplicação de modelos matemáticos capazes de integrar os vários processos que ocorrem no sistema. Por outro lado a estimativa da produção primária baseada em modelos apresenta-se, muitas vezes, como uma alternativa complementar (de baixo custo) à aquisição directa de dados, que pode implicar custos muito significativos, tanto a nível financeiro, como de tempo (Scardi and Harding Jr., 1999).

Após uma revisão sumária de vários tipos de modelos ecológicos encontrados na literatura apresenta-se, neste capítulo, uma descrição geral do MOHID Water Modelling System, o modelo ecológico utilizado no estudo, evidenciando os principais pressupostos assumidos na sua construção.

1. Modelos Ecológicos

Tipos de Modelos Matemáticos

Os modelos matemáticos podem, de uma forma muito simplista, ser divididos em duas classes quanto nível da descrição do sistema: modelos fenomenológicos, baseados em relações empíricas entre as diversas propriedades em estudo e modelos mecanicistas, baseados na descrição matemática dos processos que se consideram mais importantes na determinação do comportamento ecológico.

Modelos Fenomenológicos

A utilização de modelos fenomenológicos para prever o comportamento ecológico é, de certa forma, limitada, uma vez que os seus resultados apenas têm significado quando aplicados a sistemas onde existe uma quantidade de dados históricos muito importante. Grande parte destes modelos destina-se, principalmente, ao estudo da eutrofização em lagos, onde existe um número muito elevado de estudos (Parslow *et al.*, 2004). Em sistemas estuarinos, pelo contrário, devido à falta de dados experimentais, a modelação do estado trófico é, em geral, feita recorrendo à descrição dos processos. Mas em alguns sistemas, nomeadamente Port Philip Bay (Austrália), Chesapeake Bay (USA), Laguna di Venezia (Itália), Ems Estuary (Holanda) ou Laguna di Orbetello (Itália) existem vários estudos com uma quantidade muito apreciável de dados experimentais que permitem o estabelecimento de algumas relações empíricas fundamentais para a modelação de processos ecológicos importantes. Salienta-se, como exemplo, o modelo apresentado por Marsili-Libelli (2003) para Laguna di Orbetello. O modelo apresentado tem como objectivo a previsão de blooms de algas, descrevendo algumas correlações possíveis entre propriedade como o oxigénio dissolvido, pH, temperatura e potencial oxidação-redução e o crescimento das macroalgas. O modelo considera também as interacções existentes entre três tipos de produtores primários de biomassa: fitoplâncton, macroalgas e plantas vasculares marinhas. O modelo construído deriva das observações e experiências realizadas e apesar de se restringir a um sistema lagunar, com um movimento de água reduzido, os seus resultados podem fornecer algumas indicações importantes para a compreensão de outros sistemas semelhantes além de, em si mesmo, constituir um guia muito útil para a construção de modelos mais gerais (Cioffi and Gallerano, 2001). Apesar da utilidade deste tipo de relações lineares para estimar a produção primária, existem no meio outros factores que afectam, de forma não linear, a assimilação de carbono, nomeadamente a

eficiência fotossintética das células de fitoplâncton (Scardi and Harding Jr., 1999). Scardi and Harding Jr. (1999) sugerem, como alternativa, a aplicação do conceito de redes neuronais na construção de modelos ecológicos com o objectivo de estimar a produção primária de fitoplâncton. No entanto, o sucesso dos modelos de redes neuronais depende largamente do objectivo da aplicação e da influência dos factores ambientais no crescimento, assim como da quantidade de dados disponíveis.

Em estuários com poucos dados experimentais, a simulação dos processos ecológicos requer a utilização de modelos mecanicistas, no sentido de reduzir as necessidades de extrapolações de parâmetros do modelo. Baird *et al.* (2003) apresentam o uso do processo de difusão através das membranas das células para descrever o consumo de nutrientes, pelos organismos, como exemplo de um modelo mecanicista. Esta aproximação utiliza uma lei física reconhecida (Lei de Fick) e contém parâmetros físicos com significado, tais como o coeficiente de difusão e a geometria da célula. Um modelo mecanicista é, deste modo, um modelo onde o detalhe de descrição dos processos é muito elevado, o que poderá conduzir igualmente a algumas desvantagens. Este tipo de modelos implica a descrição de todos os processos importantes existentes no sistema, enquanto que nos modelos fenomenológicos não existe essa necessidade. Um modelo mecanicista, no fundo, sintetiza a informação científica sobre determinado processo, descrevendo matematicamente as principais relações intervenientes (Carr *et al.*, 1997). Na realidade, este tipo de modelos não tem merecido muita atenção por parte da literatura, ao contrário dos modelos mais simples, “de causa-efeito”. A escolha entre a utilização dos vários tipos de modelos depende não só do objectivo do modelo, mas também do grau de compreensão sobre os processos incluídos no sistema e ainda da quantidade de dados experimentais disponíveis.

*Modelos
Mecanicistas*

Nas duas últimas décadas, a modelação ecológica tem evoluído de uma forma muito significativa e existe uma vasta gama de modelos ecológicos, variando em qualidade e quantidade. Alguns são baseados numa resolução muito elevada com modelos físicos realistas (*e.g.* modelo apresentado por Port Phillip Bay Environmental Study, PPBIM, em Murray and Parslow, 1997), enquanto que outros são baseados apenas em uma caixa ou modelos de colunas verticais (*e.g.* European Regional Seas Ecosystem Model, ERSEM, desenvolvido para o Ems Estuary, descrito por Baretta *et al.*, 1995). Alguns incorporam um grande número de

*Complexidade
do Modelo*

grupos funcionais em cada nível trófico (*e.g.* Pastres *et al.*, 1999) enquanto que outros lidam apenas com nutrientes e fitoplâncton (*e.g.* Canu *et al.*, 2003).

Os blooms de fitoplâncton são, em regra, a primeira preocupação em termos da eutrofização, razão pela qual o fitoplâncton é considerado, em muitos estudos, como único produtor primário de biomassa. Desta forma, os seres autotróficos são representados por uma unidade única, sem ter em conta as diferenças funcionais entre as várias espécies. As estimativas apresentadas para a produção primária de fitoplâncton são razoavelmente precisas, porque esta se encontra muito relacionada com as condições ambientais e é em grande medida regulada pelas variáveis mais simples de quantificar, tais como a radiação, concentração de nutrientes e biomassa de fitoplâncton (Scardi and Harding Jr., 1999). Os organismos bentónicos, tais como plantas vasculares, macroalgas e microfitobentos podem ser, no entanto e em certas condições, os principais produtores primários do sistema.

*Modelação
do Sistema
Bentónico*

A formulação para o consumo de nutrientes e o crescimento dos produtores primários bentónicos é similar à do fitoplâncton, sendo comum a utilização de uma formulação multiplicativa para parametrizar as respostas fisiológicas aos factores limitantes (Biber *et al.*, 2005). A particularidade dos organismos bentónicos reside, como já se viu, no facto de estas espécies se encontrarem sujeitas a menores disponibilidades de luz e, desta forma, serem mais sensíveis às diferenças existentes na atenuação da luz ao longo da coluna de água. Acresce ainda o facto de as plantas vasculares e o microfitobentos terem acesso aos nutrientes na água intersticial do sedimento (Parslow *et al.*, 2004). Na realidade, os impactes da eutrofização estendem-se desde o fitoplâncton até às comunidades bentónicas e depois aos níveis tróficos superiores (Gray, 1992 *in* Parslow *et al.*, 2004), mas são poucos os modelos que exploram estes dois sistemas em conjunto, analisando a sua interacção.

*Competição
entre
Produtores
Primários*

Em vários estudos, a abordagem utilizada para considerar vários produtores primários de biomassa baseia-se na consideração de grupos funcionais de organismos, ou comunidades, ao invés de considerar diferentes espécies. Esta abordagem permite prever a relativa abundância entre grupos, como resultado das relações de competição pela luz e nutrientes. Como exemplo destacam-se Plus *et al.* (2003) descrevendo um modelo capaz de simular um sistema constituído por plantas vasculares marinhas (*Zostera*) e epífitos, fazendo a distinção

entre a biomassa de planta que se encontra acima e abaixo do solo. Este modelo foi acoplado a um modelo ecológico já existente (Chapelle *et al.*, 2000), contendo a descrição dos processos relacionados com fitoplâncton, zooplâncton, ostras e detritos, além do ciclo biogeoquímico do azoto (incluindo os processos de mineralização dos detritos no fundo e interface sedimento-água). Apesar de não existir variação horizontal das propriedades, este modelo permite, assim, a comparação entre três tipos distintos de produtores primários (plantas vasculares marinhas, fitoplâncton e epifito). A aplicação do modelo em Thau lagoon, na costa mediterrânea francesa, permitiu concluir que as plantas vasculares marinhas são mais produtivas quando comparadas com fitoplâncton e epifitos e que, devido à sua capacidade de retirar nutrientes do solo, se encontram menos dependentes das concentrações de nutrientes da água. Concluíram, ainda, que existe uma grande competição entre epifito e fitoplâncton pelos nutrientes, enquanto que a competição pela luz é feita entre epifito e plantas vasculares marinhas.

Muitos autores focaram a sua atenção nos mecanismos de crescimento das plantas e os resultados destes estudos permitiram representar a assimilação de nutrientes pelas plantas aquáticas, bem como a competição e interacção entre as macrófitas e o fitoplâncton. Muitos dos modelos encontrados na literatura representam os ciclos de azoto e fósforo, a mineralização dos detritos e a interacção entre os sedimentos e a coluna de água. Nos modelos que apresentam a interacção entre a coluna de água e o sedimento, em regra, segue-se uma aproximação unidimensional ao longo da vertical: a hidrodinâmica da coluna de água é representada de uma forma muito simples através de um coeficiente de difusão turbulenta que afecta apenas o transporte vertical de massa (Cioffi and Gallerano, 2001).

*Modelos
Biogeoquímicos*

Um número mais limitado de modelos tentam representar a complexidade da eutrofização em toda a sua extensão, tendo em conta a hidrodinâmica do sistema. A consideração dos processos físicos e biogeoquímicos é indispensável para a simulação da eutrofização em determinados sistemas estuarinos, onde os processos físicos têm uma influência muito significativa. O acoplamento de modelos hidrodinâmicos a modelos ecológicos melhora significativamente as estimativas do modelo face aos valores experimentais (Sohma *et al.*, 2001) e esse acoplamento é feito, em geral, utilizando uma estrutura modular (Fulton *et al.*, 2004).

*Modelação da
Eutrofização*

*Modelos de
Caixas*

Apesar de serem muitas vezes úteis, em particular, no que diz respeito ao tempo de cálculo, os modelos de caixas podem falhar na reprodução de alguns processos importantes que afectam a dinâmica do ecossistema, tais como a variabilidade da maré e a sua influência na intensidade luminosa na água ou a dinâmica da velocidade de correntes, decisiva nos processos de ressuspensão de sedimentos. A resolução destas questões passa pelo acoplamento completo entre modelos físicos e bioquímicos, simulando o transporte hidrodinâmico e também os processos químicos e biológicos (Duarte *et al.*, 2003).

Na última década, devido ao rápido aumento da capacidade computacional, combinado com o aumento do conhecimento, surgiu uma explosão no desenvolvimento de modelos de processos para o ciclo dos nutrientes e a eutrofização em estuários e zonas costeiras, incluindo também uma descrição pormenorizada dos processos físicos.

*Modelos
Ecológicos
Complexos*

Como exemplo destaca-se o IGBEM (Integrated Generic Bay Ecosystem Model) que resulta do acoplamento de dois modelos já existentes: European Regional Seas Ecosystem Model II, ERSEM II (Baretta *et al.*, 1995; Baretta-Bekker and Baretta, 1997) e o Port Phillip Bay Integrated Model, PPBIM (Murray and Parslow, 1997,1999). O PPBIM desenvolvido para Port Phillip Bay (Austrália) inclui, entre outros, um modelo de transporte tridimensional, de diferenças finitas, descrito por Walker (1999). O modelo tem em conta o efeito do vento, elevação do nível na fronteira e a densidade da água, sendo esta calculada em função da temperatura e salinidade, que, por sua vez, são dependentes das descargas, maré, evaporação, radiação solar e temperatura do ar (Murray *et al.*, 2000). Este modelo inclui ainda a descrição de alguns processos químicos e biológicos relacionados com os níveis tróficos inferiores. O ERSEM II inclui uma grande parte dos grupos funcionais de organismos presentes no ecossistema estuarino, bem como a descrição dos ciclos biogeoquímicos. Em Fulton *et al.* (2004) foi aplicado o IGBEM a Port Phillip Bay e os resultados são bastante satisfatórios. No seu conjunto, o modelo permite simular os processos relacionados com fitoplâncton, epifauna, microfitobentos e bactérias (ERSEM II) e ainda macrófitas, incluindo macroalgas e plantas vasculares marinhas (PPBIM). A principal desvantagem na utilização deste modelo reside exactamente na grande quantidade de parâmetros necessários, pelo que só pode ser aplicado, de uma forma mais precisa, em poucos locais tais como Port Phillip Bay, Chesapeake Bay e no Mar do Norte (Fulton *et al.*, 2004).

Existem ainda outros modelos que resultam do acoplamento entre modelos hidrodinâmicos e modelos ecológicos: em Canu *et al.* (2003) é utilizado o acoplamento de um modelo hidrodinâmico barotrópico, bidimensional, de elementos finitos, que calcula os campos de velocidade da água para a Laguna di Venezia e um modelo ecológico desenvolvido, a partir do módulo EUTRO do WASP (Water Analysis Simulation System, disponível através da US EPA, Environmental Protection Agency), para calcular o fitoplâncton, zooplâncton, nutrientes, detritos orgânicos e oxigénio dissolvido; Berger and Wells (1999) apresentam um modelo hidrodinâmico e de qualidade da água para avaliar alternativas de gestão do recurso (CE-QUAL-W2) que simula parâmetros como a temperatura, concentração de algas, oxigénio dissolvido, pH, concentração de nutrientes, matéria orgânica e tempo de residência, ao qual foi ainda acoplado um modelo para plantas vasculares marinhas; Duarte *et al.* (2003) apresenta os resultados, para Sungo Bay (China), do acoplamento de um modelo hidrodinâmico bidimensional, de diferenças finitas, ao modelo EcoWin (Ferreira, 1995), que permite a simulação de várias espécies e vários níveis tróficos pertencentes ao sistema, entre outros.

Salienta-se ainda o modelo comercial desenvolvido pelo Danish Hydraulic Institute (DHI), Ferramentas Comerciais que possui um vasto conjunto de ferramentas comerciais na área da modelação dos sistemas marinhos: MIKE 11, MIKE 21 e MIKE 3. O MIKE 3 é um sistema de modelação 3D desenvolvido para a modelação de escoamentos superficiais, incluindo advecção-difusão, qualidade da água, trocas de calor com a atmosfera, poluentes, eutrofização, áreas intertidais e sedimentos. Trata-se de um modelo complexo que permite simular os processos físicos e também os processos biogeoquímicos, descrevendo o ciclo de nutrientes, crescimento de fitoplâncton, zooplâncton e a vegetação bentónica (plantas vasculares marinhas e macroalgas). Mais recentemente, o DHI desenvolveu uma ferramenta muito interessante do ponto de vista do utilizador - Ecolab, “Laboratório Numérico de Modelação” - que permite utilizar um dos modelos predefinidos ou, em alternativa, utilizar um modelo simples, construído pelo próprio utilizador através de uma interface, dependendo dos objectivos da modelação e também à quantidade de dados disponíveis.

Apoio à Decisão Um dos principais objectivos para a construção de modelos complexos deste tipo prende-se com a criação de ferramentas de apoio à decisão e existem vários exemplos da utilização de modelos matemáticos para fornecer respostas e soluções concretas a questões relacionadas com a gestão do recurso. Por exemplo, Solovjova (1999) apresenta uma metodologia (*ecoscreening*) para a estimativa do risco do ecossistema sob influência antropogénica. Com base nos resultados obtidos pelo modelo é determinada a ocorrência de perturbações, considerando valores óptimos de população de indivíduos, mas a fiabilidade dos resultados depende, em grande medida, da quantidade de dados experimentais disponíveis. Um outro exemplo surge em Cioffi and Gallerano (2001) onde, com a utilização de um modelo matemático de eutrofização foi possível concluir que para o Lago di Fogliano (Itália) a plantação de plantas vasculares marinhas, nas zonas mais críticas em termos de eutrofização, seria uma estratégia adequada, uma vez que se prevê uma redução, desde o primeiro ano, do risco de ocorrência de situações anóxicas, reduzindo, a longo prazo, o nível de eutrofização do sistema.

*Calibração
do Modelo*

Uma das principais dificuldades na utilização de modelos ecológicos complexos reside exactamente na grande quantidade de parâmetros necessários para o modelo. Solidoro *et al.* (2003) descrevem um estudo interessante sobre a calibração de modelos ecológicos marinhos, na tentativa de determinar a quantidade de parâmetros cujos valores podem ser determinados de forma mais precisa e ainda estimar a incerteza dos resultados do modelo. A metodologia utilizada pelo autor baseia-se na sensibilidade das variáveis de estado aos parâmetros de um modelo unidimensional simplificado para produção primária. O modelo utilizado descreve os ciclos de azoto, fósforo e carbono, baseado num nível trófico contendo dois grupos funcionais de fitoplâncton, um grupo de zooplâncton e ainda um compartimento de detritos. Os resultados mostram que as sensibilidades dos vários parâmetros estão fortemente correlacionadas e que apesar da grande quantidade de dados de campo utilizados, existem muitas dificuldades na calibração de todos os parâmetros do modelo. A resolução destes problemas de calibração e de outros, passa, segundo os autores, pela utilização de métodos para assimilação de dados de qualidade da água, isto é, utilizando um ajuste sistemático dos resultados do modelo aos valores experimentais existentes, melhorando-se a capacidade de previsão do modelo. Existem na literatura algumas técnicas, baseadas em métodos inversos, que permitem usar a informação disponível para estimar parâmetros do

*Assimilação
de Dados*

modelo e/ou restringi-lo com base nas medidas (Solidoro *et al.*, 2003).

Enquanto for necessário um grande número de parâmetros e não existirem dados disponíveis, os modelos ecológicos de elevado detalhe de processos, como alguns dos apresentados nesta secção do trabalho, estarão subaproveitados relativamente às suas capacidades, mas as suas sucessivas aplicações, simulando vários cenários e a utilização dos valores experimentais permite desenvolver o conhecimento dos sistemas ecológicos.

2. MOHID Water Modelling System

O MOHID Water Modelling System permite a simulação dos principais processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no sistema marinho e descritos nas secções anteriores. Utilizando uma estratégia de programação orientada por objectos e todas as potencialidades do FORTRAN 95, o MOHID encontra-se organizado em módulos, ou classes, que, embora distintos, se interligam de forma a determinar os resultados pretendidos.

Em traços gerais, é calculada a evolução de dois tipos de propriedades: as propriedades hidrodinâmicas, onde se incluem as velocidades, nível da água, fluxos de água e viscosidade turbulenta e as propriedades da água, tais como a salinidade, temperatura, densidade, nutrientes, matéria em suspensão, fitoplâncton, zooplâncton e, mais recentemente, as macroalgas bentónicas. Para o cálculo destas propriedades, o modelo baseia-se no conceito de volume finito, onde as equações são aplicadas macroscopicamente a cada volume de controlo, isto é, a cada célula da malha, sob forma de um fluxo divergente, garantindo-se assim a conservação no transporte das propriedades.

O MOHID considera que o ecossistema que pretende simular é delimitado por fronteiras que podem corresponder a cinco diferentes situações: superfície livre, em contacto com a atmosfera; fundo, onde são considerados fenómenos como o atrito e erosão/deposição de sedimentos; fronteiras laterais abertas, onde são consideradas as trocas com outras massas de água; fronteiras laterais fechadas, que podem ser fixas ou móveis (estas últimas com posição variável no tempo, que correspondem às células que podem ficar a descoberto da água,

dependendo da maré). Para o caso das fronteiras laterais fechadas, fixas ou móveis, considera-se que o fluxo existente é sempre nulo, sendo as trocas entre a terra e a água, como é o caso de um rio, consideradas como descargas.

O MOHID possui uma interface gráfica que simplifica a utilização do sistema. O seu funcionamento está dividido em três partes distintas: *Pre-processing*, relativo à aquisição e fornecimento dos dados; *Execution*, a execução dos cálculos propriamente dita e *Post-processing*, permitindo a exploração e interpretação dos resultados.

Os resultados do modelo podem ser visualizados em dois formatos distintos, dependendo do tipo de estudo que se pretende desenvolver: séries temporais de valores obtidos para determinadas células e resultados na forma matricial, usando o Hierarchical Data Format (HDF), desenvolvido pelo National Center of Supercomputing Applications (NCSA).

Descrevem-se, de seguida, as características dos principais módulos do sistema MOHID utilizados na modelação ecológica da Ria de Aveiro, englobando uma descrição geral dos principais processos envolvidos. Descrições mais pormenorizadas sobre a estrutura, potencialidades e aplicações do sistema MOHID podem ser encontradas em Leitão (2003) ou em www.mohid.com.

2.1. Hidrodinâmica

O Módulo Hidrodinâmico pode ser visto como o primeiro, na complexa cascata de modelos que compõem o sistema MOHID. Trata-se de um modelo hidrodinâmico tridimensional que resolve as equações de Navier-Stokes, considerando as aproximações de Boussinesq e Hidrostática. O modelo é formulado pelo método da aproximação por volumes finitos com uma discretização vertical genérica, que permite a implementação simultânea de vários tipos de coordenadas verticais.

As equações que representam a evolução da quantidade de movimento no sistema são:

$$(1) \frac{\partial u_i}{\partial x_i} = 0$$

$$(2) \frac{\partial u_1}{\partial t} + \frac{\partial(u_j u_1)}{\partial x_j} = -f u_2 - g \frac{\rho_\eta}{\rho_0} \frac{\partial \eta}{\partial x_1} - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p_s}{\partial x_1} - \frac{g}{\rho_0} \int_z^\eta \frac{\partial \rho'}{\partial x_1} dx_3 + \frac{\partial}{\partial x_j} \left(A_j \frac{\partial u_1}{\partial x_j} \right)$$

$$(3) \frac{\partial u_2}{\partial t} + \frac{\partial(u_j u_2)}{\partial x_j} = f u_1 - g \frac{\rho_\eta}{\rho_0} \frac{\partial \eta}{\partial x_2} - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p_s}{\partial x_2} - \frac{g}{\rho_0} \int_z^\eta \frac{\partial \rho'}{\partial x_2} dx_3 + \frac{\partial}{\partial x_j} \left(A_j \frac{\partial u_2}{\partial x_j} \right)$$

$$(4) \frac{\partial p}{\partial x_3} = -\rho g$$

Onde u_i representa as componentes do vector velocidade nas direcções cartesianas x_i , η a superfície livre de elevação; f o parâmetro de Coriolis; A_j viscosidade turbulenta; p_s a pressão atmosférica; ρ a densidade e ρ' a sua variação. A densidade da água é calculada com base na equação de estado da UNESCO (UNESCO, 1981)

A maré surge como uma condição fronteira que, introduzida nas células correspondentes à fronteira marinha, alteram a elevação da superfície livre, propagando-se depois, através da equação da continuidade para as restantes células. O sistema permite ainda a utilização de um ficheiro hidrodinâmico, contendo a informação do campo de velocidades calculado pelo modelo em simulações anteriores e que pode ser lido e repetido em simulações de longa duração, evitando o cálculo hidrodinâmico. Esta metodologia permite a redução significativa do tempo de cálculo para cada simulação.

2.2. Advecção-Difusão

Partindo do campo de velocidades e também dos coeficientes de difusão turbulenta, calculados pelo modelo hidrodinâmico, o modelo “transporta” as propriedades, incluindo a temperatura e salinidade, aplicando a equação de advecção-difusão (*Equação (5)*) para uma propriedade que se desloca no seio de um fluido em movimento. C corresponde à concentração da propriedade; u , v e w representam as componentes da velocidade segundo

os eixos x , y e z , respectivamente, e $(F-P)$ representa os termos de fontes e poços da propriedade em cada uma das células de cálculo do modelo.

$$(5) \frac{dC}{dt} = \frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} v_x \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} v_y \frac{\partial C}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} v_z \frac{\partial C}{\partial z} + (F - P)$$

2.3. Transporte de Sedimentos

Para o estudo da produção primária, a determinação da concentração de sedimentos em cada célula é fundamental, pois desta depende o factor de extinção da luz na água, que influencia a quantidade de luz disponível para a actividade fotossintética dos organismos.

A determinação da concentração de sedimentos presente em cada célula é conseguida através da aplicação da equação de advecção-difusão, onde a advecção vertical inclui a velocidade de sedimentação das partículas, dependente dos processos de floculação a que os sedimentos coesivos estão sujeitos. Neste modelo assume-se que, apesar do processo contínuo de formação/destruição dos flocos, dentro de cada volume de controlo, a distribuição dos sedimentos por tamanho permanece constante, não sendo necessária a adição de termos relativos à produção e decaimento, podendo assumir-se que os sedimentos suspensos se comportam de forma conservativa.

Considera-se, no estudo da Ria de Aveiro, um valor de 1×10^{-7} m/s para a velocidade de queda das propriedades particuladas (incluindo sedimentos), constante ao longo do tempo e em todo o domínio. Este é um valor bastante baixo, quando comparado com 1×10^{-4} m/s referenciados na literatura (e.g. Winterwerp, 2002), mas permite reproduzir de forma bastante satisfatória o efeito conjunto de alguns processos que não foram explicitamente simulados. As simulações efectuadas incluem explicitamente o efeito das correntes sob a tensão de corte no fundo, mas o mesmo efeito provocado pela existência de ondas não é contabilizado, uma vez que implicaria um estudo adicional, de forma a detectar, não só as zonas de formação de ondas, mas também as suas principais características (altura e frequência).

2.4. Qualidade da Água

O modelo de qualidade da água, considerado como o topo do sistema, permite calcular o termo relativo às fontes e poços, específicos para cada propriedade fundamental, em cada uma das células da malha e em cada instante.

As fontes e poços associados a cada propriedade dependem dos processos químicos e biológicos em que está envolvida e encontram-se associados aos ciclos biogeoquímicos do Carbono, Azoto e Fósforo.

Executar o módulo de qualidade da água implica executar os modelos precedentes: em cada instante, o modelo hidrodinâmico simula as elevações da superfície livre e as velocidades do fluido (água) necessárias ao cálculo dos termos de advecção-difusão; conjugando o transporte com as reacções químicas e biológicas na coluna de água, simuladas neste módulo, obtém-se, na mesma malha de cálculo, a distribuição espacial dos parâmetros de qualidade da água. O modelo encontra-se preparado para fornecer, em cada célula da malha, o valor da concentração de azoto (nas formas de amónia, nitrato, nitrito, azoto orgânico dissolvido refractário, DON_r, não refractário, DON_{nr}, e azoto orgânico particulado, PON), fósforo orgânico e inorgânico, oxigénio dissolvido e ainda fitoplâncton, zooplâncton e macroalgas.

Os processos envolvendo o fitoplâncton e as macroalgas bentónicas são similares, uma vez que se tratam de organismos fotossintéticos. A única diferença entre os organismos reside na capacidade das macroalgas bentónicas se fixarem a um substrato, no fundo da coluna de água, permanecendo assim no interior do sistema, ao contrário do fitoplâncton que é “arrastado” pela água.

As áreas de estabelecimento das macroalgas são definidas no modelo com base no conceito de tensão de corte crítica: se a tensão de corte criada pela velocidade da água for maior do que um determinado valor crítico, então as macroalgas bentónicas serão quebradas e transportadas pela água (passando a sua biomassa a ser considerada como PON); se a tensão de corte for inferior ao valor crítico, as macroalgas permanecem no mesmo local e crescerão

dependendo da disponibilidade de nutrientes. Da mesma forma, a concentração de macroalgas, num determinado local, encontra-se também dependente dos fluxos de deposição de sedimentos, considerando-se um fluxo máximo de deposição para a existência de macroalgas.

A formulação matemática utilizada na descrição dos processos relacionados com os produtores primários encontra-se descrita, com maior pormenor, no Anexo I desta tese, bem como os principais parâmetros e pressupostos considerados.

V. Implementação do Modelo

1. Simulação na Ria de Aveiro

A Figura 4 representa a batimetria utilizada para a zona da Ria de Aveiro. Grande parte do interior da Ria apresenta uma cota acima do zero hidrográfico, correspondendo às chamadas zonas intertidais, que se encontram cobertas de água apenas em determinados períodos do ciclo de maré. A simulação dos processos hidrodinâmicos na Ria de Aveiro é feita utilizando uma malha constituída por 326×318 células com um espaçamento que varia entre 50 e 250 m. A resolução desta malha permite simular os principais processos hidrodinâmicos que ocorrem na Ria de Aveiro, mas para os processos ecológicos a sua utilização deixa de ser eficiente. A simulação dos processos ecológicos requer longos períodos de simulação, pelo menos um ano, o que em termos de tempo de cálculo do modelo se traduz em semanas. Neste sentido, opta-se por utilizar, na simulação da qualidade da água na Ria de Aveiro, uma malha mais grosseira, que resulta da integração da malha fina (4×4 células), constituída por 81×79 células, permitindo assim a simulação de um ano em cerca de um dia e meio, utilizando um processador de 2 GHz.

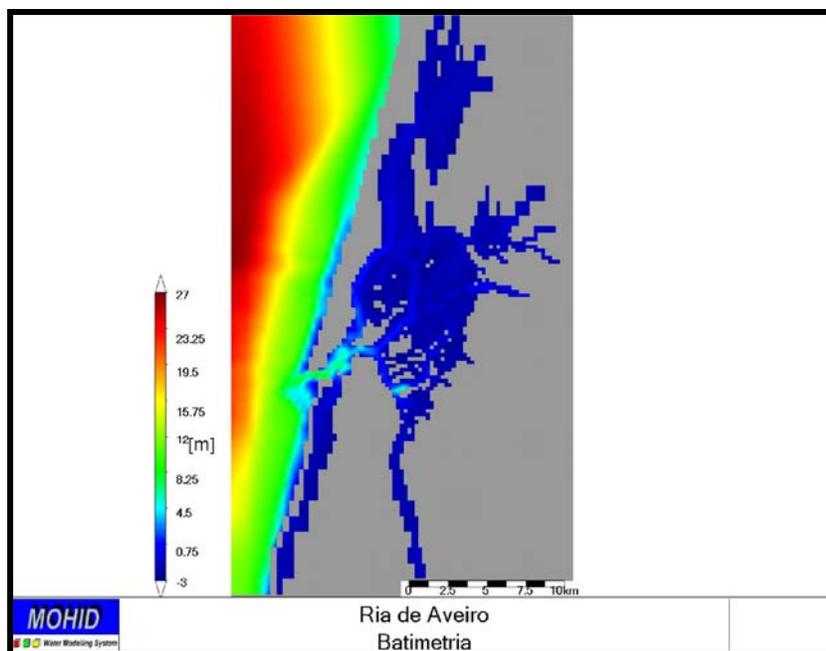


Figura 4. Batimetria da Ria de Aveiro.

A Figura 5 representa a malha utilizada nas simulações da qualidade da água, onde o tamanho das células é variável no espaço, ou seja, consideram-se células de menores dimensões na zona interior da Ria de Aveiro e células maiores nas áreas adjacentes. A malha utilizada neste estudo é descentrada, isto é, as propriedades escalares são calculadas no centro da célula e as velocidades e fluxos calculados nas suas faces.

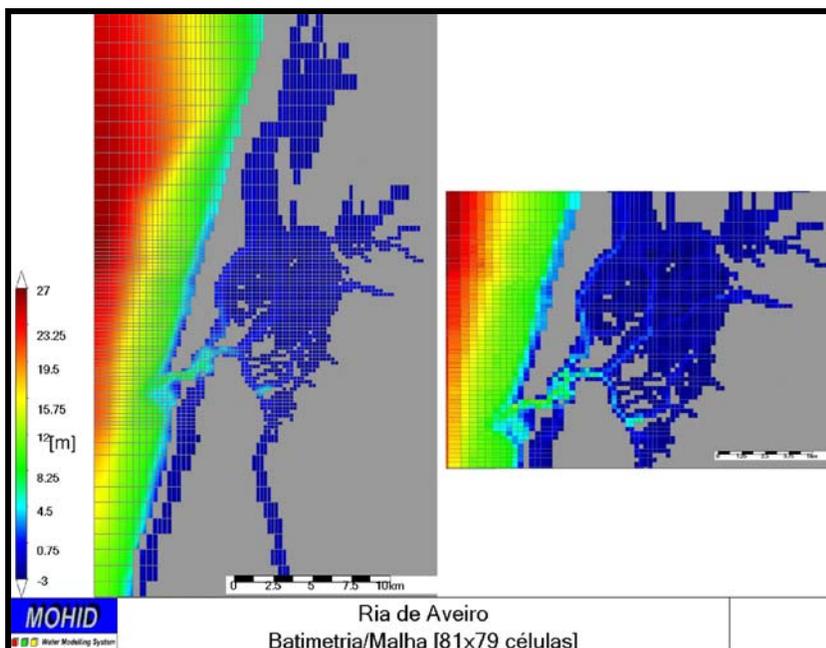


Figura 5. Malha considerada na simulação da qualidade da água na Ria de Aveiro.

O tipo de formato utilizado para a visualização dos resultados do modelo depende da análise pretendida e, neste estudo, opta-se por aplicar o conceito de caixas de integração, já utilizado em estudos anteriores (*e.g.* Pina, 2001; INAG/MARETEC, 2002; INAG/MARETEC, 2003) por se considerar que estas permitem uma mais adequada representação dos resultados, facilitando a percepção dos processos envolvidos. A aplicação deste conceito consiste em agrupar células pertencentes a zonas específicas do estuário, caracterizadas quer pela sua localização, quer pela sua função no ecossistema. Em cada uma destas áreas é calculada uma média da concentração da propriedade, utilizando os valores calculados em cada célula. Assim sendo, é possível não só caracterizar determinadas áreas do estuário como também definir fluxos de propriedades entre caixas, o que, dependendo da análise, pode revelar-se uma ferramenta importante na compreensão da dinâmica do sistema. No Anexo III (Definição das Caixas de Integração) encontra-se descrito, de forma mais pormenorizada, o procedimento utilizado na definição das Caixas de Integração, evidenciando os critérios utilizados para a obtenção da Figura 6.

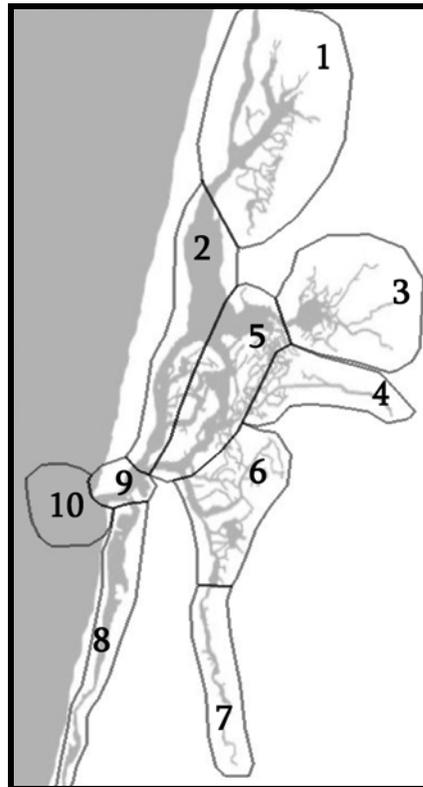


Figura 6. Caixas de integração consideradas para a Ria de Aveiro.

2. Condições Iniciais

A indicação das condições iniciais para o cálculo do modelo é feita tendo por base as Caixas de Integração anteriormente definidas. Considera-se que cada propriedade tem, em cada caixa, uma concentração uniforme no instante inicial. Neste estudo, os valores utilizados para a inicialização do modelo são, por sua vez, resultados de simulações teste realizadas anteriormente, tendo sido utilizado como método de inicialização, um valor constante, resultante de uma média de todos os registos efectuados na Ria de Aveiro. A Tabela 1 apresenta as concentrações iniciais para cada propriedade, em cada uma das zonas consideradas.

Tabela 1. Condições iniciais para a simulação da qualidade da água na Ria de Aveiro.

Caixa de Integração	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Salinidade (psu)	27	31	17	0,9	27	28	18	27	34	35
Matéria em Suspensão (mg / L)	8,9	5,6	13,8	12,3	7,1	7,13	13,3	6,8	3,7	1,2
Fitoplâncton (mg C / L)	3,4	2,0	2,42	0,25	1,46	1,56	1,48	2,0	0,89	0,25
Zooplâncton (mg C / L)	0,1	0,08	0,04	0,002	0,05	0,06	0,03	0,06	0,05	0,03
Nitrato (mg N / L)	2,7	1,0	1,7	0,7	0,8	0,8	2,3	0,7	0,4	0,2
Nitrito (mg N / L)	0,3	0,1	0,15	0,02	0,07	0,07	0,2	0,07	0,05	0,03
Amónia (mg N / L)	0,26	0,05	0,17	0,16	0,09	0,09	0,44	0,05	0,05	0,05
PON ¹ (mg N / L)	0,03	0,03	0,03	0,24	0,05	0,03	0,08	0,03	0,02	0,009
DONnr ² (mg N / L)	0,15	0,12	0,23	0,23	0,15	0,16	0,45	0,15	0,08	0,02
DONr ³ (mg N / L)	0,06	0,06	0,1	0,1	0,07	0,08	0,22	0,07	0,04	0,01

¹ PON - Azoto Orgânico Particulado

² DONnr – Azoto Orgânico Dissolvido Não Refractário

³ DONr – Azoto Orgânico Refractário

3. Condições Fronteira

Considera-se que no mar, a variação sazonal das propriedades em estudo não é significativa, pelo que se assume um valor constante, apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Características da fronteira marítima.

Salinidade (psu)	36
Oxigénio Dissolvido (mg O ₂ / L)	8
Matéria em Suspensão (mg / L)	0,1
Fitoplâncton (mg C / L)	0,03
Zooplâncton (mg C / L)	0,003
Nitrato (mg N / L)	0,02
Nitrito (mg N / L)	0,01
Amónia (mg N / L)	0,002
PON (mg N / L)	0,0009
DON _{nr} (mg N / L)	0,002
DON _{re} (mg N / L)	0,001

A modelação da qualidade da água numa zona de transição como é a Ria de Aveiro requer a consideração de existência de maré. Porque a simulação em simultâneo das condições hidrodinâmicas e de qualidade da água implicaria um tempo de cálculo impraticável, opta-se por utilizar um ficheiro hidrodinâmico. O ficheiro hidrodinâmico é o resultado da gravação das condições hidrodinâmicas, simuladas durante um ciclo semi-diurno da maré (12h, 25m e 30s), podendo ser utilizado e repetido durante a simulação da qualidade da água, diminuindo em grande medida o tempo total de cálculo do modelo mas com o inconveniente de eliminar a variabilidade associada ao ciclo de maré viva/maré morta.

Sendo as fronteiras, à excepção do mar, consideradas como fechadas, todas as trocas existentes entre a terra e a Ria são assumidas como uma descarga. As entradas de água doce na Ria de Aveiro, incluindo a afluência dos rios, funcionam como descargas em determinadas células da malha. Localizando-se as descargas em pontos próximos de terra, é possível que, durante a maré vazia, algumas das células consideradas fiquem a descoberto. Nestes casos, a descarga é feita na célula de cálculo coberta mais próxima, sendo, portanto, variável ao longo do tempo. A quantificação destas descargas será objecto de análise específica no ponto seguinte deste trabalho.

4. Descargas na Ria de Aveiro

A caracterização de cada uma das descargas (ver Figura 1) é feita em termos de caudal afluente à Ria de Aveiro e de concentração de algumas propriedades da água, relevantes para o estudo em causa: fitoplâncton, nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), matéria em suspensão, amónia (NH_4^+) e as três formas de azoto orgânico: azoto orgânico dissolvido refractário (DONre), azoto orgânico dissolvido não refractário (DONnr) e azoto orgânico particulado (PON).

Ao contrário do mar, onde as variabilidades sazonais das propriedades e dos níveis de água são relativamente bem conhecidas, nos rios essa variabilidade depende de inúmeros factores, o que torna, em certa medida, difícil identificar uma variação sazonal característica. De uma maneira geral, a variabilidade das descargas é significativa, não só ao longo de um ano, mas também ao longo de anos diferentes, dependendo das condições climáticas que se fazem sentir e ainda do tipo de ocupação do solo na área de drenagem associada. A caracterização das descargas tem a dificuldade acrescida de se pretender, neste estudo, simular uma situação típica de descargas existentes na Ria de Aveiro.

Para todos os rios considerados, a caracterização é feita com base nos registos de campanhas de amostragem realizadas pela Universidade de Aveiro, no âmbito do projecto *ModelRia* e ainda estações da rede de amostragem do INAG, tentando, de alguma forma, encontrar particularidades em cada uma das descargas. Sempre que possível, considera-se, neste estudo, o maior número de dados disponíveis.

Em termos de caudal, a rede de amostragem do Instituto da Água (INAG) possui algumas estações próximas dos rios em causa com um número bastante significativo de registos, pelo que a identificação de uma variação sazonal é feita com base nesses mesmos registos. Como foi referido anteriormente, a simulação da qualidade da água na Ria de Aveiro requer a utilização de um ficheiro hidrodinâmico (simulando um ciclo de maré) que permita um tempo de cálculo mais reduzido. Esta solução tem, por sua vez, a desvantagem de não permitir explicitamente uma simulação da variação sazonal de caudal, além de não permitir

a simulação do ciclo de maré viva/maré morta. A variação sazonal de caudal pode, no entanto, ser conseguida utilizando quatro ficheiros hidrodinâmicos com descargas de água doce diferentes, dispostos ao longo do ano, de forma a permitir uma aproximação satisfatória à variação encontrada com base no valor mediano dos registos.

No que diz respeito às concentrações das propriedades da água em análise, opta-se por considerar um valor constante ao longo do ano, uma vez que os dados disponíveis não permitem, ao contrário do caudal, estabelecer um padrão de variação característico ao longo desse período de tempo.

No Anexo II (Quantificação das Descargas na Ria de Aveiro) encontra-se descrita, com algum detalhe, toda a análise desenvolvida para cada descarga, apresentando-se, neste ponto do relatório, apenas as conclusões finais do tratamento de dados efectuado.

4.1.1. Rio Vouga

A Figura 7 apresenta os valores de descarga do Rio Vouga utilizados para a gravação dos ficheiros hidrodinâmicos (representados na forma de barras) e a linha que representa a variação real do caudal ao longo do ano mediano, construída com base nos valores medianos calculados em cada mês do ano.

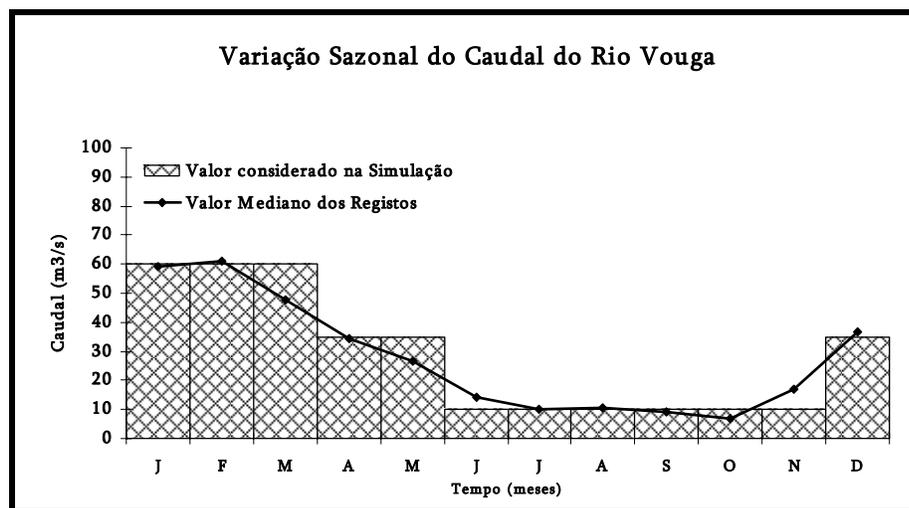


Figura 7. Variação sazonal da descarga do Rio Vouga.

A variação sazonal do caudal é caracterizada por um período de caudais elevados durante os meses de Inverno e períodos de seca durante o Verão, concordante com o tipo de clima que caracteriza o país. Relativamente às concentrações das diversas propriedades de qualidade da água em estudo, a Tabela 3 apresenta os valores considerados, resultantes do tratamento de dados efectuado.

Tabela 3. Quantificação da descarga do Rio Vouga.

Propriedade	Valor Considerado
Fitoplâncton (mg C / L)	0,15
Amónia (mg N / L)	0,09
Nitrato (mg N / L)	0,68
Nitrito (mg N / L)	0,02
Matéria em Suspensão (mg / L)	12,50
DONnr (mg N / L)	0,23
DONr (mg N / L)	0,1
PON (mg N / L)	0,34

4.1.2. Rio Antuã

À semelhança do Rio Vouga, a descarga do Rio Antuã apresenta também uma variação sazonal típica com valores mais elevados de caudal durante os meses de Inverno, embora apresente uma contribuição menor em termos de caudal. A Figura 8 permite comparar a variação sazonal real, conseguida à custa dos valores medianos de cada um dos meses do ano, e a variação imposta na simulação do modelo. Relativamente às concentrações das propriedades da água, a Tabela 4 apresenta os valores considerados na simulação.

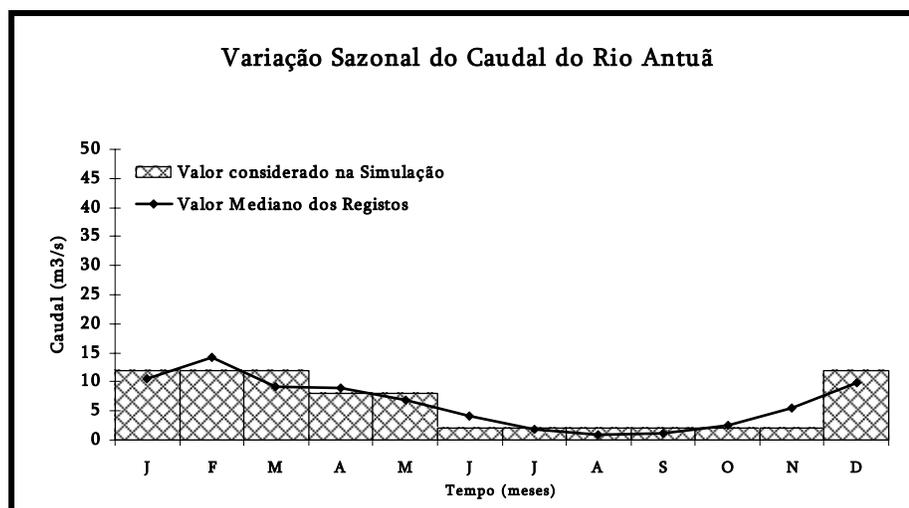


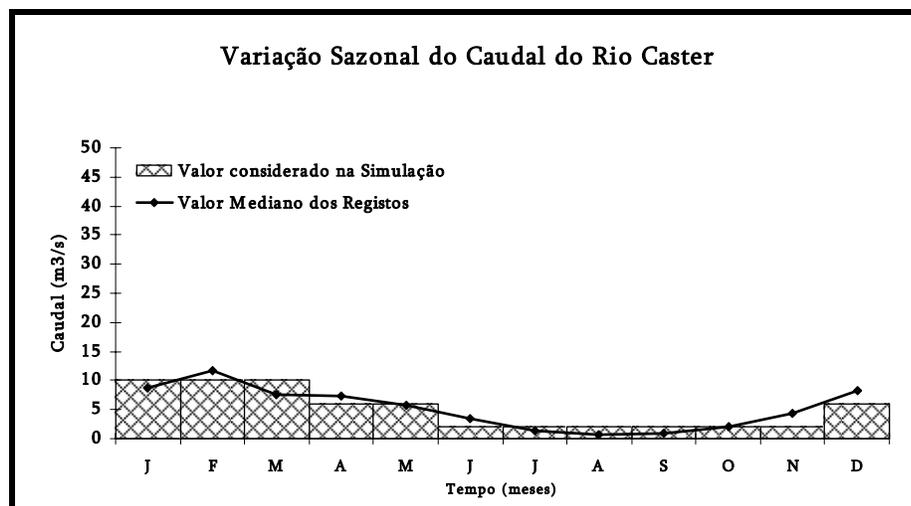
Figura 8. Variação sazonal da descarga do Rio Antuã.

Tabela 4. Quantificação da descarga do Rio Antuã.

Propriedade	Valor Considerado
Fitoplâncton (mg C / L)	0,12
Amónia (mg N / L)	0,14
Nitrato (mg N / L)	2,30
Nitrito (mg N / L)	0,19
Matéria em Suspensão (mg / L)	20,7
DONnr (mg N / L)	0,25
DONr (mg N / L)	0,11
PON (mg N / L)	0,36

4.1.3. Rio Caster

A variação sazonal do caudal correspondente ao Rio Caster é conseguida à custa dos valores encontrados para o Rio Antuã, uma vez que não existem registos disponíveis para a sua caracterização. Admitindo que as bacias hidrográficas são semelhantes em termos de topografia e ocupação do solo, pode estabelecer-se uma proporção entre os caudais dos rios Antuã e Caster e as respectivas áreas de drenagem associadas. Desta forma, a evolução do caudal ao longo do ano segue o mesmo tipo de andamento que o Rio Antuã, diferindo apenas na sua ordem de grandeza. A Figura 9 representa a evolução do caudal mediano ao longo de um ano, bem como a aproximação feita para simulação no modelo, utilizando os ficheiros hidrodinâmicos.

**Figura 9.** Variação sazonal da descarga do Rio Caster.

Para a caracterização em termos de concentração das propriedades, consideram-se os valores registados nas campanhas *ModelRia* durante o ano de 2000. Note-se que não foram

efectuadas medições de todas as propriedades necessárias à simulação, nomeadamente as diferentes formas de azoto orgânico, pelo que, nesses casos, se opta por utilizar alguns valores de referência indicados na literatura. A Tabela 5 apresenta os valores de concentração considerados no estudo.

Tabela 5. Quantificação da descarga do Rio Caster.

Propriedade	Valor Considerado
Fitoplâncton (mg C / L)	0,15
Amónia (mg N / L)	1,32
Nitrato (mg N / L)	5,84
Nitrito (mg N / L)	0,58
Matéria em Suspensão (mg / L)	16,60
DON _{nr} (mg N / L)	0,13
DON _r (mg N / L)	0,05
PON (mg N / L)	0,18

4.1.4. Rio Boco

A caracterização da descarga do Rio Boco é feita também à custa dos valores encontrados para outra bacia hidrográfica, neste caso são utilizados os valores referentes ao Rio Vouga, por se considerar que dada a proximidade das bacias, estas seriam, de certo modo, mais semelhantes. A Figura 10 representa a variação sazonal da descarga do Rio Boco, comparada com a variação extrapolada a partir dos registos para o Rio Vouga.

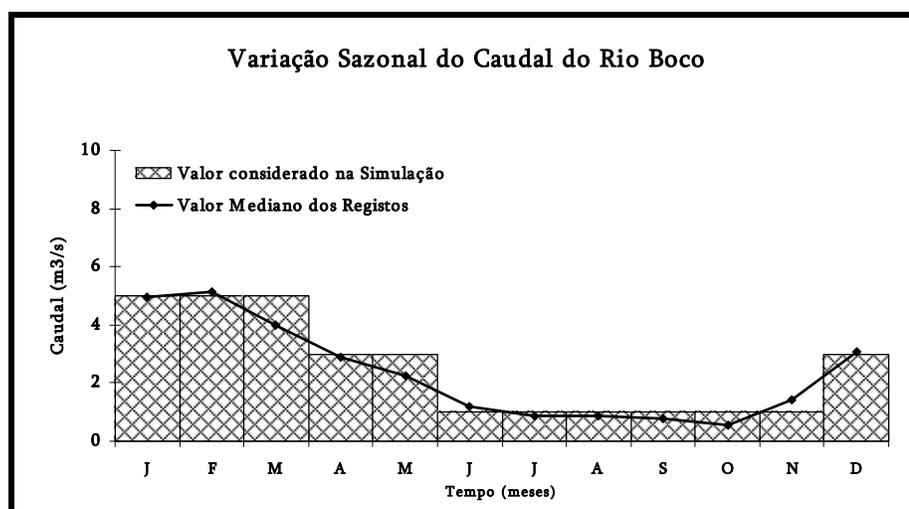


Figura 10. Variação sazonal da descarga do Rio Boco.

A Tabela 6 apresenta os valores de concentração das propriedades na descarga do Rio Boco, conseguidos, mais uma vez, recorrendo aos registos das campanhas realizadas no âmbito do projecto *ModelRia*.

Tabela 6. Quantificação da descarga do Rio Boco.

Propriedades	Valor Considerado
Fitoplâncton (mg C / L)	0,15
Amónia (mg N / L)	0,04
Nitrato (mg N / L)	3,31
Nitrito (mg N / L)	0,33
Matéria em Suspensão (mg / L)	22,20
DONnr (mg N / L)	0,72
DONr (mg N / L)	0,31
PON (mg N / L)	1,03

4.1.5. Valas de Drenagem

Existe um conjunto de valas de drenagem que desaguardam no canal de Mira cerca de 3 m³/s de água doce (ModelRia, 2001). Porque se trata de uma construção artificial, considera-se que este afluente da Ria de Aveiro não se comporta, em termos sazonais, como uma bacia hidrográfica e, não conhecendo dados sobre a sua variação ao longo do ano, opta-se por considerar o valor de 3 m³/s constante durante todo o ano da simulação. As características, em termos das concentrações das propriedades em estudo, apresentam-se na Tabela 7 e são referentes aos dados existentes das campanhas do *ModelRia*.

Tabela 7. Quantificação da descarga das valas de drenagem no Canal de Mira.

Propriedade	Valor Considerado
Fitoplâncton (mg C / L)	0,46
Amónia (mg N / L)	0,23
Nitrato (mg N / L)	1,83
Nitrito (mg N / L)	0,18
Matéria em Suspensão (mg / L)	16,10
DONnr (mg N / L)	0,39
DONr (mg N / L)	0,17
PON (mg N / L)	0,56

4.1.6. Quantificação Relativa das Descargas

Para uma melhor percepção das características de cada descarga face às restantes, apresenta-se um conjunto de figuras que representam a contribuição relativa em termos de fluxo de massa das propriedades, para o interior da Ria. Como foi referido anteriormente, a simulação de um ano considerado como mediano é feita em quatro fases, utilizando três ficheiros hidrodinâmicos diferentes. A contribuição mássica de cada descarga depende do seu caudal, pelo que, em cada uma das fases simuladas, a contribuição será distinta, à excepção das fases II e IV às quais correspondem ficheiros hidrodinâmicos idênticos. A Figura 11 representa a contribuição das descargas durante o primeiro trimestre do ano.

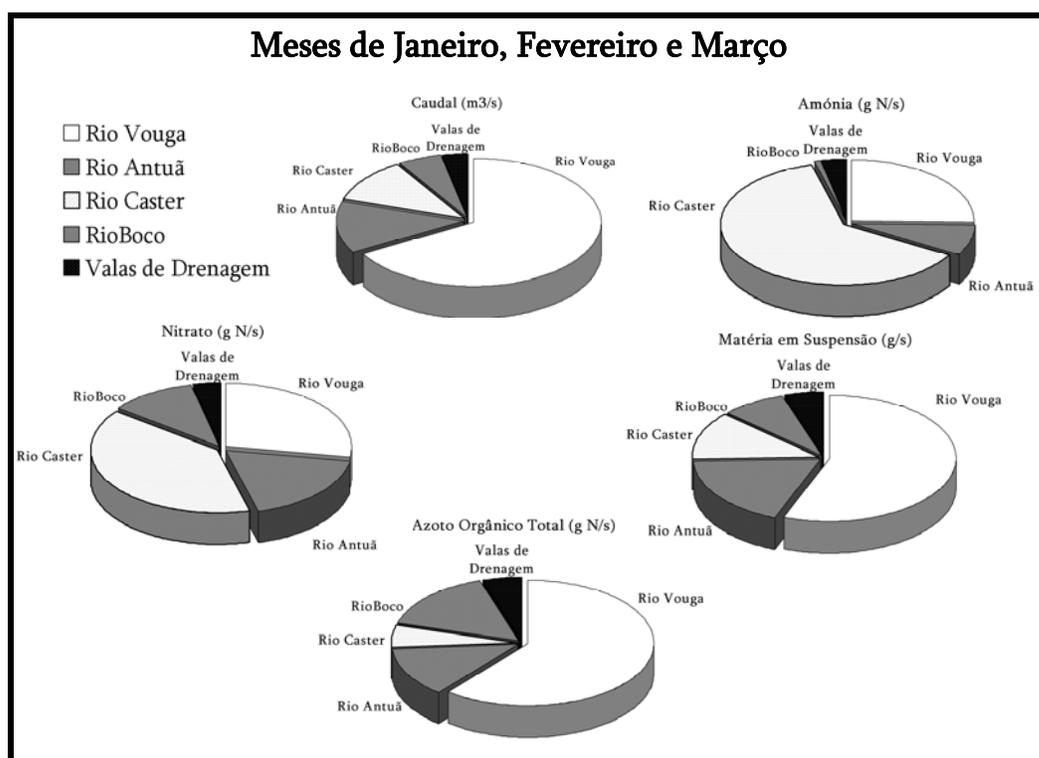


Figura 11. Contribuição relativa das descargas na primeira fase do ano mediano.

Verifica-se que é do Rio Vouga que surge a maior contribuição, quer em termos de caudal, com cerca de 70%, quer em termos de azoto orgânico total e de matéria em suspensão. Note-se que, relativamente aos principais nutrientes considerados (amónia e nitrato), apesar de o Rio Caster não ter um caudal muito elevado, possui uma concentração suficientemente elevada a ponto de ser considerado o rio que mais contribui para a quantidade de nutrientes

existente na Ria.

A Figura 12, representa as contribuições na segunda (Meses de Abril e Maio) e quarta fases (Dezembro) da simulação, onde as proporções entre as descargas se mantêm praticamente iguais à fase anterior. Em valor absoluto, estas contribuições serão menores, já que em todas as descargas o caudal é mais reduzido, face à primeira fase de simulação.

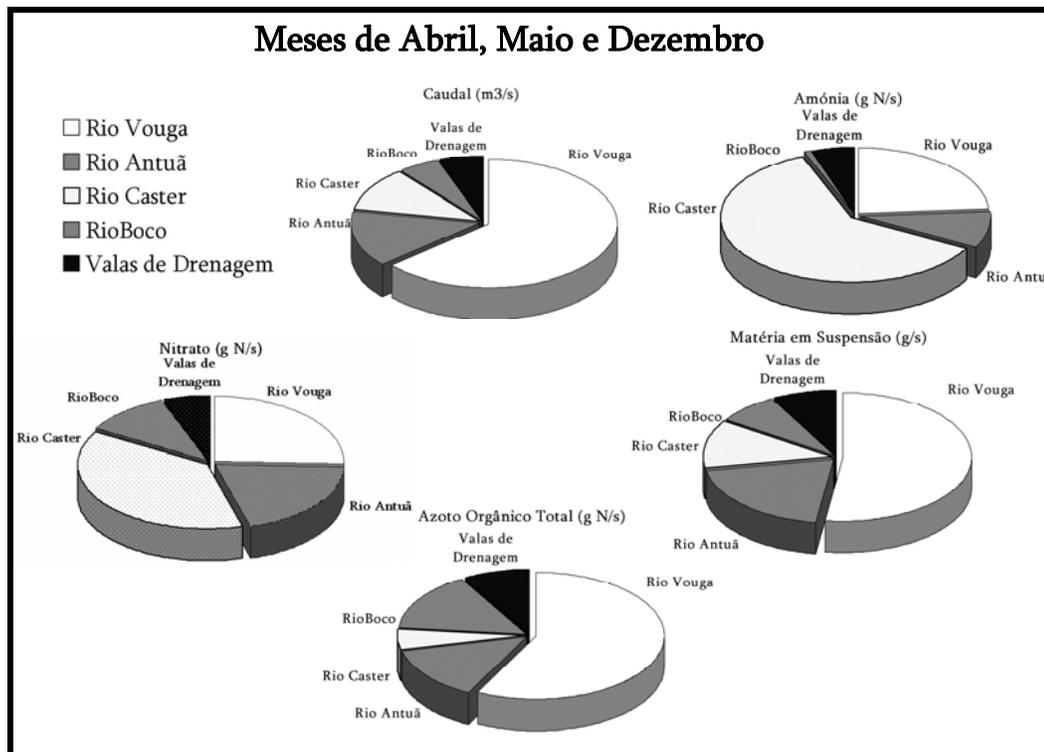


Figura 12. Contribuição relativa das descargas na segunda e quarta fases do ano mediano.

Por último, a Figura 13 diz respeito à terceira fase de simulação, correspondendo aos meses de menor caudal. As proporções entre fluxos de massa descarregados são agora um pouco alterados já que, nesta fase, o caudal da descarga das Valas de Drenagem no Canal de Mira se mantém constante, ao contrário das restantes, que diminuem significativamente. Desta forma, nesta terceira fase as Valas de Drenagem tornam-se uma fonte importante de nutrientes e matéria em suspensão na Ria de Aveiro.

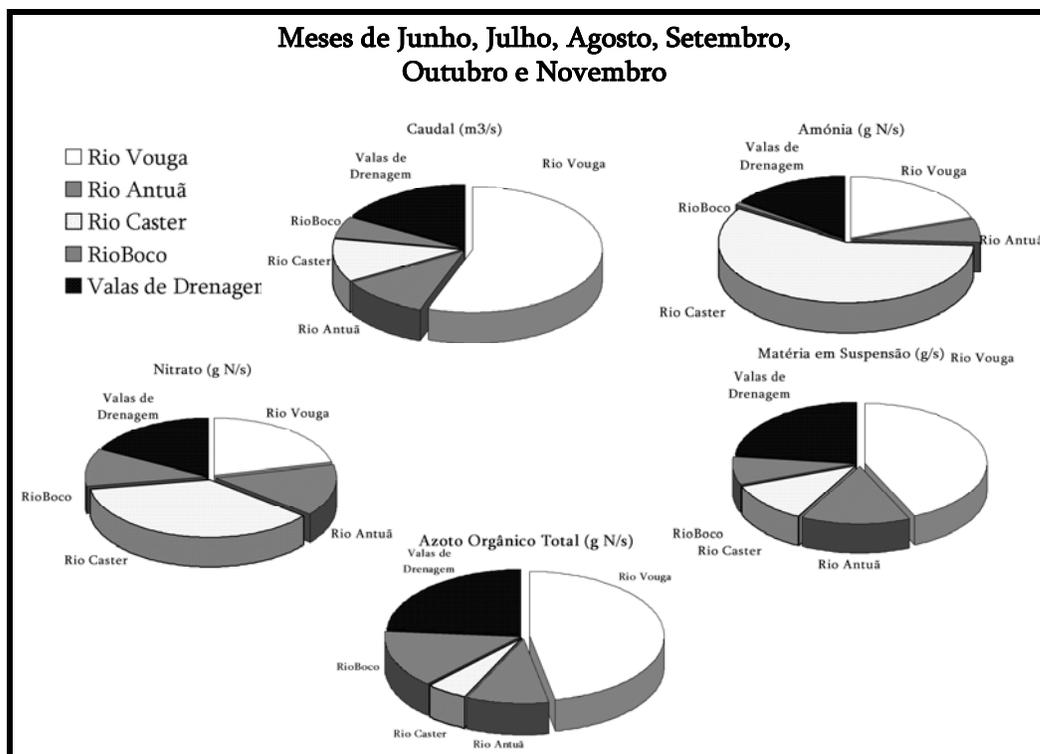


Figura 13. Contribuição relativa das descargas na terceira fase do ano mediano.

Em termos anuais, a Figura 14 representa a contribuição relativa das descargas para o *input* total de Azoto na Ria de Aveiro, evidenciando o Rio Vouga e Rio Caster como principais fontes de azoto no sistema.

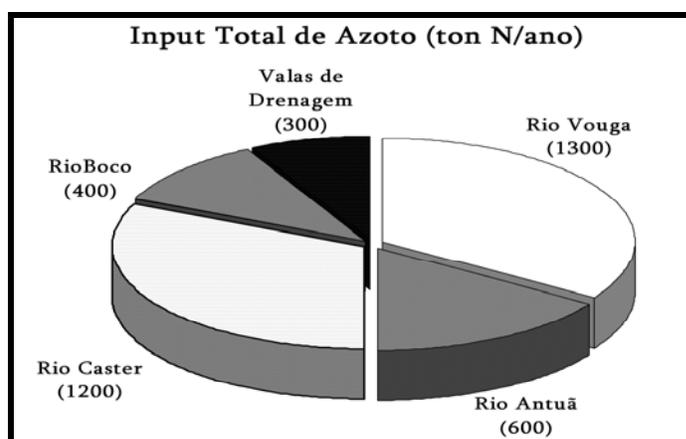


Figura 14. Contribuição relativa das descargas para o Input Total de Azoto na Ria de Aveiro.

VI. Hidrodinâmica do Sistema

A simulação e validação das condições hidrodinâmicas da Ria de Aveiro, utilizando o Sistema MOHID, foram já apresentadas em estudos anteriores (Hidromod, 1998; ModelRia, 2001; Leitão, 2003), pelo que se opta por apresentar, nesta secção, apenas alguns aspectos que se consideram importantes para a análise da dinâmica ecológica na Ria. Assim, apresenta-se uma análise da circulação transiente para condições de enchente e vazante médias, em períodos de maré viva e maré morta, e a circulação residual, que representa o escoamento médio na ria, durante um período de cerca de um mês.

Directamente dependente das condições hidrodinâmicas, o tempo de residência da água no interior de um estuário pode ser um indicador importante para a compreensão global do sistema ecológico, pelo que se inclui também, nesta secção, a determinação do tempo médio de residência da água no interior da Ria de Aveiro.

Para este estudo, a simulação hidrodinâmica do sistema é feita utilizando uma malha fina, com 326×318 células, considerando a existência de maré na fronteira aberta (componentes M2 e S2) e um valor constante de descarga para cada uma das fontes de água doce existentes na Ria, apresentados na Tabela 8. Estes valores são o resultado da média dos caudais atingidos ao longo do ano mediano (apresentado anteriormente), para cada uma das descargas.

Tabela 8. Descargas de água doce na simulação dos processos hidrodinâmicos [m^3/s].

Rio Vouga	28.8
Rio Antuã	6.3
Rio Caster	5
Rio Boco	2.5
Valas de Drenagem	3

1. Circulação Transiente

As figuras seguintes representam os campos de velocidade obtidos pelo modelo para algumas situações particulares de maré viva e maré morta. A situação de enchente, durante a maré viva, é apresentada na Figura 15, correspondendo a Figura 16 a uma ampliação, focando a zona central da Ria de Aveiro. A Figura 15 mostra que é na zona central da Ria de Aveiro que são encontradas maiores intensidades de velocidade, razão pela qual se apresenta, para as restantes situações, apenas uma imagem ampliada dessa mesma zona. Além da representação da velocidade através de um vector, que permite distinguir o seu sentido, o módulo da velocidade é ainda representado pela escala de cores à esquerda, permitindo uma mais fácil comparação entre figuras.

Comparando a Figura 16 (situação de enchente) com a Figura 17 (situação de vazante) é possível distinguir maiores intensidades da velocidade durante a situação de vazante, atingindo cerca de 2.5 m/s na zona da embocadura. Este é um resultado previsível, uma vez que resulta do facto de existirem descargas de água doce no interior da Ria.

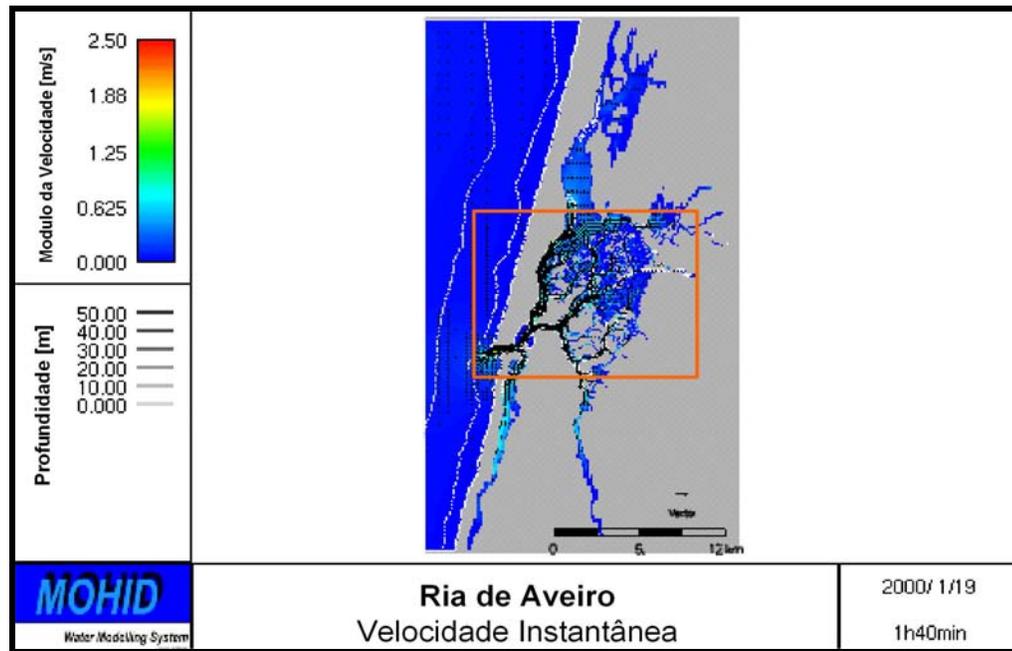


Figura 15. Campo de velocidade em situação de enchente durante a Maré Viva.

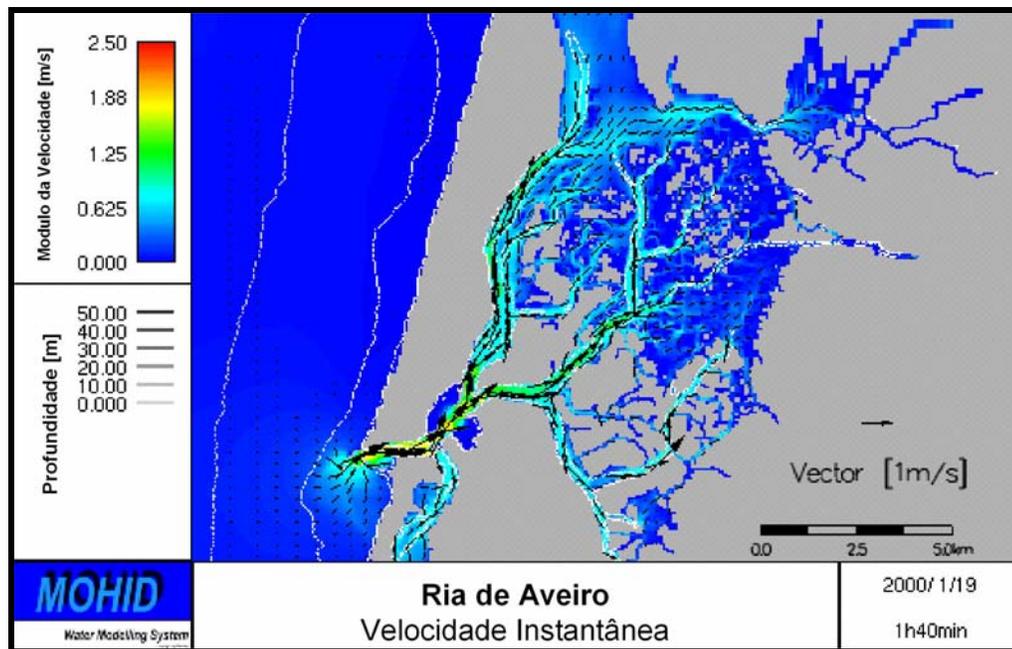


Figura 16. Campo de velocidade em situação de enchente durante a Maré Viva (interior).

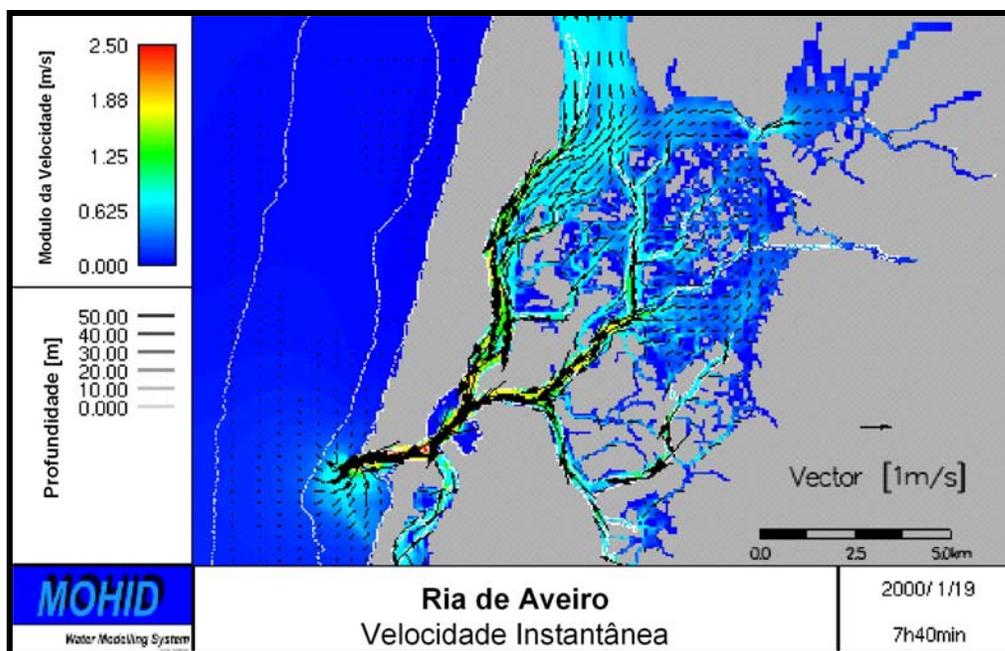


Figura 17. Campo de velocidade em situação de vazante durante a Maré Viva (interior).

A situação de maré morta é representada pelas Figura 18 e Figura 19, mais uma vez para a enchente e vazante, respectivamente. Da sua análise é possível verificar que na vazante, durante a maré morta, o valor máximo de velocidade atingido é de apenas 1 m/s na zona da embocadura, confirmando que as velocidades durante um período de maré viva são, de facto, mais intensas.

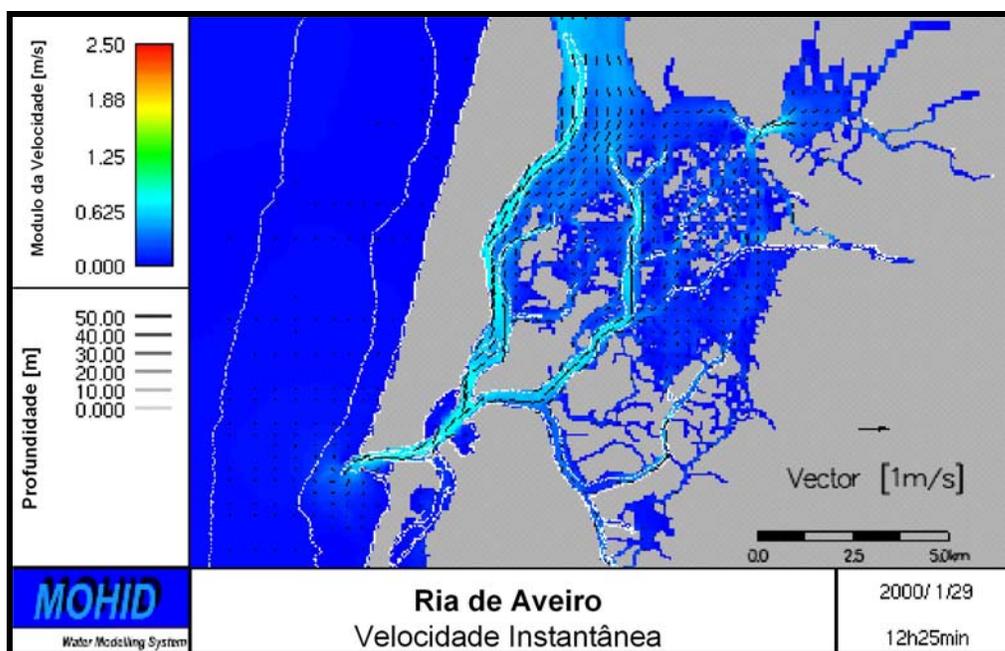


Figura 18. Campo de velocidade em situação de enchente durante a Maré Morta (interior).

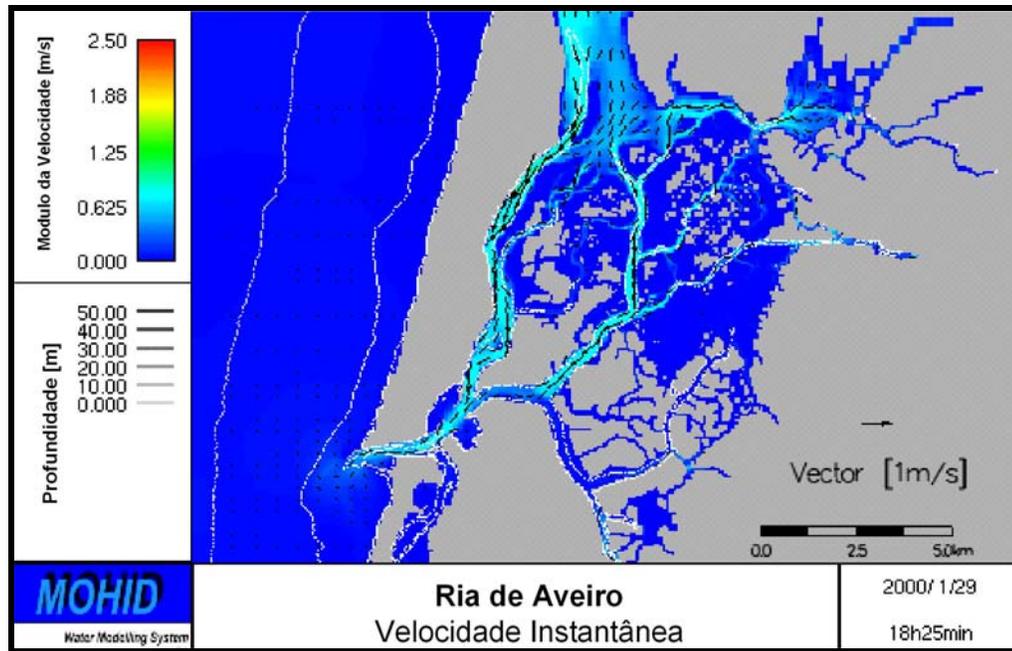


Figura 19. Campo de velocidade em situação de vazante durante a Maré Morta (interior).

2. Circulação Residual

As figuras seguintes representam a circulação residual na Ria de Aveiro, obtida após 38 dias de simulação. A circulação residual é calculada pelo sistema MOHID como a média das velocidades e caudais específicos (caudal por unidade de largura) calculados em cada célula da malha. Na Figura 20, que representa o fluxo residual em toda a zona da Ria de Aveiro, encontram-se assinaladas as zonas às quais dizem respeito as ampliações representadas nas restantes figuras.

É possível observar a existência de vários vórtices residuais no interior da Ria de Aveiro o que indica uma intensa mistura da água no seu interior ao longo de um ciclo de maré. Na Figura 21 e Figura 22 é possível distinguir o Canal Principal (ou Espinheiro) e o Canal de S.Jacinto/Ovar como canais predominantemente de vazante, enquanto que a enchente é feita percorrendo a entrada do Canal de Ilhavo. Junto à zona de embocadura a intensidade do fluxo residual é mais reduzida, mas na Figura 23, que representa uma ampliação do local, é visível a formação de dois vórtices junto ao jacto de vazante, além de vários vórtices de pequena dimensão, ainda no interior da Ria. Estes pequenos vórtices, provocados pelas altas

velocidades atingidas, ao longo dos canais principais, são responsáveis pela existência de uma recirculação bastante intensa no interior da Ria provocando um efeito de mistura considerável no interior da Ria.

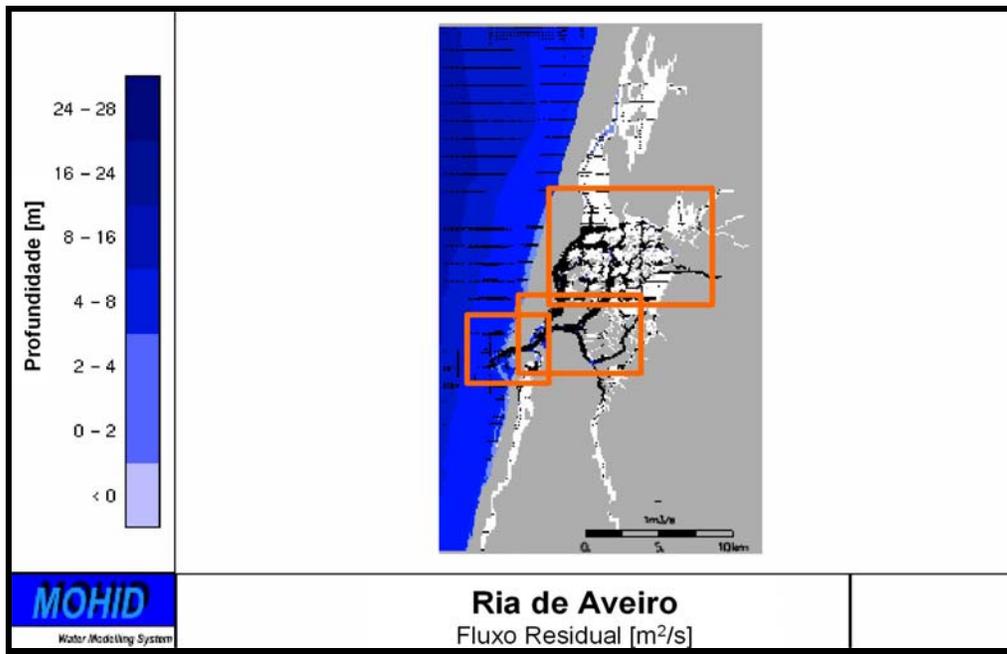


Figura 20. Fluxo residual na Ria de Aveiro.

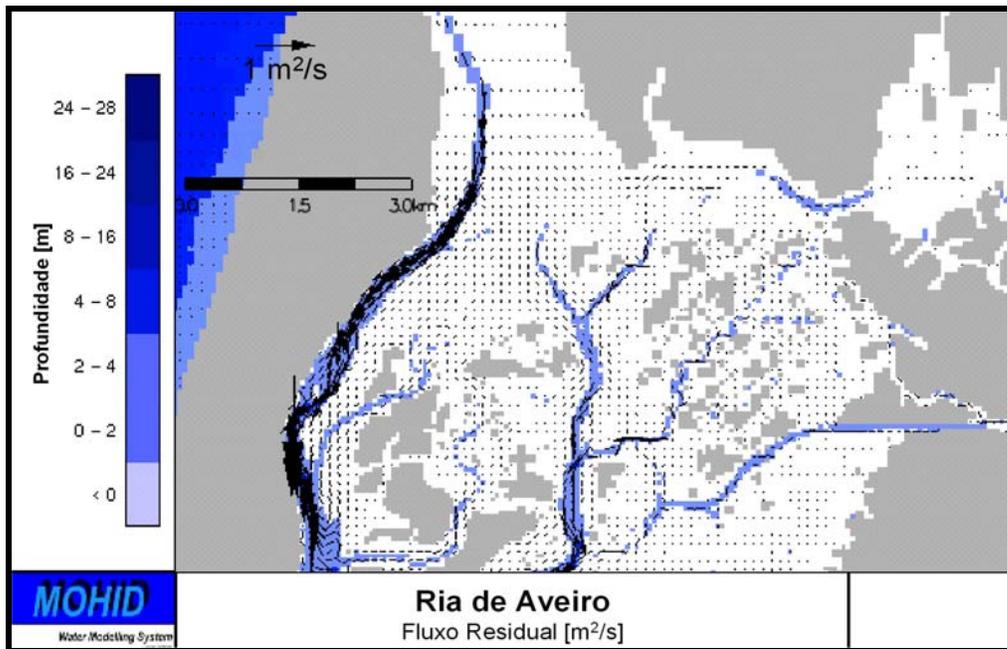


Figura 21. Fluxo residual na Ria de Aveiro (Zona Central).

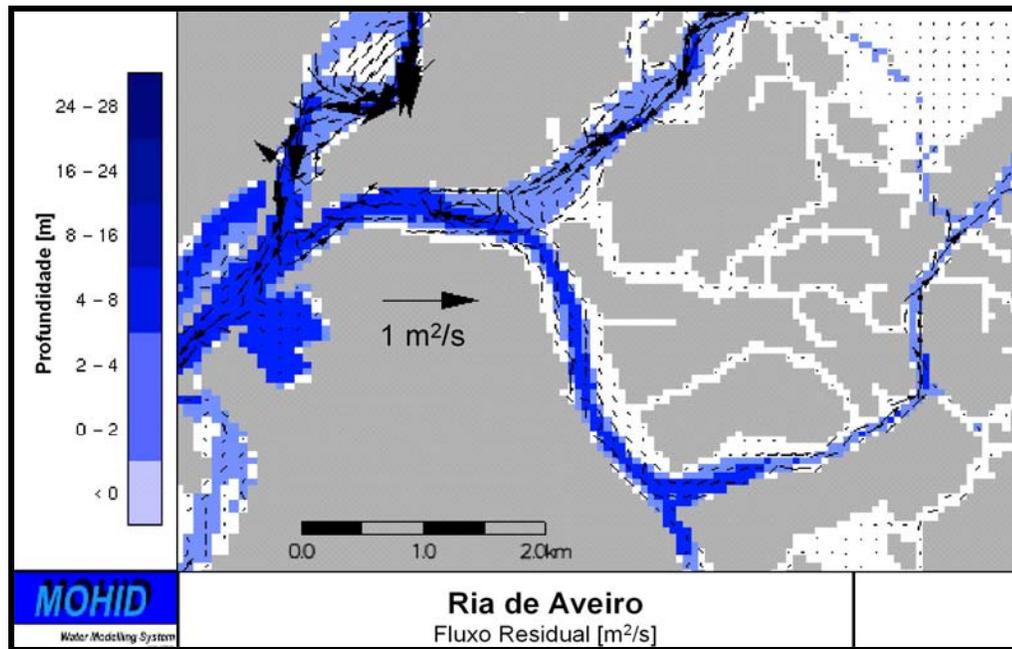


Figura 22. Fluxo residual na Ria de Aveiro (Canal de Principal e Canal de Ilhavo).

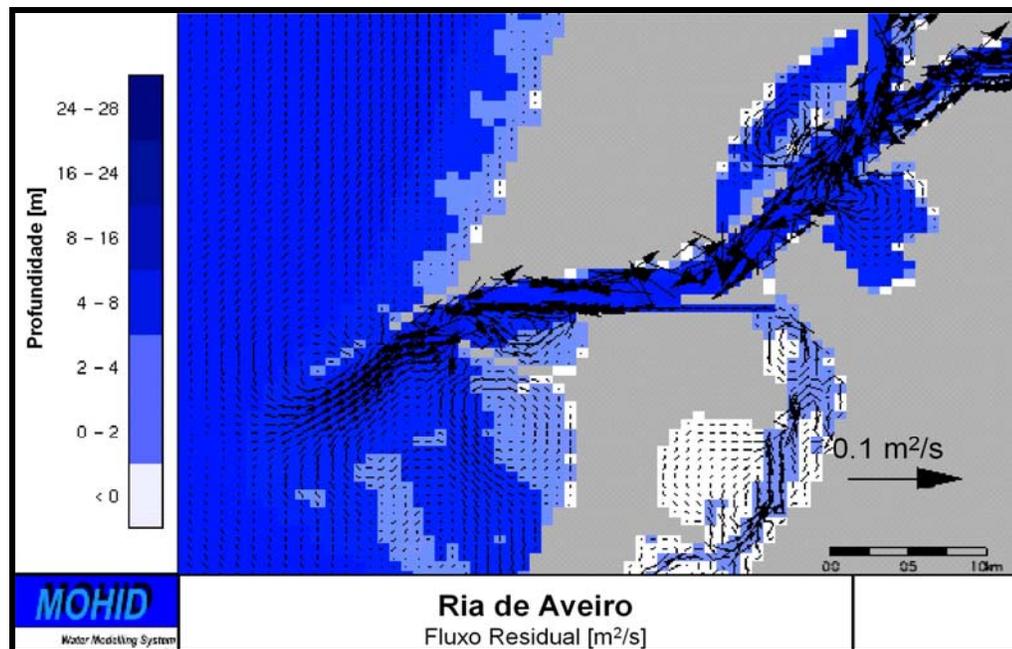


Figura 23. Fluxo residual na Ria de Aveiro (Zona da Embocadura).

3. Tempo de Residência

De acordo com EPA (2001) existem diversas formas de definir tempo de residência, mas, o que se pretende, quase sempre, é determinar quanto tempo a água permanece no interior do estuário, ou o seu tempo de renovação. Neste estudo, o tempo de residência da Ria de Aveiro é determinado recorrendo ao Módulo Lagrangeano do sistema MOHID, que permite utilizar o conceito de traçador lagrangeano com a finalidade de “marcar” a água no interior da Ria (metodologia apresentada em Braunschweig *et al.*, 2002). Considera-se a existência de maré (componentes M2 e S2) e para as descargas de água doce são considerados os respectivos valores de caudal médio anual, já apresentados na Tabela 8. A simulação parte de uma distribuição de partículas que preenche todo o volume do estuário, considerando a jusante o limite definido em “Limites de Jusante dos Estuários Portugueses” (INAG/MARETEC, 2001).

O volume total do estuário varia ao longo do tempo como efeito do ciclo de maré diário e também devido à existência do ciclo maré viva/maré morta. A Figura 24 representa a variação de volume de água no interior do estuário ao longo do período de simulação.

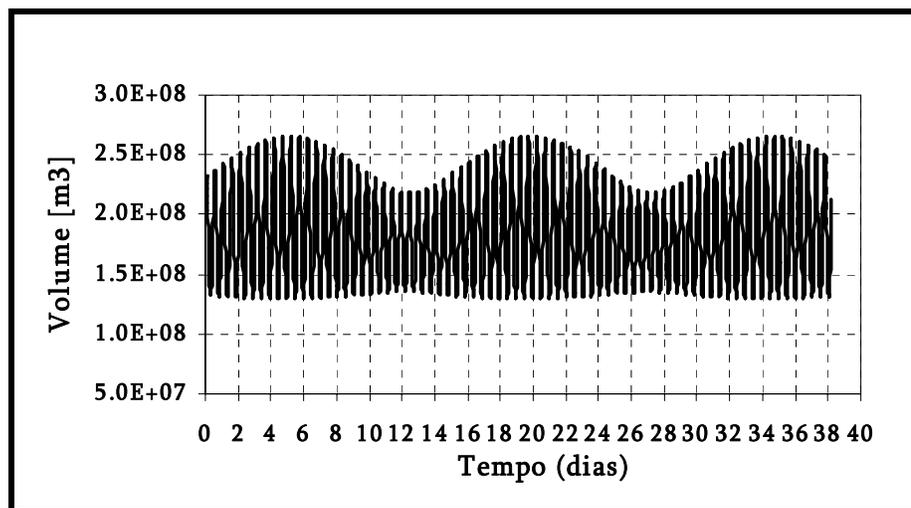


Figura 24. Variação do volume de água no interior da Ria de Aveiro durante o período de simulação.

A diferença de volume entre a maré-cheia e vazia – prisma de maré – varia entre $0.7 \times 10^8 \text{ m}^3$ na maré morta e $1.4 \times 10^8 \text{ m}^3$ na maré viva, sendo o volume médio do estuário cerca de $1.8 \times 10^8 \text{ m}^3$. A contribuição média diária das descargas de água doce no interior da Ria totaliza cerca de $3.9 \times 10^6 \text{ m}^3$, o que significa que, na Ria de Aveiro, as trocas de água com o

mar assumem uma importância maior, relativamente às trocas com a terra.

O volume de partículas em cada caixa corresponde, no instante inicial, ao volume de água da respectiva caixa, pelo que, no total, o volume de partículas representa o volume total do estuário. Na Figura 25 apresenta-se a distribuição inicial de partículas no interior do estuário. Cada uma das Caixas de Integração (definidas no Anexo III) possui uma coloração distinta, o que permite distinguir a origem das partículas ao longo da simulação. Cada partícula tem associada a sua posição, ou seja, a caixa em que se encontra em cada instante, mas também a sua caixa de origem. Com este tipo de informação é possível determinar, em cada instante, o volume de partículas que se encontram no interior do estuário e as proporções relativas das contribuições das várias origens.

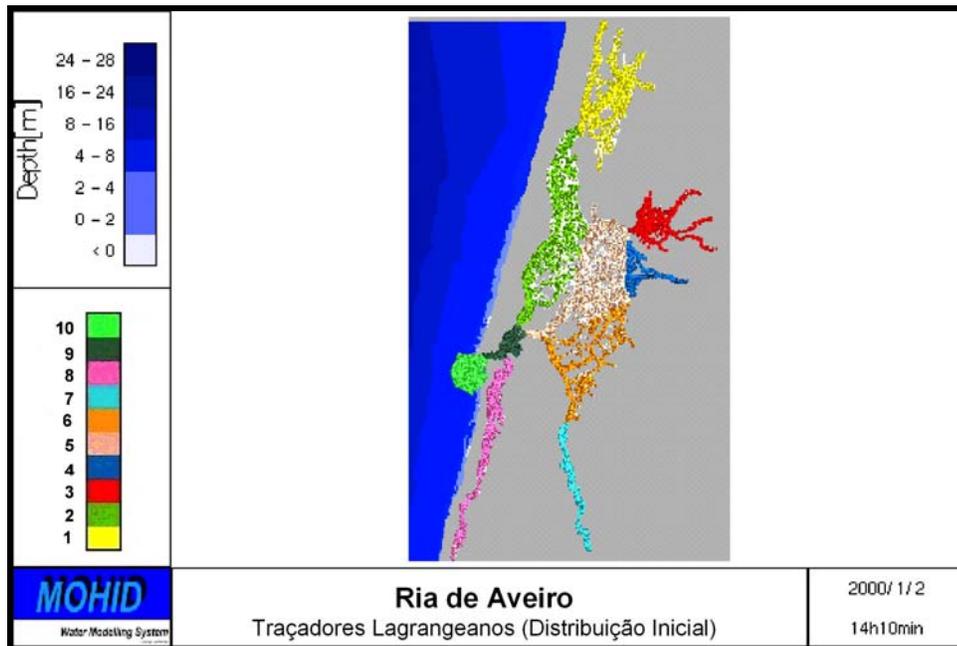


Figura 25. Distribuição inicial das partículas lagrangeanas na Ria de Aveiro.

A Figura 26 e a Figura 27 representam a distribuição de partículas após 10 e 20 dias de simulação, respectivamente. Verifica-se que o número de partículas no interior do estuário diminui gradualmente ao longo da simulação. Após 10 dias, cerca de 60% das partículas permanece ainda no interior da Ria de Aveiro, mas decorridos 20 dias este valor é reduzido para 20%. A zona próxima da embocadura e a zona central da Ria são caracterizadas por uma mistura completa das partículas das várias regiões, sugerindo que o tempo de residência nas caixas localizadas no centro da Ria será maior do que nas caixas próximas das zonas de

descarga dos rios. Atendendo à descrição da circulação transiente e residual (discutidas anteriormente), o efeito dos vórtices de pequenas dimensões no interior da ria proporcionam um tempo de residência longo das partículas no seu interior e uma mistura rápida das partículas provenientes das várias origens.

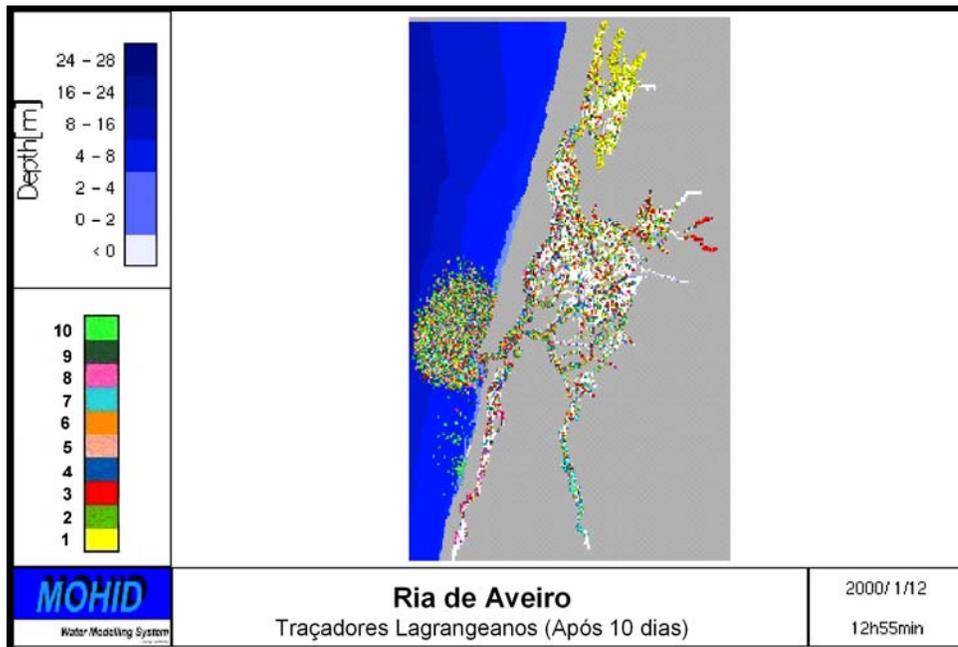


Figura 26. Distribuição das partículas após 10 dias de simulação.

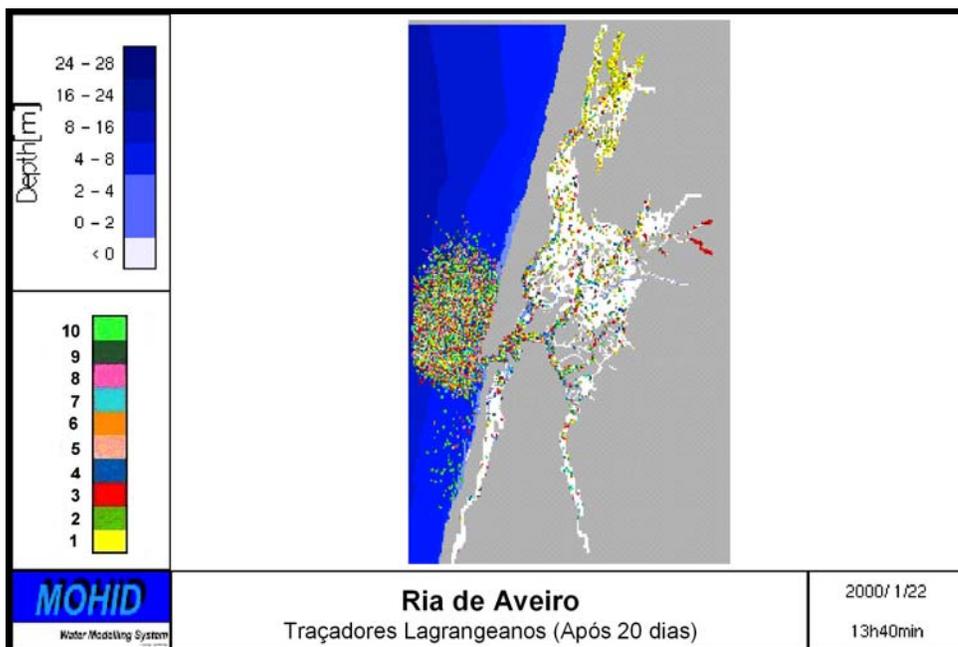


Figura 27. Distribuição das partículas após 20 dias de simulação.

As figuras permitem ainda distinguir algumas partículas de cor amarela (Caixa 1) que, após 10 e 20 dias ainda permanecem na sua caixa de origem, o que significa que se trata de uma zona onde o tempo de residência da água é bastante elevado, relativamente a outras. Também na zona de descarga do Rio Vouga, à qual correspondem as partículas de cor vermelha, o tempo de residência parece ser superior a 20 dias. Na zona exterior do estuário as partículas encontram-se, após 10 e 20 dias, totalmente misturadas e é possível distinguir uma tendência de transporte para norte por efeito da força de Coriolis.

A Figura 28 representa a fracção de partículas no interior do estuário ao longo do período de simulação, ou seja, a razão entre o número de traçadores lagrangeanos existentes no interior da Ria de Aveiro e o volume total do estuário.

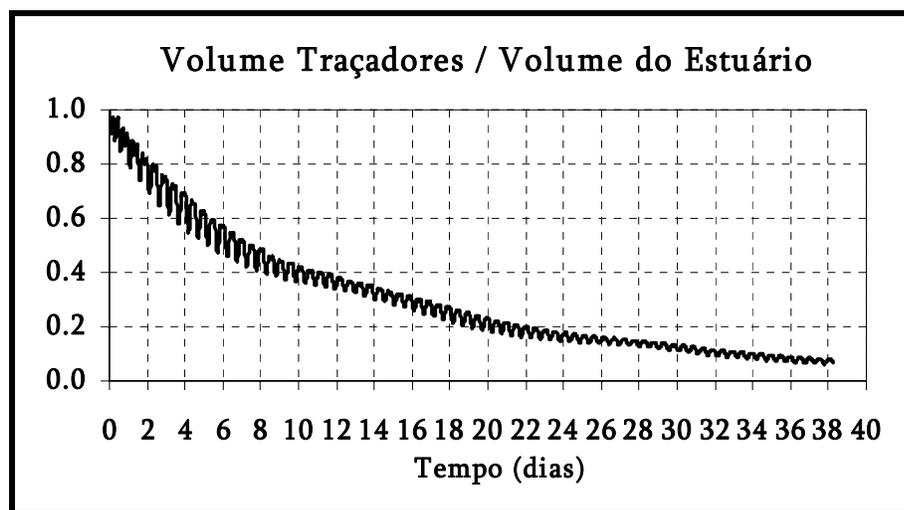


Figura 28. Evolução da fracção de partículas lagrangeanas no interior do estuário.

A relação entre a quantidade de partículas no interior do estuário e a quantidade inicial diminui ao longo do tempo, devido à renovação da água imposta pelas constantes descargas de água doce que afluem à Ria de Aveiro. Considerando o tempo de residência como o tempo requerido para que 80% da água, que inicialmente se encontrava no seu interior, tenha sido renovada considerar-se para a Ria de Aveiro um tempo de residência médio de 20 dias. Apenas como termo de comparação pode referir-se que para o Estuário do Tejo se obtém também um valor de, aproximadamente, 20 dias, enquanto que o Estuário do Mondego apresenta um tempo de residência, na ordem dos 4 dias (INAG/MARETEC, 2002). Os 20 dias de tempo de residência é um valor global da Ria de Aveiro, mas é possível,

seguindo este mesmo método, determinar o tempo de residência de cada uma das áreas definidas anteriormente como as Caixas de Integração. Mas mais importante do que conhecer o tempo de residência de cada zona do estuário, talvez seja poder identificar as origens da água que se encontra em determinada zona. Nomeadamente, conhecer de que forma a água vinda do exterior do estuário, rios ou mar, contribui para o volume presente em cada zona. Esta monitorização pode ser quantificada, calculando para cada origem (ex: rios, oceano, zonas do estuário) a sua contribuição relativa para o volume total presente na área de estudo, em função do tempo. A média desta contribuição relativa no tempo permite, de uma forma objectiva, quantificar a influência, acumulada no tempo, das diversas origens de água sobre áreas específicas da Ria de Aveiro, em termos de volume. Esta média pode representar-se da seguinte forma:

$$\overline{Con}_{i,j}(T) = \frac{\int_0^T \frac{V_{i,j}(t)}{V_i(t)} dt}{T}$$

sendo $V_i(t)$ o volume total de água que existe na zona i no instante t e $V_{i,j}(t)$ o volume de água presente na zona i no instante t da origem j (rio, oceano ou outra zona da Ria), T o tempo de simulação e $\overline{Con}_{i,j}(T)$ a contribuição média ao longo de T da origem j para a área monitorizada i . Esta metodologia foi aplicada à Ria de Aveiro admitindo que as áreas de monitorização correspondem às origens de água, sendo os rios e a zona exterior à Ria considerados como uma única origem.

A função $\overline{Con}_{i,j}(T)$ foi calculada, para cada origem, após 5, 10 e 20 dias de simulação, cujos resultados são apresentados respectivamente pela Figura 29, Figura 30 e Figura 31. Para cada caixa é representada, num gráfico circular, a contribuição média das várias origens da água que passou pela caixa durante o tempo de simulação. No gráfico, a fracção branca representa a contribuição externa, ou seja, a água que se encontrava no início da simulação na zona exterior à Ria (rios e oceano).

A Figura 29 mostra que, após 5 dias de simulação, a maior parte da água permanece na sua caixa de origem, excepto para as caixas 4, 8, 9 e 10. Estas são as zonas do estuário que têm tempos de residência da água menores, embora por diferentes razões. Na Caixa 4, cerca de 70% do volume inicial da água foi renovado após 5 dias de simulação devido, principalmente à contribuição da descarga do Rio Vouga nessa caixa (fracção representada a branco), tendo

as restantes origens uma contribuição pouco significativa. A Caixa 9, localizada na zona próxima da embocadura, possui contribuição de praticamente todas as origens e a Caixa 10, junto ao mar é, devido aos efeitos da maré, muito influenciada pelas trocas com o oceano. Para a Caixa 8 a distinção entre as fontes de água (fracção branca no gráfico) não é tão clara como em outras zonas da Ria, uma vez que existem, não só uma contribuição directa da água doce descarregada pelas Valas de Drenagem consideradas neste canal, mas também trocas com a água do mar, através da Caixa 9.

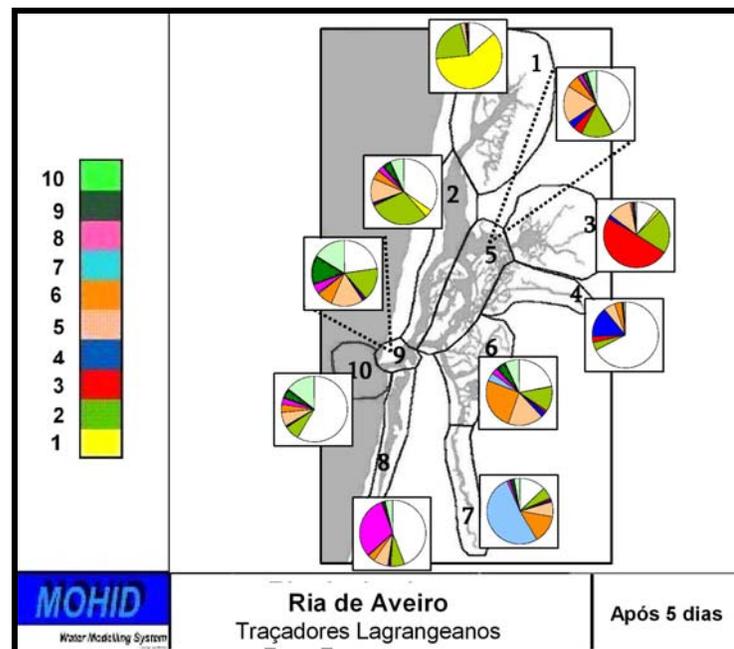


Figura 29. Troca de água entre caixas após 5 dias de simulação.

Através da figura é ainda possível verificar que, de facto, as Caixas 1, 3 e também a Caixa 7, possuem ainda, após 5 dias de simulação, mais de 50% do volume de água inicial, o que indica que estas serão as zonas com um tempo de residência mais elevado dentro da Ria de Aveiro. À partida estas serão zonas propícias para a produção primária. Por sua vez, as caixas localizadas na zona central da Ria, Caixas 2, 5, 6 e 9, com uma elevada contribuição de praticamente todas as outras origens de água, são consideradas zonas de intensa mistura, já sugerida anteriormente na análise das velocidades instantâneas e circulação residual.

Após 10 dias de simulação (Figura 30) a contribuição relativa de cada uma das origens de água é, em todas as caixas, superior a 75% e apenas na Caixa 1 é possível identificar uma significativa contribuição do volume de água com origem nessa mesma caixa. Este é um

resultado concordante com a afirmação feita anteriormente, classificando a Caixa 1 como a zona da Ria de Aveiro com maior tempo de residência. Após 20 dias (Figura 31), sendo este o tempo de residência considerado para a Ria de Aveiro, verifica-se que, de facto, em geral, cerca de 80% do volume inicial de água foi renovado, sendo em algumas caixas este valor superior a 95%.

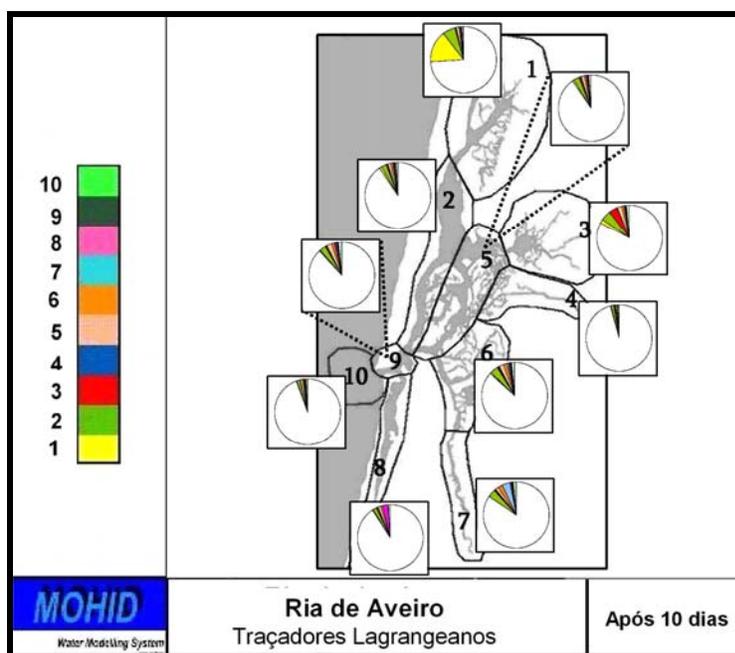


Figura 30. Troca de água entre caixas após 10 dias de simulação.

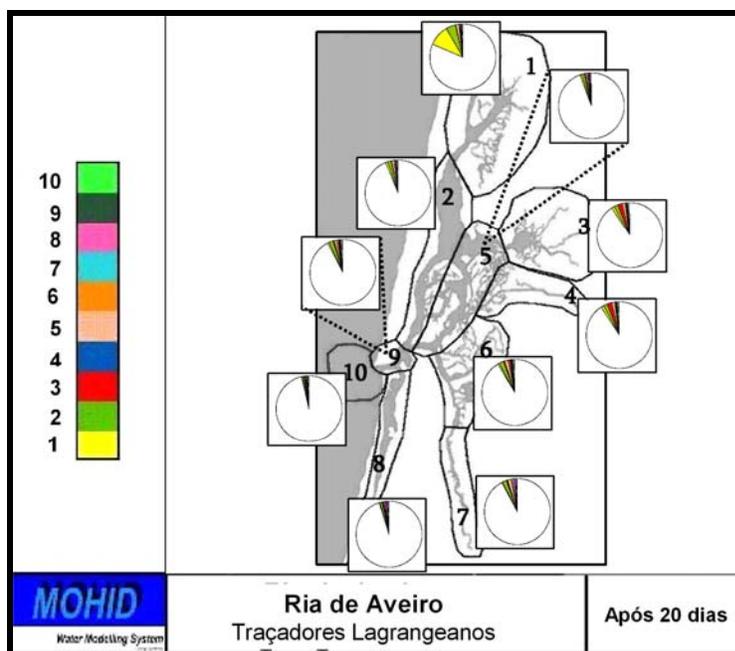


Figura 31. Troca de água entre caixas após 20 dias de simulação.

4. Conclusões Gerais da Hidrodinâmica do Sistema

Constituída por um sistema de ilhas entrecortadas por canais, a Ria de Aveiro apresenta uma hidrodinâmica complexa e variável no interior da Ria. Ao longo dos canais, as velocidades são mais intensas, o que proporciona a existência de pequenos vórtices responsáveis por um efeito de mistura muito acentuado. Por outro lado, as zonas próximas das descargas dos rios são zonas com velocidades menos intensas.

Da análise da circulação residual no interior da Ria é possível distinguir o Canal Principal e o Canal de S. Jacinto/Ovar como canais predominantemente de vazante, enquanto que a enchente é feita percorrendo a entrada do Canal de Ílhavo.

O tempo de residência da água no interior da Ria de Aveiro é, em média, 20 dias, o que, comparando com outros estuários portugueses, se considera relativamente longo.

Considerando apenas a análise dos processos físicos, é possível estimar uma maior actividade fotossintética nas zonas envolventes das descargas dos rios, uma vez que se tratam de locais de pouca profundidade e onde as velocidades de escoamento são reduzidas.

VII. Modelação Ecológica

A importância das macroalgas na Ria pode ser testada através da comparação dos resultados do modelo em duas situações: SEM macroalgas, considerando apenas fitoplâncton como único produtor primário de biomassa e COM macroalgas, onde se considera a presença de fitoplâncton e macroalgas. As condições fronteira e iniciais do modelo são as mesmas, para que seja possível estabelecer uma comparação entre os resultados das duas simulações, garantindo-se que as diferenças encontradas são efectivamente uma consequência da existência de macroalgas no sistema. São apresentados e discutidos, neste capítulo, os resultados obtidos pelo modelo nas duas simulações.

1. Validação dos resultados do modelo

1.1. Valores Médios Anuais

A Figura 32 apresenta: *a*) as estações de amostragem referentes às campanhas realizadas pela Universidade de Aveiro, no âmbito do projecto ModelRia (denominadas por MR), nos dias 20 de Junho, 25 de Setembro, 15 de Dezembro de 2000 e 14 de Março de 2000 (ModelRia, 2001); *b*) estações correspondentes a campanhas realizadas pelo Instituto Hidrográfico (designadas por RA), cujos valores se encontram disponíveis apenas em termos de valor médio anual entre os anos de 1989 e 1993 (IHRH, 94) e uma medição em Fevereiro de 2002 (IH, 2002) e *c*) caixas de integração consideradas na simulação do modelo. Numa primeira abordagem, o comportamento do modelo é avaliado recorrendo à comparação entre os valores médios anuais determinados pelo modelo em cada uma das caixas de integração (nos dois cenários em estudo) com os valores de campo disponíveis para a zona correspondente à caixa de integração (Figura 33 até Figura 37). A Figura 38 permite ainda a comparação directa entre os resultados do modelo nos dois cenários, evidenciando as principais diferenças encontradas para cada uma das propriedades em estudo.

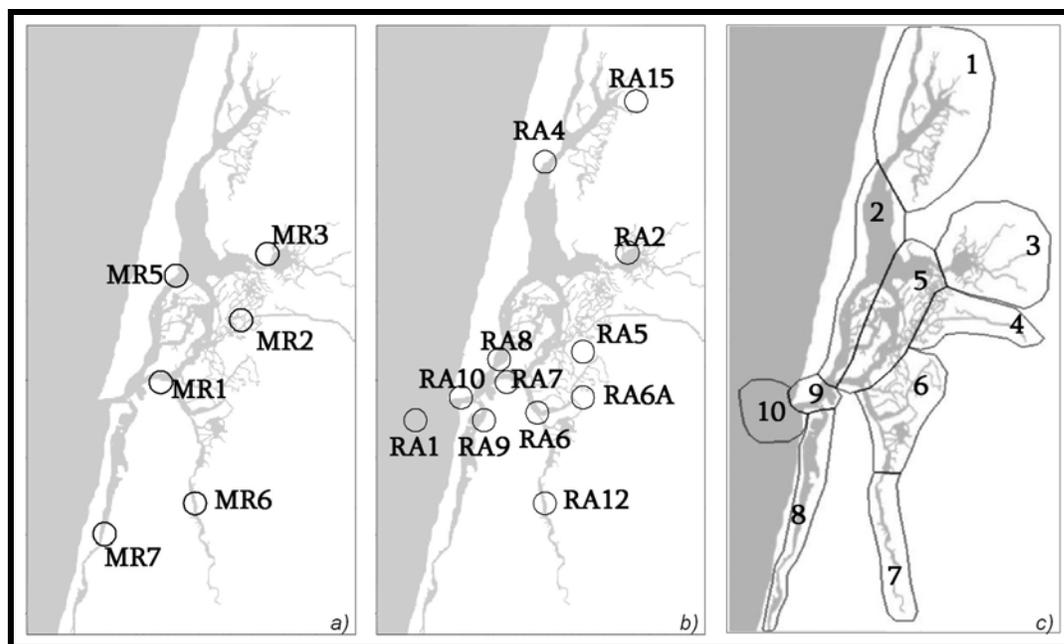


Figura 32. Estações de amostragem utilizadas e Caixas de Integração consideradas.

Para a propriedade amónia (Figura 33) os valores de concentração obtidos pelo modelo nos dois cenários apresentam uma diferença pouco significativa e ambos encontram-se dentro de uma gama de valores considerados como satisfatórios, quando comparados com os valores de campo registados. Note-se, no entanto, que os valores de campo registados na Caixa 1 se revelam superiores aos obtidos pelo modelo nos dois cenários. Sendo esta a zona de influência do Rio Caster a comparação poderá indicar que as condições de descarga impostas no modelo se encontram subestimadas quanto a esta propriedade. A Figura 38 permite verificar que não existe uma tendência clara para esta diferença de concentrações nos dois cenários. Nas caixas 1, 3, 7 e 8 a concentração de amónia é maior na presença de macroalgas, enquanto que nas restantes caixas a concentração é inferior. Esta análise sugere que a presença de macroalgas na simulação influencia de forma diferente cada zona da Ria de Aveiro, o que pode ser facilmente explicado pelo facto de a distribuição de macroalgas no interior da ria não ser homogénea. Por um lado nas regiões onde a presença de macroalgas é mais significativa existe à partida um consumo de nutrientes mais intenso, em termos de amónia e nitrato, mas por outro lado existe no interior do sistema uma regeneração desta espécie como resultado das excreções dos organismos e da mineralização da matéria orgânica, que podem representar uma importante fonte de amónia no sistema. Desta forma, a análise da figura sugere que nas zonas representadas pelas caixas 1, 3, 7 e 8 a presença de macroalgas é muito significativa. A confirmação desta hipótese só poderá ser feita recorrendo a uma análise espacial dos resultados do modelo, que será apresentada na secção 4 deste capítulo.

Relativamente às concentrações de nitrato a Figura 34 revela diferenças consideráveis entre os resultados do modelo nos dois cenários em estudo. Na presença de macroalgas a concentração de nitrato diminui em todas as caixas de integração como consequência do aumento de consumo deste nutriente. Na realidade, à semelhança de amónia, existe também no sistema uma regeneração de nitrato, resultante do processo de nitrificação levado a cabo por bactérias nitrificantes. Os resultados demonstram que a regeneração deste nutriente é feita de forma menos intensa, pelo que o efeito provocado pelo aumento de consumo por parte das macroalgas se torna o factor mais importante. Quando comparados com os dados de campo verifica-se que existem algumas diferenças significativas e, em geral, é possível dizer que, quanto às concentrações de nitrato, a simulação sem macroalgas parece apresentar

resultados mais satisfatórios. As diferenças mais significativas são encontradas nas caixas 1, 3, 4 e 7 correspondentes às zonas de influência das principais de descargas existentes na Ria. Este facto sugere que as diferenças encontradas reflectem algumas lacunas ao nível das condições de descarga impostas. Note-se que para muitas das descargas existentes na Ria a quantidade de informação disponível é muito limitada, pelo que foram feitas várias aproximações e extrapolações para a sua caracterização.

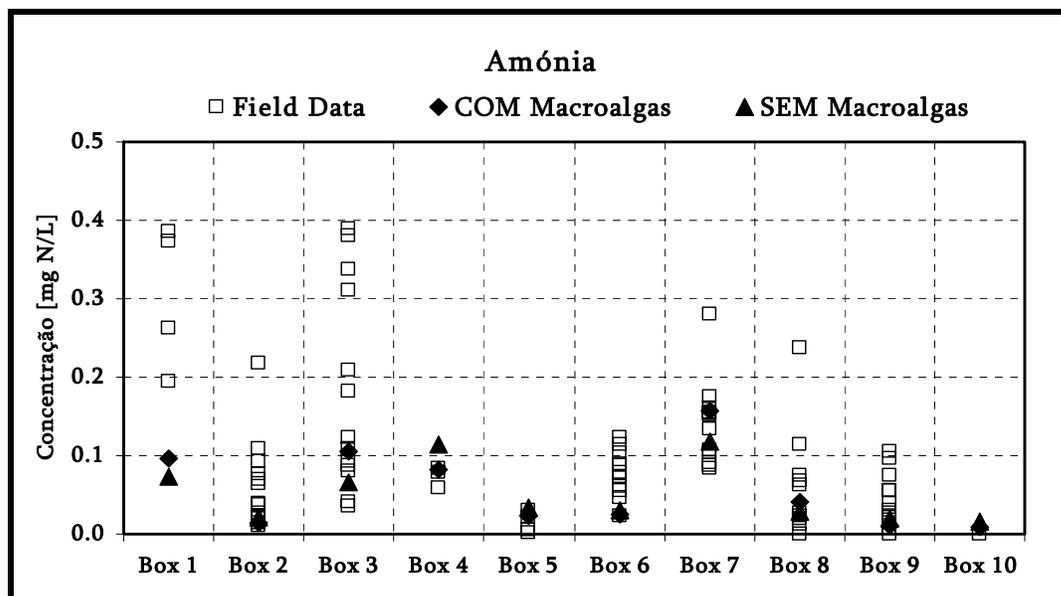


Figura 33. Concentração média anual de amónia (modelo vs. medidas de campo).

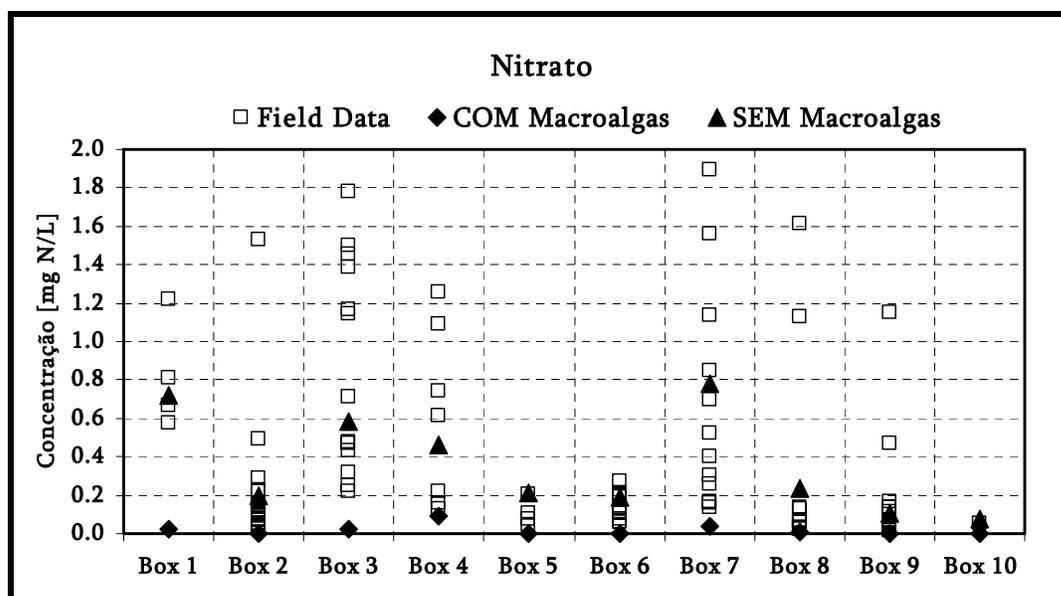


Figura 34. Concentração média anual de nitrato (modelo vs. medidas de campo).

Relativamente às concentrações de fitoplâncton (Figura 33 e Figura 38), os resultados obtidos pelo modelo na simulação COM macroalgas são claramente mais satisfatórios, relativamente à simulação apenas com fitoplâncton. De acordo com a análise das figuras anteriores, a existência de mais um produtor primário no sistema implica uma diminuição na quantidade de nutrientes disponíveis para o fitoplâncton, em particular ao nível do nitrato, provocando uma limitação significativa no seu crescimento. Quanto ao zooplâncton, a sua concentração no sistema depende, fundamentalmente, da quantidade de fitoplâncton e, apresentando-se esta com um valor inferior na presença de macroalgas, também o zooplâncton apresenta uma diferença muito significativa entre os dois cenários (Figura 36). Em geral, a presença de macroalgas nas simulações do modelo melhora, em grande medida, os seus resultados em termos de biomassa de fitoplâncton e zooplâncton existente na Ria.

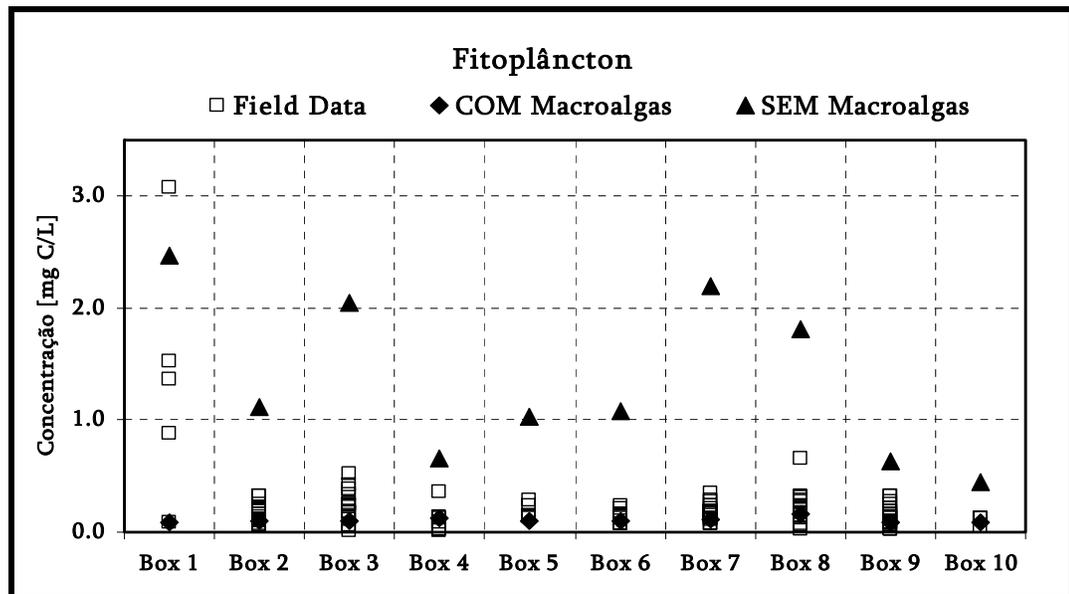


Figura 35. Concentração média anual de fitoplâncton (modelo vs. medidas de campo).

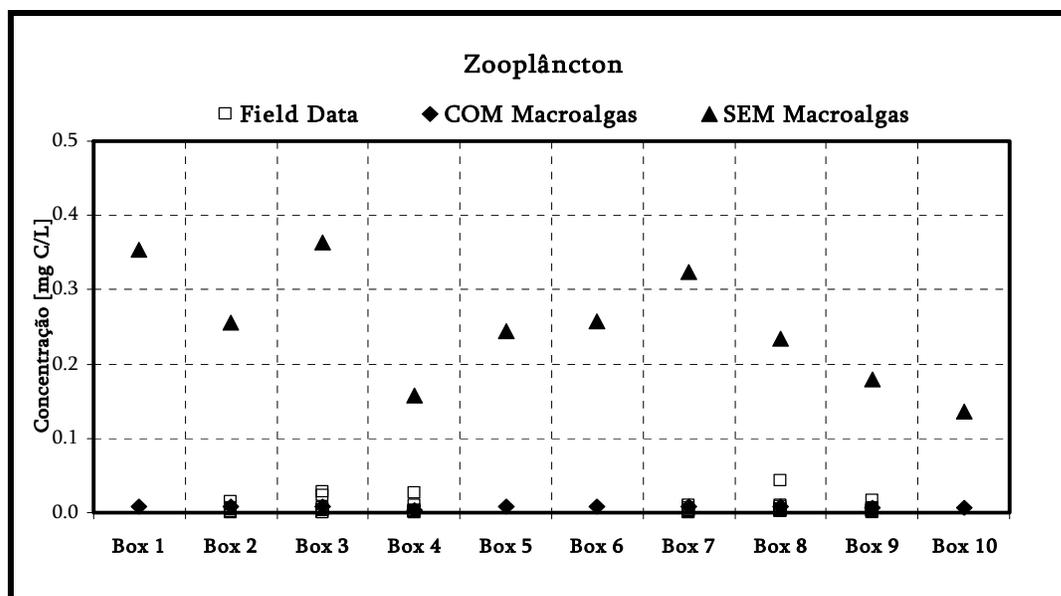


Figura 36. Concentração média anual de zooplâncton (modelo vs. medidas de campo).

Para o oxigénio dissolvido (Figura 37), os valores obtidos pelo modelo são superiores aos valores registados nas várias estações de amostragem, embora no caso da simulação SEM macroalgas se apresentem mais próximos dos registos. As diferenças entre as duas simulações encontram-se também representados na Figura 38, onde se verifica que, em algumas das caixas consideradas, a existência de mais um grupo de organismos fotossintético é importante para o aumento de oxigénio no sistema.

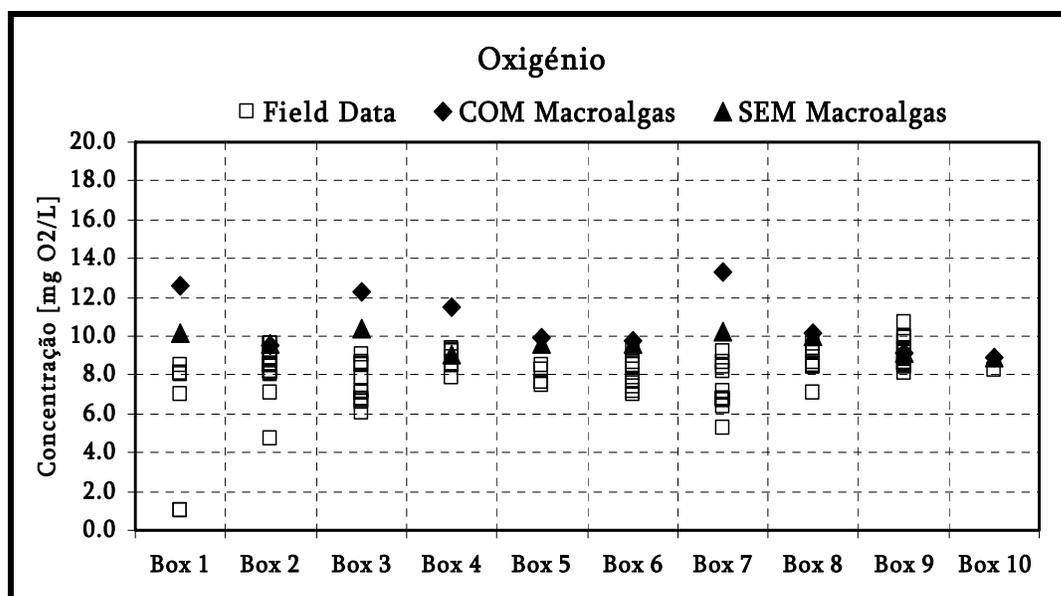


Figura 37. Concentração média anual de oxigénio (modelo vs. medidas de campo).

Em termos de azoto orgânico total (Figura 38), pelo facto de este ser um produto presente nas excreções, tanto de fitoplâncton como macroalgas, a sua concentração é significativamente aumentada quando se considera a existência de macroalgas no sistema. Note-se que, apesar de se tratar de uma aumento sistemático em todas as caixas de integração, nas caixas 1, 3, 4, 7 e 8 o seu aumento é mais significativo, confirmando uma influência mais importante das macroalgas nestas zonas, mais uma vez sugerindo estas zonas como locais de estabelecimento de macroalgas.

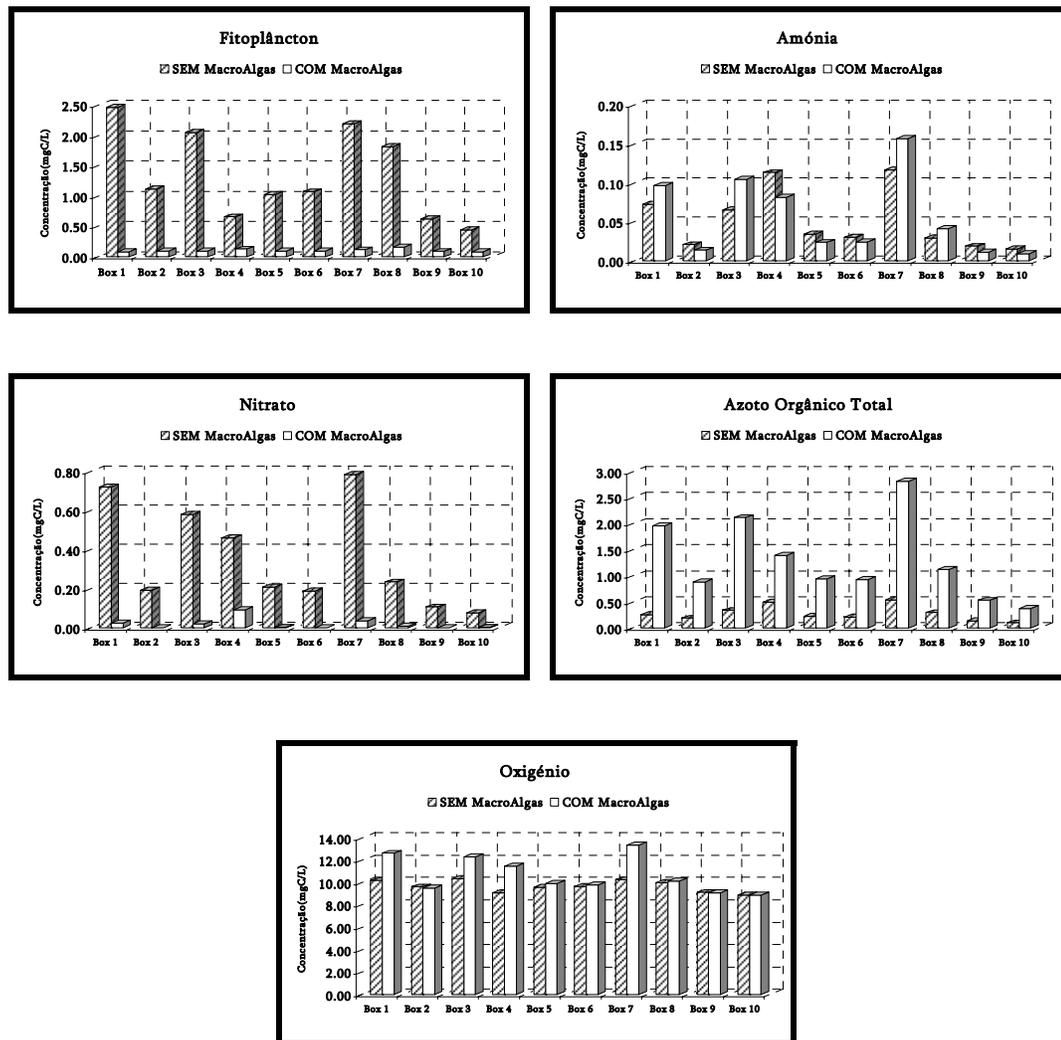


Figura 38. Valores médios anuais de concentração obtidos pelo modelo (COM e SEM macroalgas).

Na Figura 39 encontra-se a comparação entre os valores calculados pelo modelo para a concentração de sedimentos na água e os valores de campo registados nas estações de amostragem utilizadas pelo Instituto Hidrográfico, Figura 32. Da sua observação, pode referir-se que, embora satisfatórias, as concentrações de sedimentos calculadas pelo modelo parecem ser sistematicamente inferiores aos valores de campo. Este facto pode dever-se essencialmente a duas situações: a não consideração dos efeitos de maré viva/maré morta, por razões que se prendem com opções tomadas ao nível do tempo de cálculo do modelo, e/ou a não simulação do efeito das ondas sob a tensão de corte no fundo, que implicaria estudos adicionais. A comparação demonstra que estes processos poderão ser significativos e que sugere a necessidade de proceder a estudos mais pormenorizados, focados no transporte de sedimentos. Considera-se, no entanto, que uma vez que o objectivo geral deste estudo se prende com uma análise global dos efeitos das macroalgas na Ria, tendo como base uma comparação de cenários criados na mesma situação, as diferenças encontradas não serão decisivas para o estabelecimento das devidas conclusões.

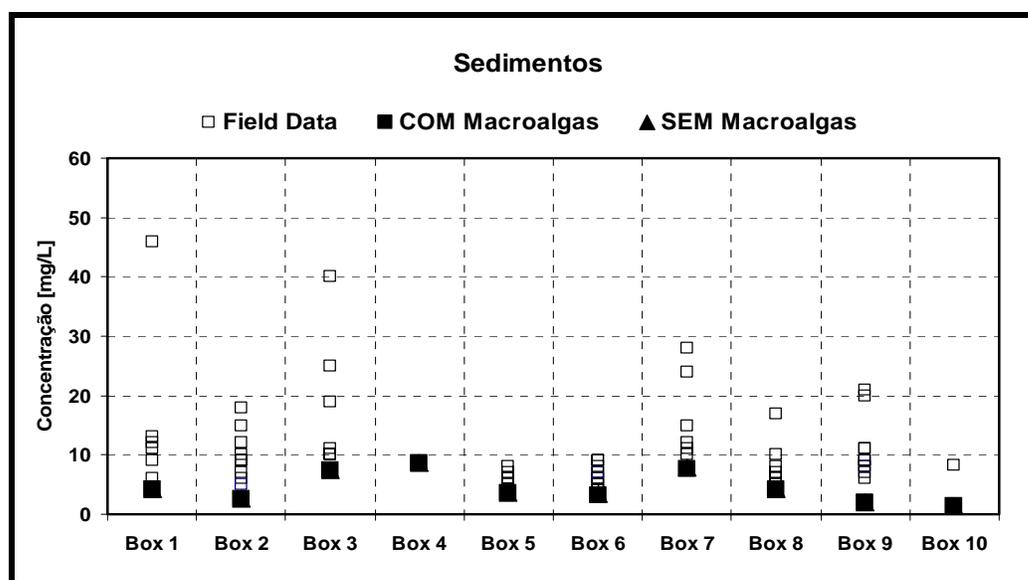


Figura 39. Concentração média anual de sedimentos (modelo vs. medidas de campo).

1.2. Séries Temporais

Além da comparação entre os valores médios anuais, a validação dos resultados ainda será feita recorrendo a séries temporais de valores calculados pelo modelo (nos dois cenários em análise, COM e SEM macroalgas) para uma determinada célula da malha correspondente à localização da estação de amostragem.

As duas simulações do modelo (COM e SEM macroalgas) foram levadas a cabo considerando condições fronteira (descargas dos rios e maré) frequentes, obtidas por análise estatística de séries temporais de registos em estações de amostragem na Ria de Aveiro (descritas em pormenor no Anexo II), o que sugere que os resultados do modelo dificilmente serão capazes de reproduzir de uma forma tão precisa, como a necessária nesta abordagem, os valores registados (determinado valor em determinado dia do ano)⁴. Note-se ainda que o facto de existir uma grande variabilidade espacial das propriedades na Ria de Aveiro significa que é exigida uma precisão muito elevada na escolha da célula que corresponde à estação de amostragem. No entanto, é através da análise das séries temporais que é possível averiguar se o modelo é capaz de reproduzir as tendências diárias e sazonais da evolução das propriedades verificadas nos dados de campo.

Esta secção do trabalho apresenta apenas as comparações entre as séries temporais obtidas para os dois cenários em estudo e os valores de campo registados nas estações de amostragem do projecto *ModelRia* (Figura 40), encontrando-se nas secções seguintes uma análise mais pormenorizada da evolução diária e sazonal das várias propriedades, bem como da sua distribuição espacial.

⁴ Optou-se neste estudo por simular um ano cujas condições se consideram mais frequentes, uma vez que não existem todos os dados necessários (caudal e concentrações de propriedades) para uma simulação precisa do ano 2000.

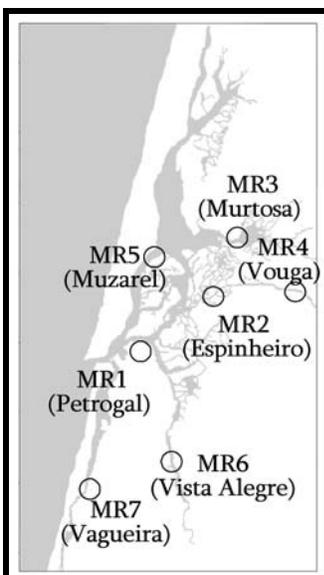


Figura 40. Estações de amostragem utilizadas para a validação dos resultados do Sistema MOHID.

Em cada uma das figuras seguintes (Figura 41 até Figura 46) é apresentado um gráfico para cada propriedade em estudo, excepto para as propriedades fitoplâncton e zooplâncton, para os quais as diferentes ordens de grandeza entre os dois cenários de simulação justificam a apresentação de um gráfico adicional que permite uma análise mais pormenorizada dos resultados da simulação COM macroalgas.

A escassez de dados de campo não permite uma validação completa dos resultados do modelo, uma vez que em muitas das propriedades analisadas existe uma variação sazonal bastante acentuada e apenas quatro datas de amostragem. É possível, no entanto, concluir que os resultados do modelo obtidos na simulação COM macroalgas se aproximam de uma forma mais satisfatória dos registos nas várias estações, face à simulação SEM macroalgas, à excepção das propriedades nitrato e oxigénio. Em termos gerais, os resultados do modelo são bastante satisfatórios, representando em grande medida, e para a maior parte das propriedades a tendência da evolução sazonal dos valores de campo. Contudo, para a propriedade fitoplâncton os dados de campo parecem indicar, em todas as estações de amostragem, a existência de um valor mais elevado durante o mês de Junho, sugerindo a existência de um bloom de fitoplâncton, apesar de este não ser perceptível nas séries temporais determinadas pelo modelo. Dado o reduzido número de dados disponível não é possível concluir se esta se trata de uma situação típica na Ria de Aveiro ou de um acontecimento particular ocorrido no ano a que se referem as medidas (2000).

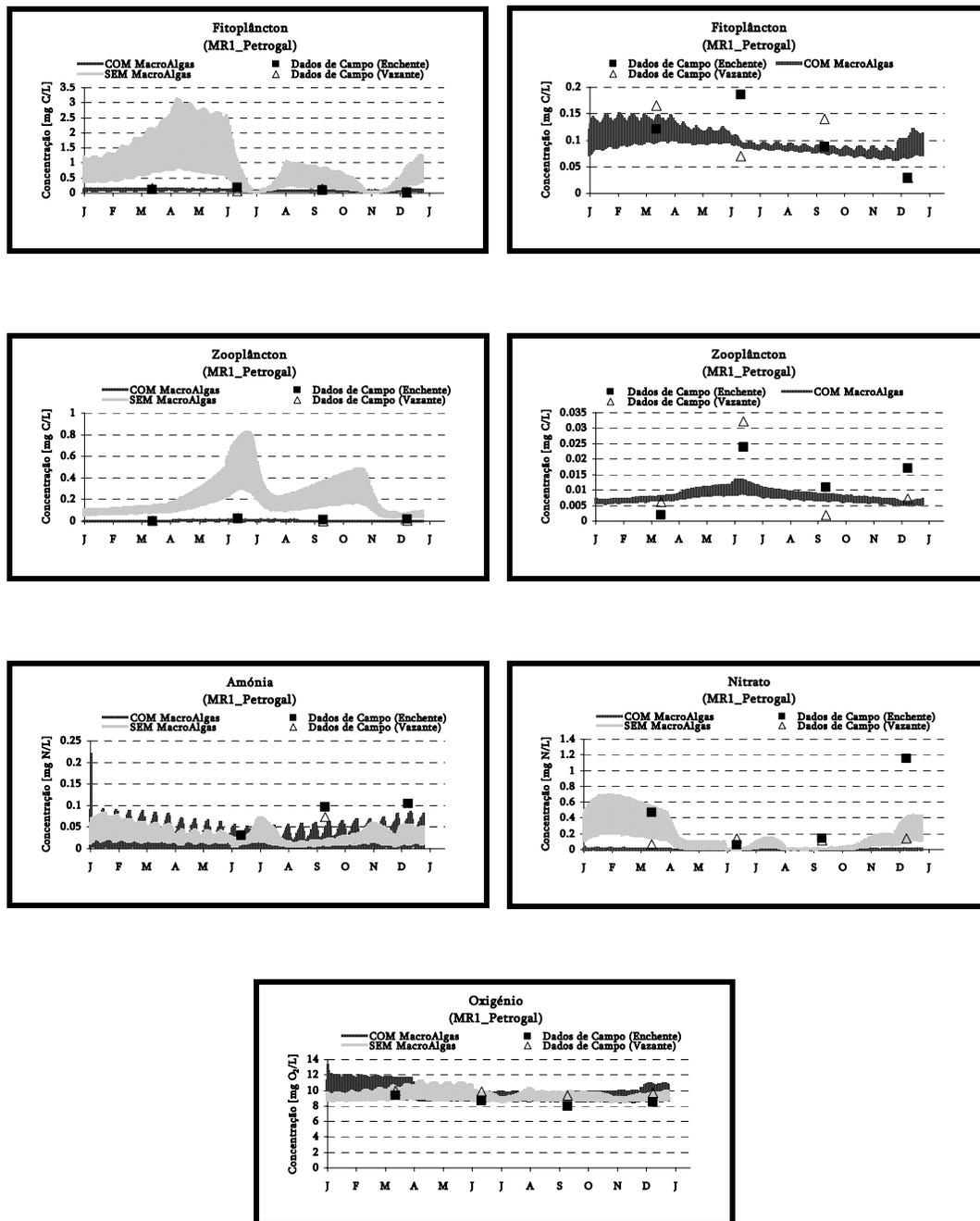


Figura 41. Resultados obtidos pelo modelo na Estação MR1 (Petrogal)⁵.

⁵ Os valores de zooplâncton utilizados na comparação com os resultados do modelo foram calculados a partir das densidades de indivíduos pertencentes ao grupo copépodes (nauplius, juvenis e adultos) e ao grupo ciliados encontradas nas amostras (utilizando uma rede de $64\mu\text{m}$).

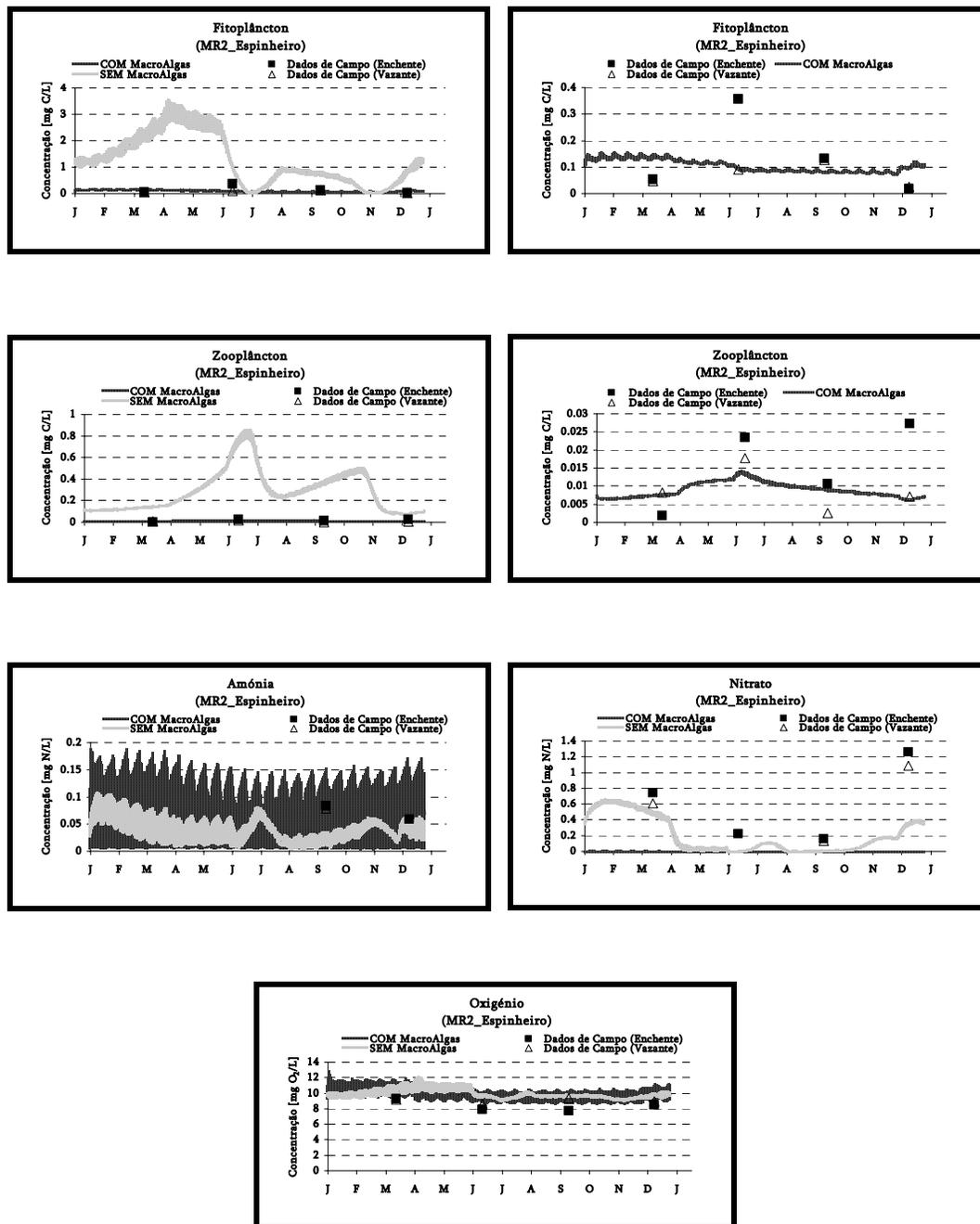


Figura 42. Resultados obtidos pelo modelo na Estação MR2 (Espinheiro).

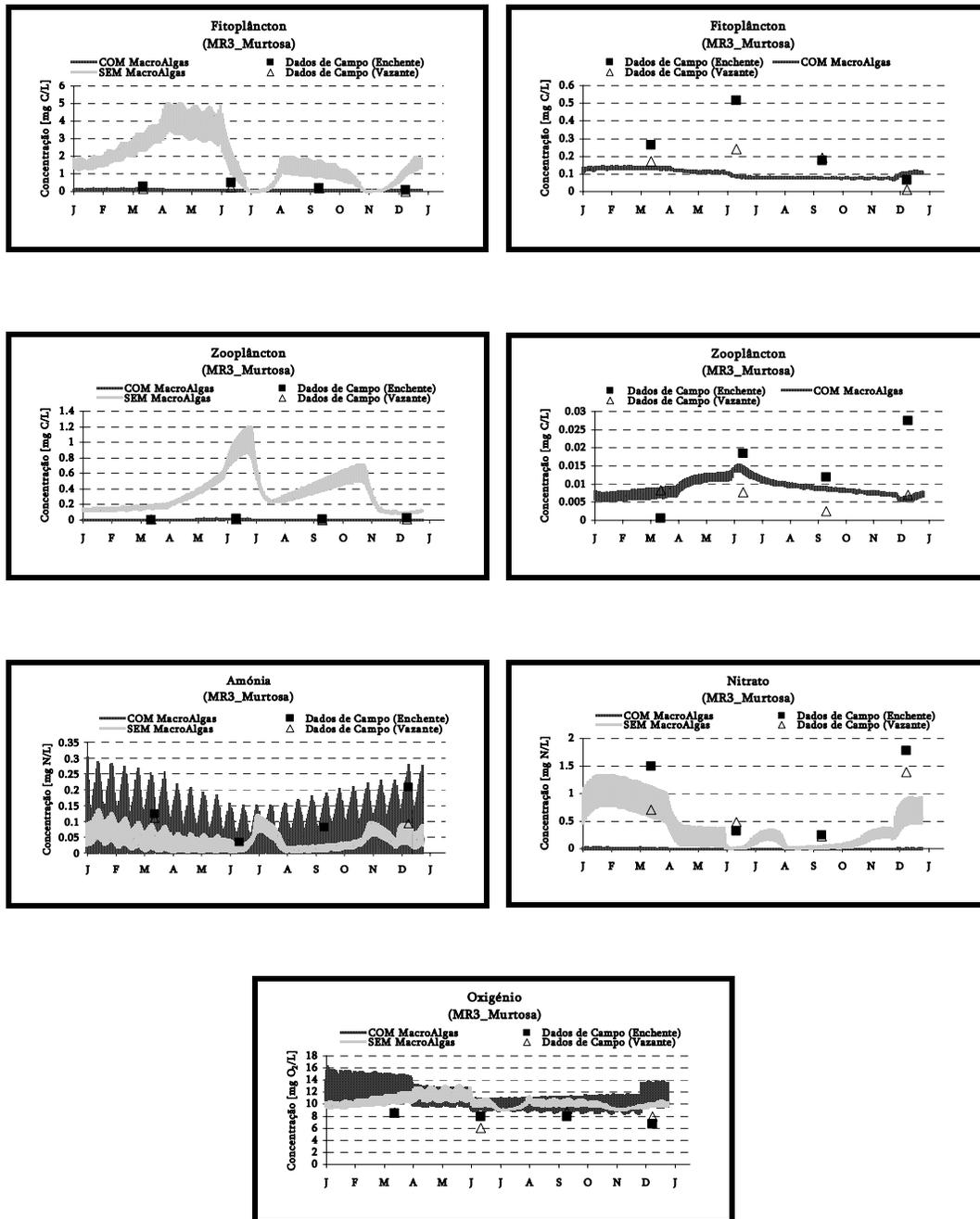


Figura 43. Resultados obtidos pelo modelo na Estação MR3 (Murtosa).

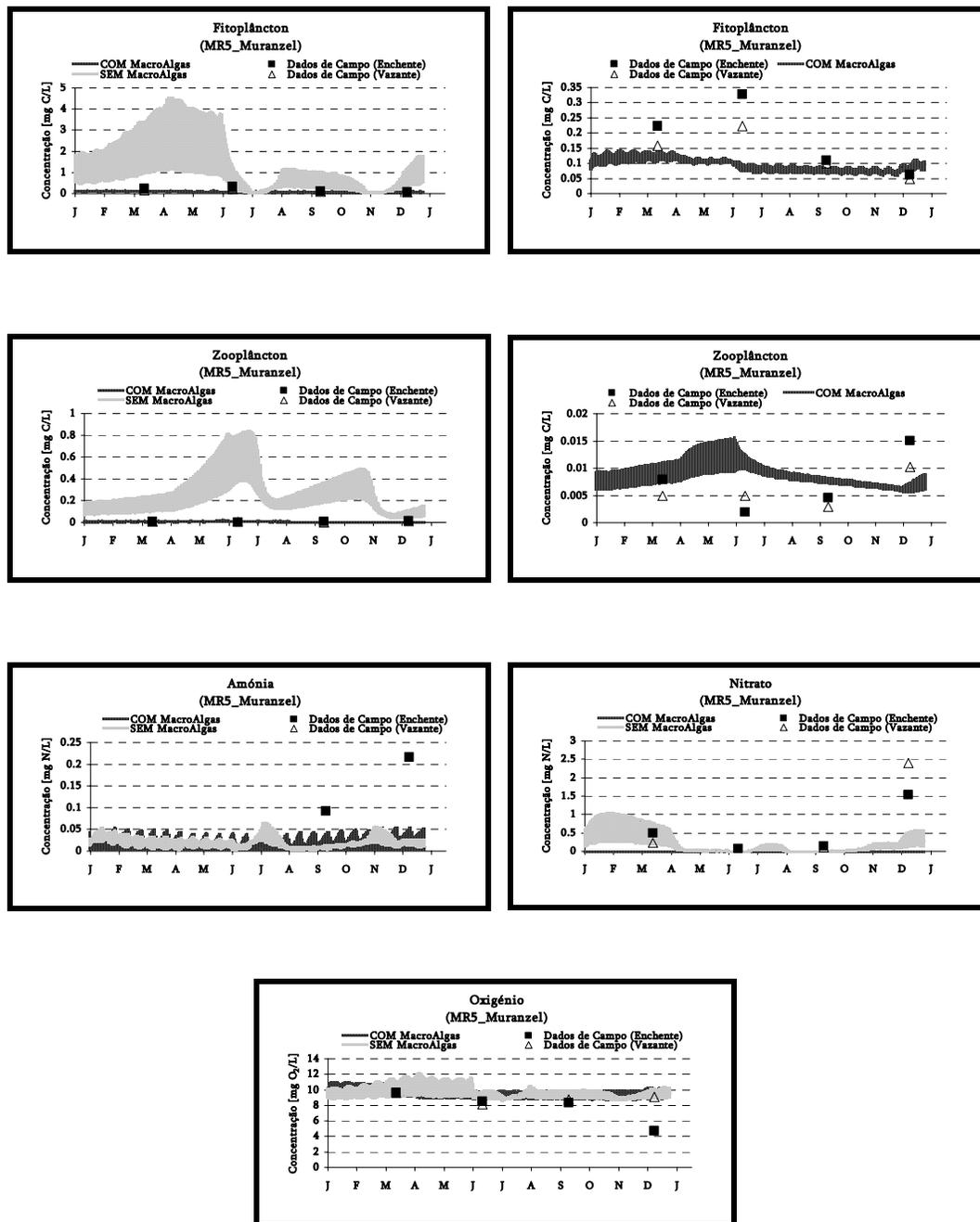


Figura 44. Resultados obtidos pelo modelo na Estação MR5 (Moranzel).

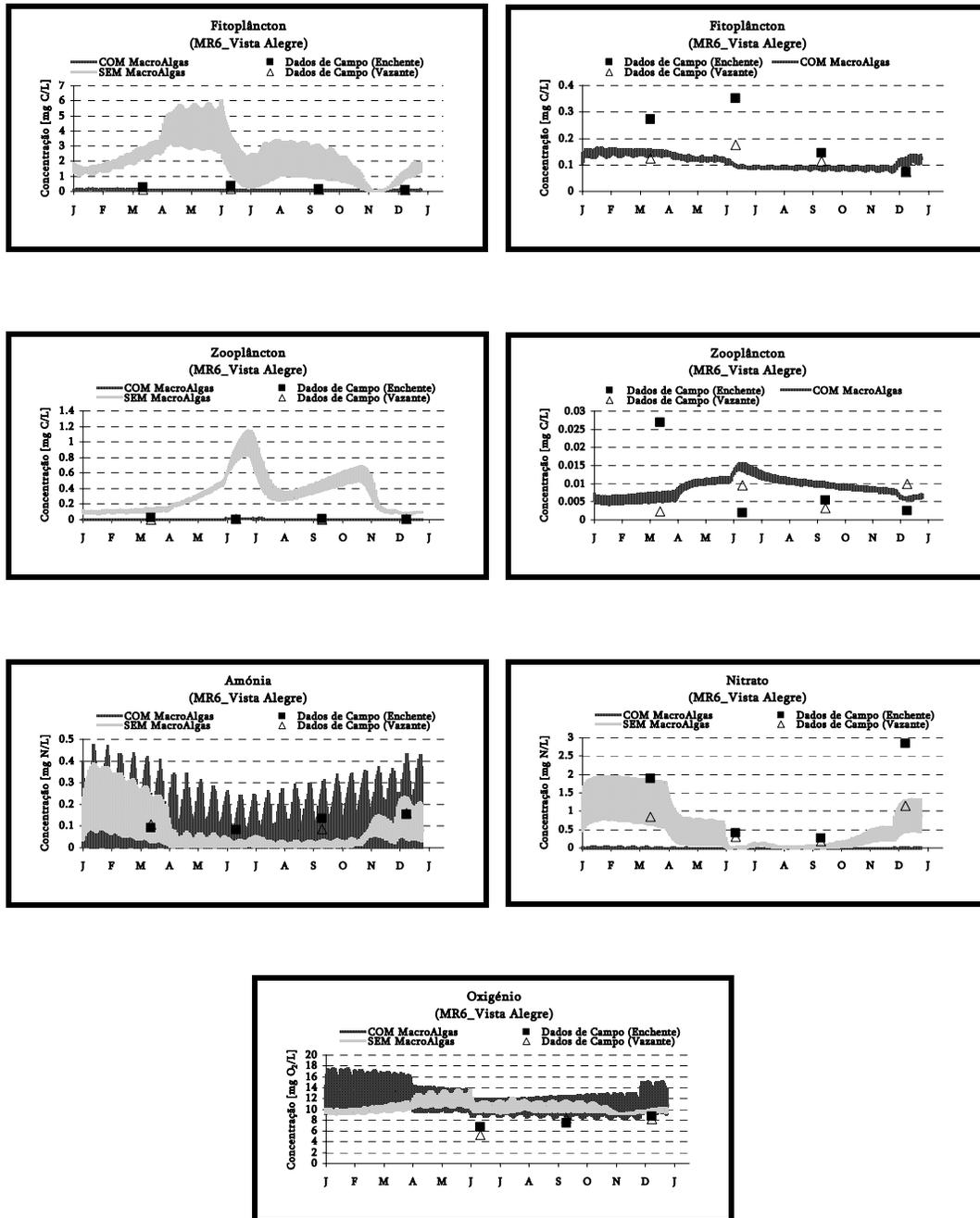


Figura 45. Resultados obtidos pelo modelo na Estação MR6 (Vista Alegre).

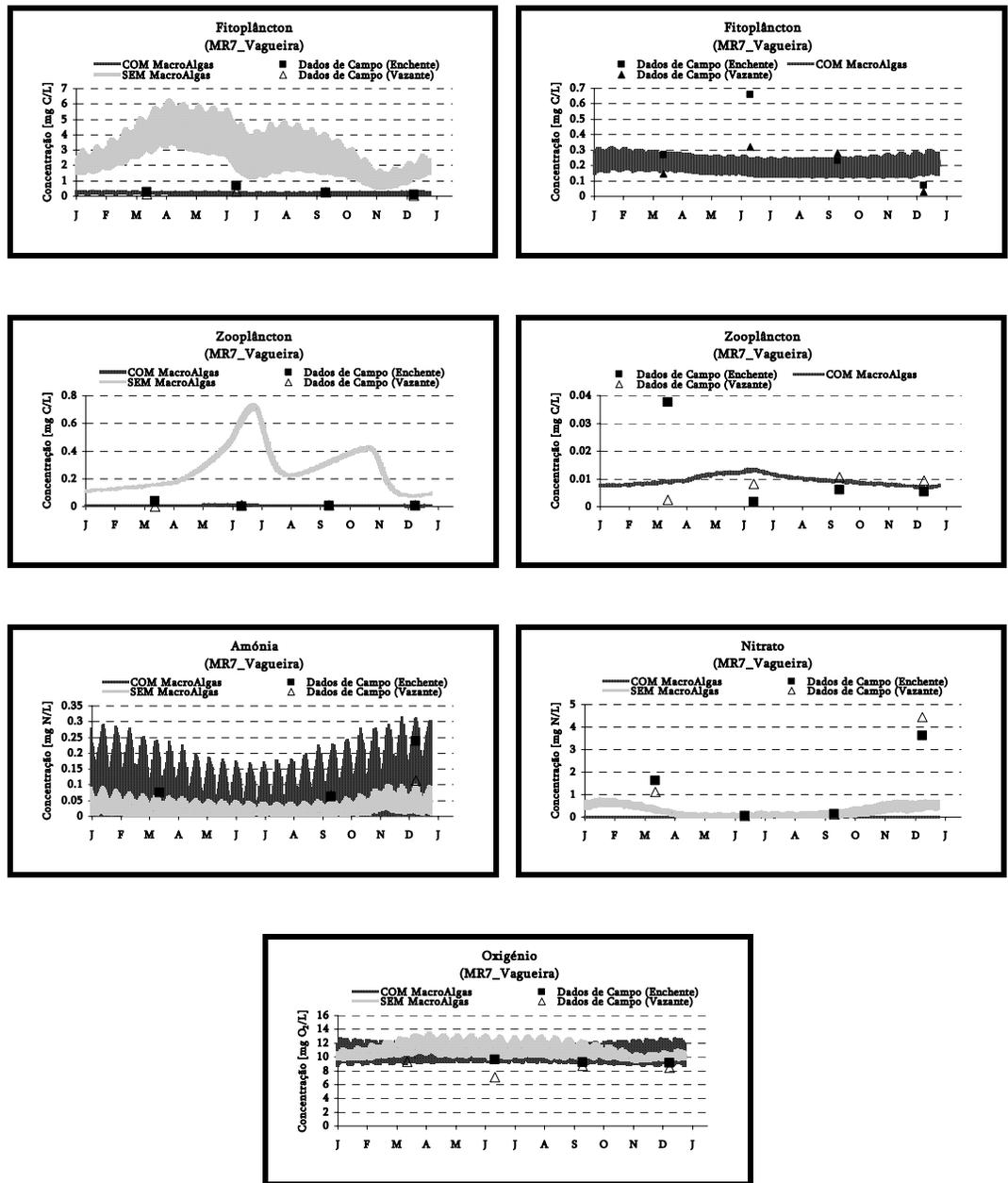


Figura 46. Resultados obtidos pelo modelo na Estação MR7 (Vagueira).

2. Evolução Sazonal das Propriedades

A Figura 47 representa a evolução anual de fitoplâncton, zooplâncton, amónia, nitrato, azoto orgânico dissolvido (DON) e azoto orgânico particulado (PON) na Ria de Aveiro, nas duas simulações. Os vários gráficos representam a evolução média na Ria, isto é, o resultado da integração espacial dos valores instantâneos obtidos em cada uma das células que compõem a malha utilizada.

Numa primeira análise é possível verificar que existe, de facto, uma influência significativa das macroalgas na dinâmica do sistema. Em termos de fitoplâncton, a diferença de valores obtidos nas duas simulações é bastante significativa. Na simulação SEM macroalgas a evolução anual da concentração de fitoplâncton apresenta vários blooms (com um valor máximo de cerca de 3,5 mg C/L no mês de Abril) condicionados, não só pelo estabelecimento de boas condições de crescimento, mas, fundamentalmente, pela interacção predador-presa com o zooplâncton. Na simulação COM macroalgas o valor máximo de fitoplâncton obtido é de 0,15 mg C/L, o que significa que foi provocada uma redução de concentração de fitoplâncton em cerca de uma ordem de grandeza (Figura 48). Esta figura permite ainda visualizar no mesmo gráfico as evoluções de fitoplâncton e zooplâncton nas duas simulações, facilitando a percepção das diferenças encontradas em termos da dinâmica das relações presa-predador nos dois cenários. Enquanto que na simulação SEM macroalgas a existência de vários blooms é consequência directa de uma relação predador-presa bastante intensa, quando existem macroalgas no sistema, essa relação deixa de ser o factor mais importante na evolução do fitoplâncton, sendo o desenvolvimento deste, provavelmente, condicionado pela falta de nutrientes. Note-se que a concentração de nitrato é fortemente diminuída pela presença de macroalgas no sistema, verificando-se também uma diminuição na sua variabilidade sazonal face à simulação SEM macroalgas.

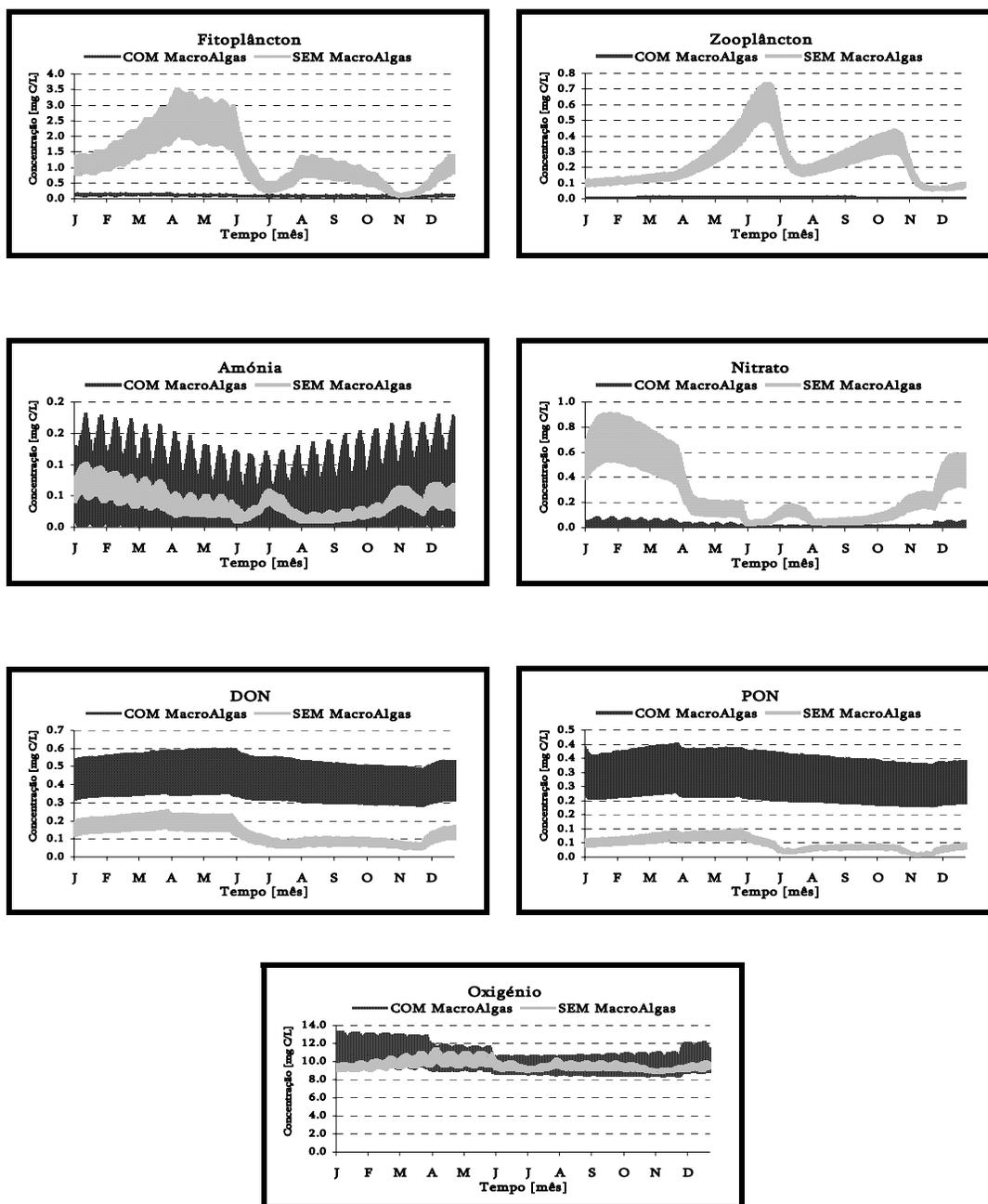


Figura 47. Evolução média anual das propriedades na Ria de Aveiro (COM e SEM macroalgas).

A variabilidade sazonal da amónia é, nas duas simulações, algo diferente, embora se mantenha uma tendência para a existência de valores mais elevados durante o Inverno e valores mais baixos durante o Verão (quando existirá maior consumo deste nutriente). É ainda interessante verificar que a simulação COM macroalgas apresenta uma variabilidade diária mais importante (avaliando a largura da banda de concentrações). Esta maior variabilidade é certamente consequência da existência de um número muito maior de

organismos no sistema, o que aumentará a extensão de todos os processos com eles relacionados, não só em termos de concentração de amónia, mas, de uma maneira geral, com todas as propriedades presentes no sistema. Também nas concentrações de DON e PON se verifica um aumento na simulação com macroalgas, evidenciando o papel importante das excreções dos organismos no sistema. A figura permite ainda identificar a existência de máximos de concentração que ocorrem com uma frequência de cerca de 15 dias, mais pronunciados na evolução de concentração de nutrientes, e em particular no caso de amónia, possivelmente relacionados com as condições hidrodinâmicas. Na secção seguinte apresenta-se uma análise mais detalhada da evolução das propriedades, no sentido de compreender o seu ciclo diário e possivelmente explicar a ocorrência deste ciclo de máximos de concentração de nutrientes existente.

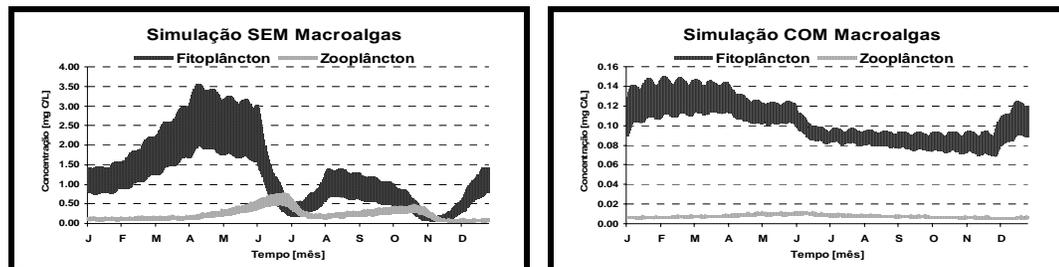


Figura 48. Evolução média anual de fitoplâncton e zooplâncton na Ria de Aveiro (COM e SEM Macroalgas).

A Figura 49 representa a evolução da biomassa de macroalgas [kg/m^2] ao longo de 6 anos de simulação. Verifica-se com o decorrer do tempo, um aumento de biomassa de macroalgas no interior da Ria de Aveiro (a área mantém-se constante), sugerindo, no entanto, uma tendência para a estabilização a partir do 4º ano. O tempo de estabilização da biomassa de macroalgas parece ser demasiado longo (4-5 anos), comparado com o tempo necessário para o fitoplâncton (cerca de 1 ano), o que é, em grande parte, devido a uma concentração inicial, imposta no início da simulação, demasiado baixa. O “lento” crescimento das macroalgas pode ainda dever-se à quantidade de nutrientes disponível na Ria de Aveiro, que parece ser insuficiente para permitir a rápida estabilização da biomassa de macroalgas no interior da Ria. No caso do fitoplâncton, porque a biomassa total presente no interior da Ria é substancialmente menor (em média cerca de 20 ton C face a 20 000 ton C de macroalgas), a quantidade de nutrientes necessária para atingir a biomassa de equilíbrio não é tão elevada e, conseqüentemente, o tempo de estabilização será inferior.

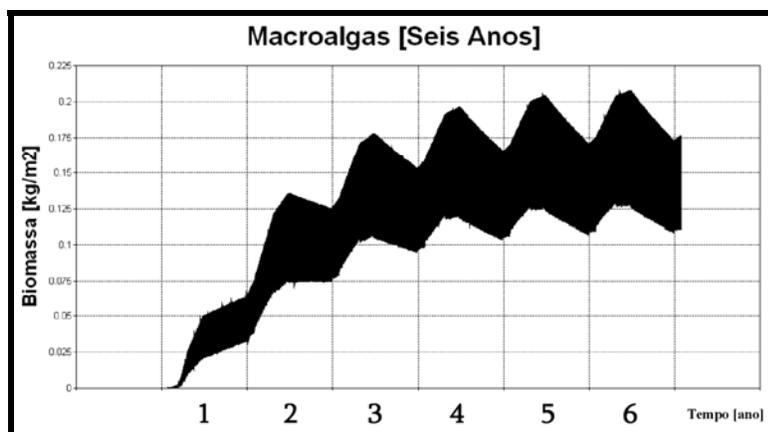


Figura 49. Evolução da biomassa de macroalgas (kg/m^2) ao longo de seis anos consecutivos.

A Figura 50 representa a evolução de biomassa de macroalgas média [kg/m^2] existente em média no interior da Ria durante o 6º ano de simulação. Verifica-se a existência de um máximo de concentração durante os meses de primavera (entre Março e Junho), como consequência do aumento da radiação solar incidente.

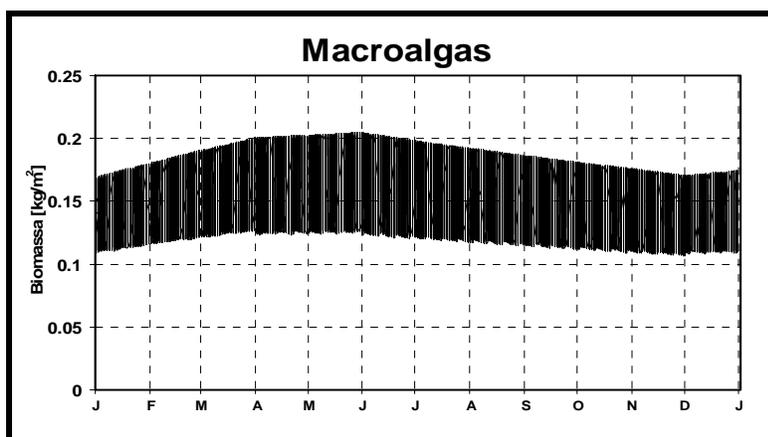


Figura 50. Evolução da biomassa de macroalgas (kg/m^2) ao longo de um ano.

A validação quantitativa dos resultados de biomassa de macroalgas calculados pelo modelo mostra-se como tarefa bastante dificultada. Em 1979/80 foi executado um extenso trabalho de campo e laboratorial onde foram obtidos dados sobre a composição, distribuição e quantidade de molicho existente na Ria de Aveiro (Silva, 1985). Como resultado desse trabalho e de observações de campo feitas em 1984, foi obtida uma estimativa da massa de molicho existente na Ria de cerca de 20 mil ton em peso de molicho lavado e escorrido. Segundo o autor, cerca de 84% deste valor é relativo a água e, considerando 550C:30N:1P como a razão estequiométrica característica do tecido de macroalgas (Atkinson and Smith,

1983), a quantidade de moliço existente na Ria de Aveiro, segundo este estudo, pode ser estimada em cerca de 3000 ton C. Este é um valor bastante inferior ao determinado pelo modelo, que poderá ser explicado pelo facto de a propriedade simulada não corresponder exactamente ao moliço. Na realidade, a propriedade macroalga representa também, em certa medida, alguma actividade levada a cabo pelas plantas, considerando apenas o seu consumo através da coluna de água. No entanto a não simulação das plantas vasculares marinhas como consumidoras de nutrientes através do sedimento reduz os efeitos provocados pela competição entre grupos, em particular entre macroalgas e plantas, o que pode, em parte, explicar o valor elevado obtido na simulação do modelo. Note-se ainda que o valor de 3000 ton C é por sua vez o resultado de uma extrapolação de valores determinados para uma zona específica da Ria, o que estará também sujeito a alguma incerteza.

A Figura 51 evidencia a relativa importância dos factores limitantes de nutrientes e luz na limitação total do crescimento da macroalga no interior da Ria de Aveiro. Ao longo de todo o ano, o factor limitante de nutrientes apresenta um valor inferior ao factor limitante de luz, evidenciando a grande influência da disponibilidade de nutrientes no crescimento de macroalgas.

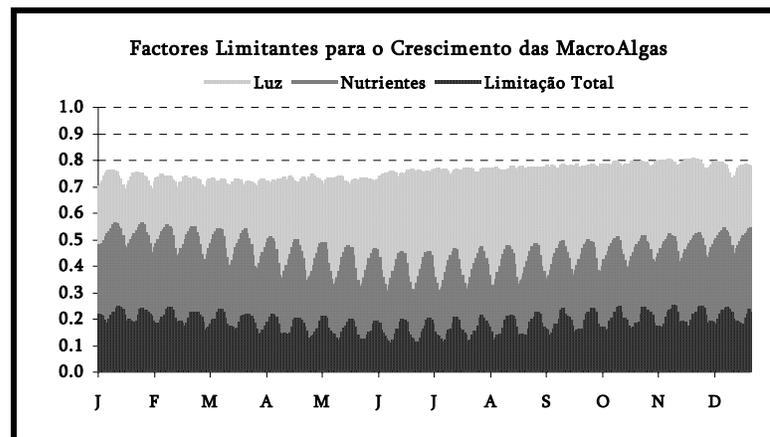


Figura 51. Evolução anual dos factores limitantes do crescimento das macroalgas.

Relativamente ao fitoplâncton é também possível analisar a diferença entre a evolução anual dos factores limitantes COM e SEM macroalgas (Figura 52). A limitação do crescimento de fitoplâncton, provocada pela falta de luz, é menor na presença de macroalgas, o que seria um resultado previsível, tendo em conta os resultados discutidos anteriormente. O factor de extinção da luz na água foi, com a presença de macroalgas, bastante diminuído, uma vez que

depende exclusivamente das concentrações fitoplâncton atingidas e estas foram reduzidas devido à falta de nutrientes. Aliás, o factor limitante devido aos nutrientes, também representado na figura, apresenta uma redução muito significativa em determinadas alturas do ano. É ainda interessante observar que para ambos factores limitantes, a variação sazonal foi atenuada com a presença de macroalgas. De facto, a variação de fitoplâncton ao longo do ano é menos significativa no cenário COM macroalgas (Figura 47 e Figura 48), pelo que, todos os processos relacionados com a sua concentração apresentam igualmente menor variação sazonal, relativamente a um cenário SEM macroalgas.

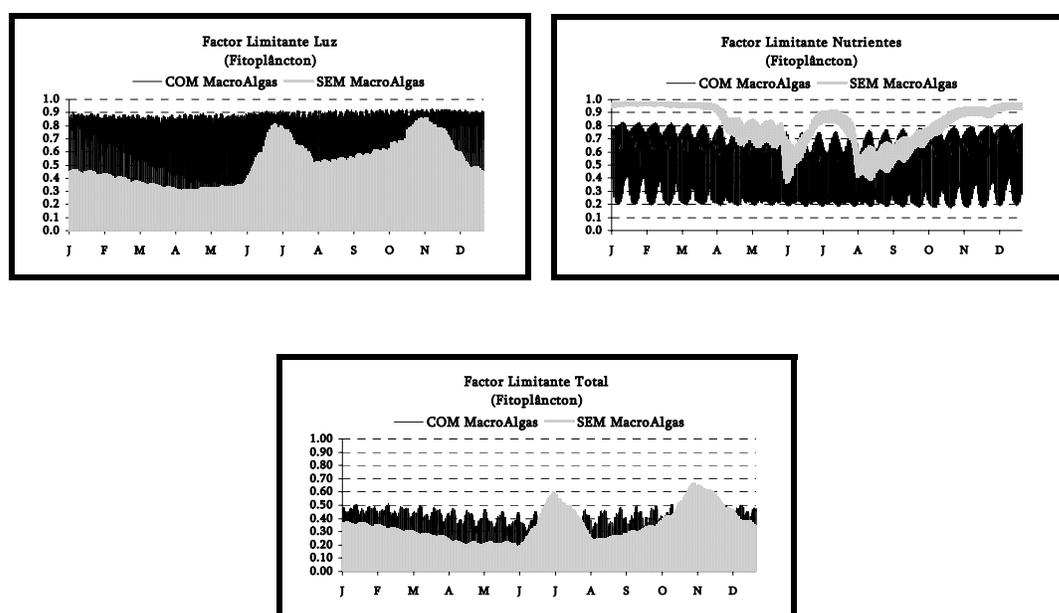


Figura 52. Evolução anual dos factores limitantes do crescimento do fitoplâncton (COM e SEM macroalgas).

3. Evolução Diária das Propriedades

A evolução diária das propriedades na Ria de Aveiro é analisada recorrendo às séries temporais de valores calculados pelo modelo numa determinada célula da malha. A título de exemplo, e porque se considera representativo da evolução global da Ria, opta-se por analisar apenas a série de valores obtida na célula correspondente à estação de amostragem MR3, localizada na região da Murtosa (ver Figura 32). A Figura 53 permite comparar a evolução da concentração das várias propriedades obtidas nas simulações COM e SEM macroalgas e ainda

o nível de maré, ao longo de 4 dias durante o mês de Maio.

Na simulação SEM macroalgas, ao longo dos 4 dias apresentados, a concentração de fitoplâncton apresenta flutuações muito dependentes da situação de maré: o máximo de concentração ocorre durante a maré vazia e existe uma diminuição significativa de concentração durante a enchente, como resultado de um efeito de diluição. Com a presença de macroalgas na simulação as concentrações de fitoplâncton diminuem consideravelmente e a influência da maré na sua concentração deixa de ser tão perceptível, apesar de ainda se fazer sentir. A concentração de zooplâncton segue, com algum desfasamento a concentração de fitoplâncton pelo que existe igualmente um “ciclo de máximos” associado à situação de maré, mais intenso sem a presença de macroalgas.

A propriedade amónia revela ao longo dos 4 dias apresentados uma evolução muito particular, com algumas diferenças de concentração entre as simulações COM e SEM macroalgas. No entanto, em ambas simulações a concentração de amónia segue uma tendência clara para o aumento de concentração durante a noite. Este aumento é explicado pela cessação da actividade fotossintética durante a noite, devido à falta de disponibilidade de luz, o que se traduz numa diminuição da fracção de amónia consumida. Mantendo-se o processo de respiração dos organismos, com amónia como um dos principais produtos, o balanço de amónia apresenta assim, durante a noite uma “inversão”, apresentando-se os termos de produção mais importantes que os termos de consumo. Esta “inversão” do balanço durante a noite verifica-se nas duas simulações em análise, embora na simulação COM macroalgas os seus efeitos sejam mais intensos. De facto, como foi já discutido, a massa total de organismos fotossintéticos aumentou de uma forma muito significativa na presença de macroalgas, pelo que os processos de respiração durante a noite atingem proporções muito superiores. Também na evolução de nitrato se verifica um aumento de concentração durante a noite, mas de forma bastante menos intensa e desfasado no tempo relativamente à amónia, sendo o máximo de concentração atingido já no início da madrugada. Não sendo um produto de excreção dos organismos, o máximo de concentração de nitrato atingido no final da noite deve-se a um aumento da extensão do processo de nitrificação em consequência do aumento de amónia no sistema. Porque este é um processo mais lento e que ocorre na sequência do aumento de amónia, o seu efeito só começa fazer-se sentir no final da noite. Com o

amanhecer e o consequente aumento da radiação solar, o processo de fotossíntese tem de novo início e o consumo de nitrato e também amónia tem de novo um efeito importante na sua concentração. Na simulação SEM macroalgas as elevadas concentrações de nitrato e o efeito da maré sobrepõem-se aos efeitos provocados pela alteração das condições entre dia e noite ao nível dos processos biológicos e químicos.

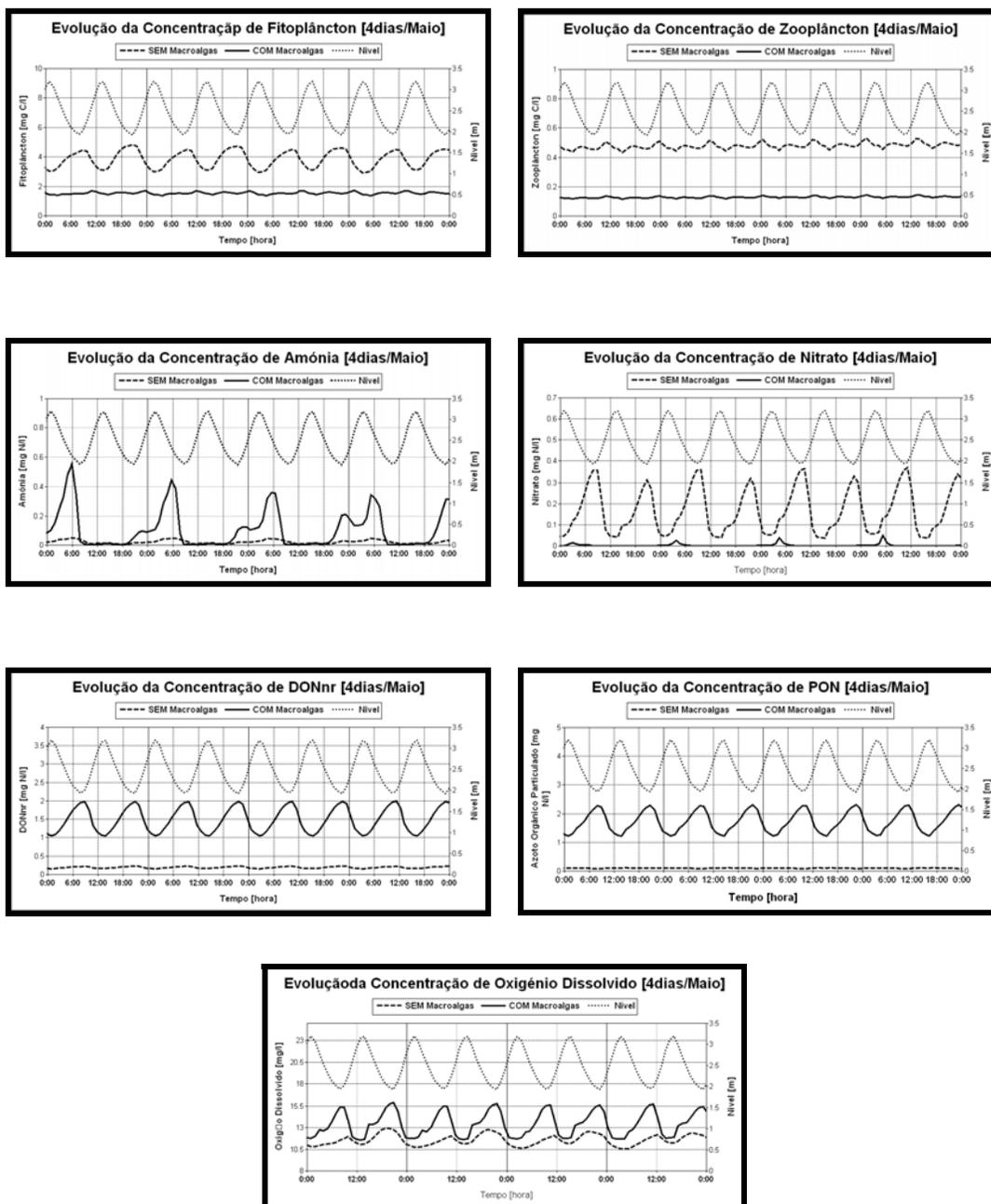


Figura 53. Evolução da concentração das propriedades (COM e SEM macroalgas) na Estação MR3 (Murtosa) entre os dias 24 e 28 de Maio.

Relativamente à evolução apresentada para as concentrações de PON e DON a figura sugere uma influência muito significativa da variação de nível imposto pela maré, provocando o aparecimento de máximos de concentração durante os períodos de maré vazia, bastante mais pronunciados na simulação COM macroalgas, onde as concentrações são em geral superiores.

Também na propriedade oxigénio a simulação COM macroalgas apresenta uma concentração superior, em resultado do aumento da actividade fotossintética no interior do sistema. A evolução da concentração, à semelhança de PON e DON parece muito dependente da situação de maré, apresentando em geral valores mais elevados durante o período de vazante. Ao contrário das outras propriedades o oxigénio dissolvido calculado na simulação SEM macroalgas apresenta uma tendência mais concordante com a evolução estimada face aos resultados já analisados. Os resultados desta simulação mostram um aumento de concentração de oxigénio durante o dia, como resultados da fotossíntese, havendo durante a noite uma diminuição da sua concentração. Esta tendência é, no entanto, perturbada pelo efeito da maré que é ainda muito significativo. Na simulação COM macroalgas os valores elevados de concentração de oxigénio poderão indicar possíveis lacunas ao nível das formulações utilizadas pelo modelo para a simulação das trocas de oxigénio entre a coluna de água e a atmosfera, revelando a necessidade um estudo mais pormenorizado.

A Figura 54 apresenta para o mesmo período, entre os dias 24 e 28 de Maio, a evolução da biomassa de macroalgas, nutrientes e nível de maré determinados para a Estação de Amostragem MR3 (Murtosa). É possível verificar que além de uma tendência para a diminuição de biomassa ao longo dos 4 dias, existe em todos os dias apresentados um ligeiro crescimento de macroalgas nas primeiras horas do dia, em consequência da elevada quantidade de amónia disponível. No final da manhã este crescimento parece cessar, atingindo-se um pequeno patamar seguido de uma diminuição possivelmente condicionada pela disponibilidade de amónia.

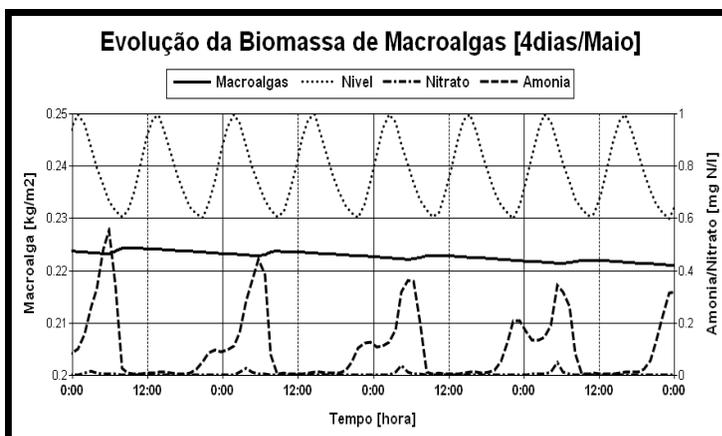


Figura 54. Evolução da concentração de macroalgas e nutrientes na Estação MR3 (Murtosa) entre os dias 24 e 28 de Maio.

A leve tendência de diminuição da biomassa de macroalgas parece acompanhar uma tendência de diminuição dos máximos de concentração de amónia atingidos durante a noite. Esta evolução, já detectável em figuras anteriores, surge com um período de cerca de 15 dias (Figura 55), que corresponde exactamente à repetição das condições de maré a uma determinada hora do dia. Os ficheiros hidrodinâmicos utilizados nas simulações consideram apenas a componente M2 da maré, com um período de 12 h 25 m e 30 s, o que significa que no final de aproximadamente 15 dias as condições de maré são repetidas, isto é, as horas do dia em que ocorre baixa mar e preia mar são aproximadamente as mesmas. A análise da Figura 55 permite concluir que o máximo de concentração de amónia é atingido exactamente no período de baixa mar, uma vez que depois do início da enchente existe um efeito de diluição importante que provoca uma diminuição da concentração. Assim, o valor máximo de amónia atingido durante a noite é variável ao longo dos 15 dias e será tanto mais elevado quanto mais perto da hora do nascer do Sol for atingido o início da enchente.

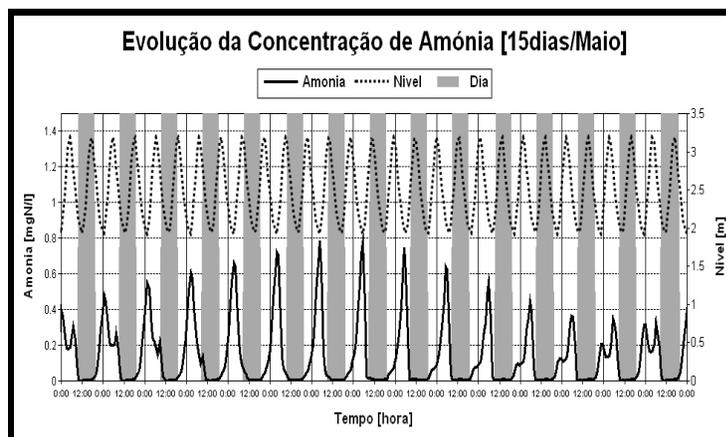


Figura 55. Evolução da Concentração de Amónia (Simulação COM macroalgas) entre os dias 15 e 29 de Maio.

4. Distribuição Espacial das Propriedades

As figuras seguintes representam a distribuição média de concentração das várias propriedades, obtidas como resultado do modelo nas duas simulações, para o mês de Maio. Verifica-se que existem algumas diferenças significativas entre as simulações COM e SEM macroalgas, não só em termos de concentrações médias atingidas, mas também ao nível da própria distribuição das propriedades na Ria de Aveiro.

As concentrações de fitoplâncton, na presença de macroalgas, são reduzidas de uma forma muito significativa (observável analisando as escalas das figuras, Figura 56). Sem macroalgas é possível encontrar um máximo de cerca de 8 mg C/L de fitoplâncton, nas zonas da descarga dos rios Vouga e Caster, enquanto que, na presença de macroalgas o valor máximo diminui para 0.3 mg C/L e a zona de produção máxima passa a ser o Canal de Mira.

Fitoplâncton

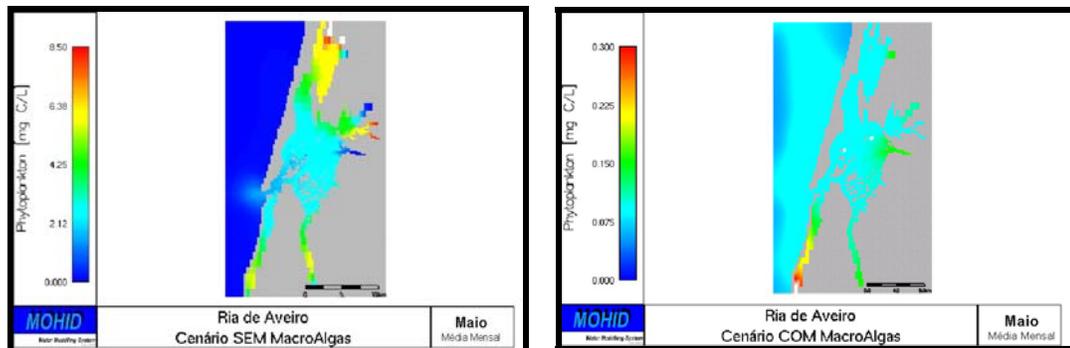


Figura 56. Distribuição espacial média de fitoplâncton no mês de Maio (COM e SEM macroalgas).

Ao nível das concentrações de nitrato e amónia, a presença de macroalgas no sistema provoca algumas alterações. As concentrações de nitrato no sistema diminuem de forma muito significativa, como consequência directa do aumento de consumo deste nutriente (Figura 58). Quanto à amónia, a Figura 57 evidencia que, em média, no mês de Maio, a concentração deste nutriente se torna, em determinadas zonas, superior na presença de macroalgas. Apesar de esta se tratar de uma forma de azoto energeticamente mais vantajosa para os seres fotossintéticos, tanto o fitoplâncton, como as macroalgas, funcionam como fontes de amónia no sistema, quando esta é libertada para o meio através das suas excreções.

A amónia é ainda um produto resultante do processo de mineralização no fundo, levado a cabo por bactérias que decompõem a matéria orgânica como forma de obtenção de energia. Desta forma, este aumento de amónia (no mês de Maio), na presença de macroalgas e nas zonas próximas das descargas dos rios, poderá indicar que estas são zonas de elevada produção de macroalgas e também zonas onde existe uma importante deposição da matéria particulada resultante das macroalgas, posteriormente convertida em amónia.

Amónia

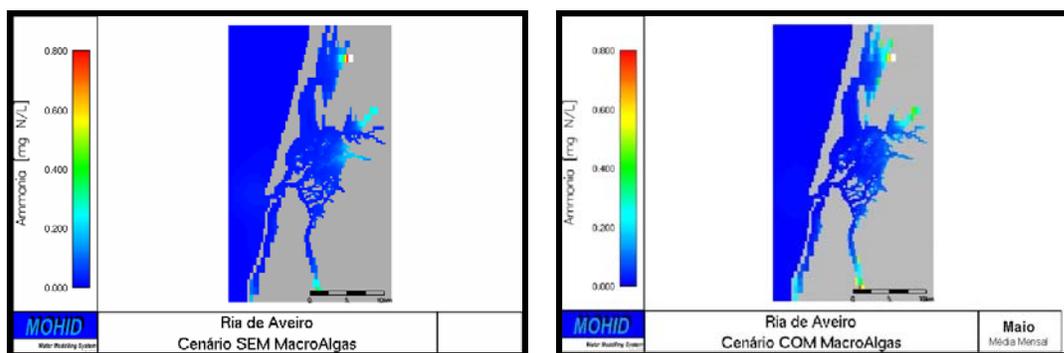


Figura 57. Distribuição espacial média de amónia no mês de Maio (COM e SEM macroalgas).

Nitrato

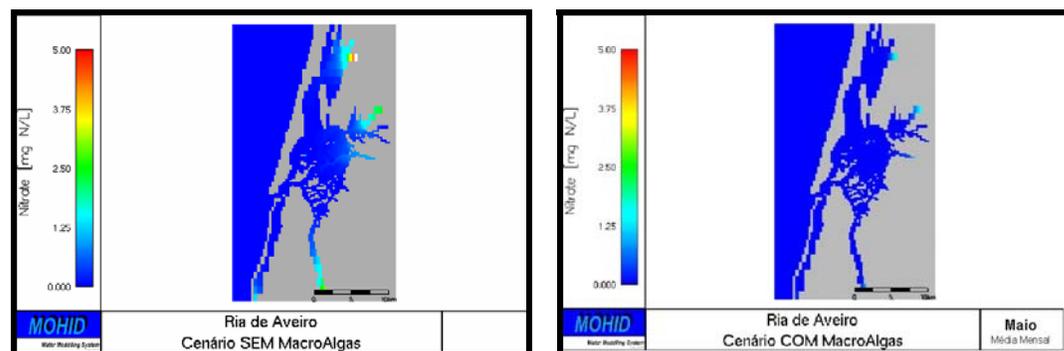


Figura 58. Distribuição espacial média de nitrato no mês de Maio (COM e SEM macroalgas).

A concentração de sedimentos na coluna de água (Figura 59) não é alterada pelo facto de existirem macroalgas no sistema e em termos da sua distribuição espacial os valores máximos encontram-se nas zonas próximas das descargas dos rios.

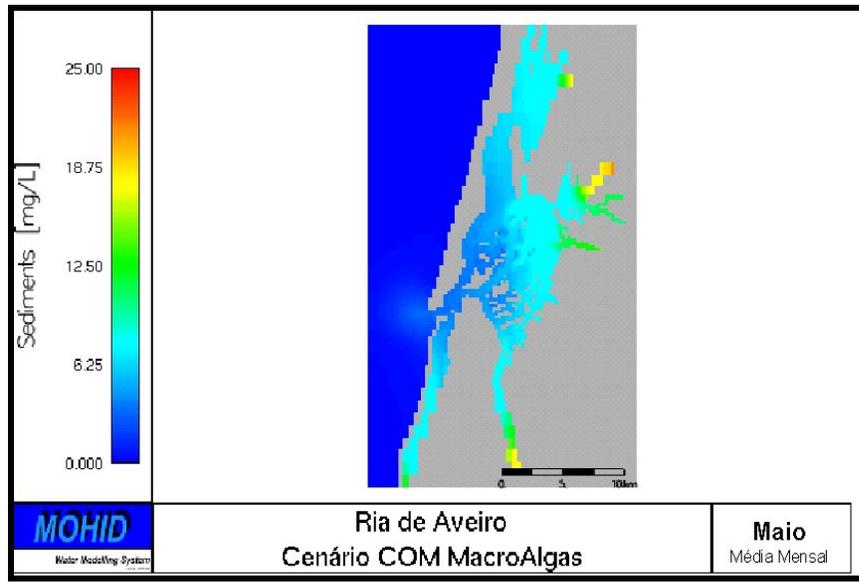


Figura 59. Distribuição espacial média de Sedimentos no mês de Maio (COM e SEM macroalgas).

A Figura 60 representa a distribuição espacial da concentração de macroalgas (expressa em kg C/m^2) obtida pelo modelo após 6 anos de simulação. Através da figura é verificada a hipótese colocada anteriormente de que as zonas próximas das descargas dos rios são áreas de estabilização de macroalgas, coincidindo com as zonas onde existe maior quantidade de nutrientes e velocidades de escoamento suficientemente baixas para permitir que as macroalgas não sejam quebradas e “arrastadas” pela água para outras zonas da Ria.

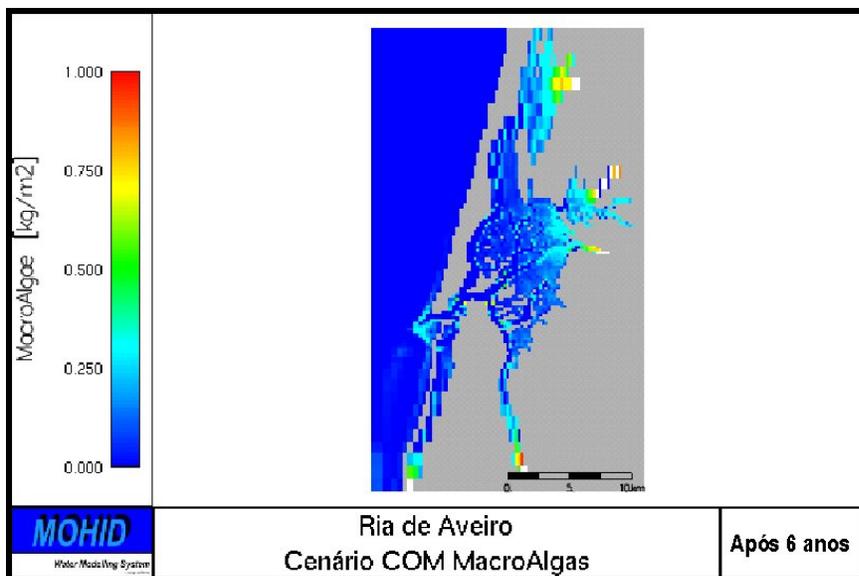


Figura 60. Distribuição espacial das macroalgas após 6 anos de simulação.

A validação da distribuição espacial de macroalgas obtida pelo modelo só é possível em termos qualitativos dada a informação disponível. O moliço, tão característico da Ria de Aveiro, é constituído por macroalgas bentónicas e plantas vasculares marinhas. A propriedade macroalga simulada pelo modelo corresponde a um organismo fotossintético com capacidade de fixação a um substrato, englobando, em certa medida, não só as macroalgas, mas também as plantas com raízes. A distribuição espacial obtida pelo modelo representa os locais onde um organismo com estas características terá condições para o seu crescimento, tendo em conta apenas a disponibilidade de nutrientes através da coluna de água.

Por um lado, poder-se-ia estimar que a área real ocupada por plantas vasculares na Ria será maior do que a indicada pelo modelo, uma vez que também se estabelecem em zonas onde a concentração de nutrientes no sedimento cobre a sua escassez na coluna de água. Por outro lado, a área real ocupada apenas por macroalgas na Ria será inferior à obtida nas simulações do modelo já que, na realidade, existem relações de competição entre macroalgas e plantas vasculares marinhas que não são contabilizadas pelo modelo. Deste modo, a validação da distribuição espacial de macroalgas obtida encontra-se dificultada, mas é possível estabelecer algumas conclusões recorrendo à pouca informação disponível.

A Figura 61 permite comparar os resultados com um mapa de distribuição espacial de zonas de sapal, resultante de observações directas na Ria (obtido em www.biorede.pt). A comparação das duas figuras, apesar de não ser ideal, por se tratarem de propriedades diferentes, permite estabelecer uma comparação qualitativa, segundo a qual existem muitas semelhanças entre os dois mapas. Da análise da figura conclui-se que as zonas envolventes das descargas dos rios, englobando as Caixas 1, 3, 4 e 7 (representadas na Figura 6) são zonas de estabelecimento de macroalgas, coincidindo com as áreas consideradas como área de sapal.

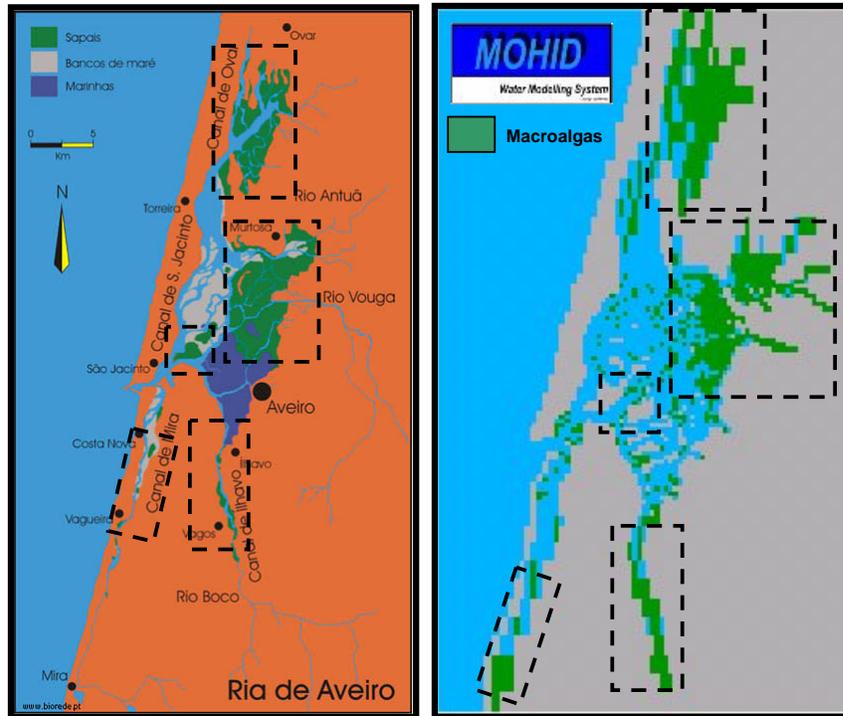


Figura 61. Comparação entre a distribuição de macroalgas observada e obtida pelo MOHID.

Ainda relativamente à distribuição de molicho, segundo Silva (1985), no início da década de 70 ainda se encontravam extensas manchas de molicho dominadas por *Zostera noltii* nas zonas de Muzarel e Cais do Bico (aproximadamente na parte norte da Caixa 2) e outras no Canal de Mira, entre Costa Nova e Vagueira (norte da Caixa 8). Mas ainda, segundo o mesmo autor, a área produtora diminuiu na década de 80 desaparecendo para sul da Torreira e no Canal de Mira mantendo-se, no entanto, no extremo norte do Canal de Ovar e no do Carregal molicho em quantidades abundantes, zonas coincidentes com as indicadas pelo modelo onde existem condições para o crescimento das macroalgas.

5. Fluxos Anuais entre Zonas

A Figura 62 representa, para cada propriedade, a comparação entre os fluxos médios anuais de massa entre caixas de integração, para as simulações COM e SEM macroalgas. As trocas de massa das várias propriedades entre caixas, reflectem as diferenças já discutidas anteriormente. Ou seja, o fluxo de massa de fitoplâncton, bem como os fluxos de nitrato e amónia (à excepção das zonas próximas de descarga, onde a concentração de macroalgas é

superior) são substancialmente menores quando existem macroalgas no sistema, enquanto que os fluxos azoto orgânico dissolvido e particulado são aumentados, não se alterando, no entanto, na maior parte dos casos, o sentido do fluxo.

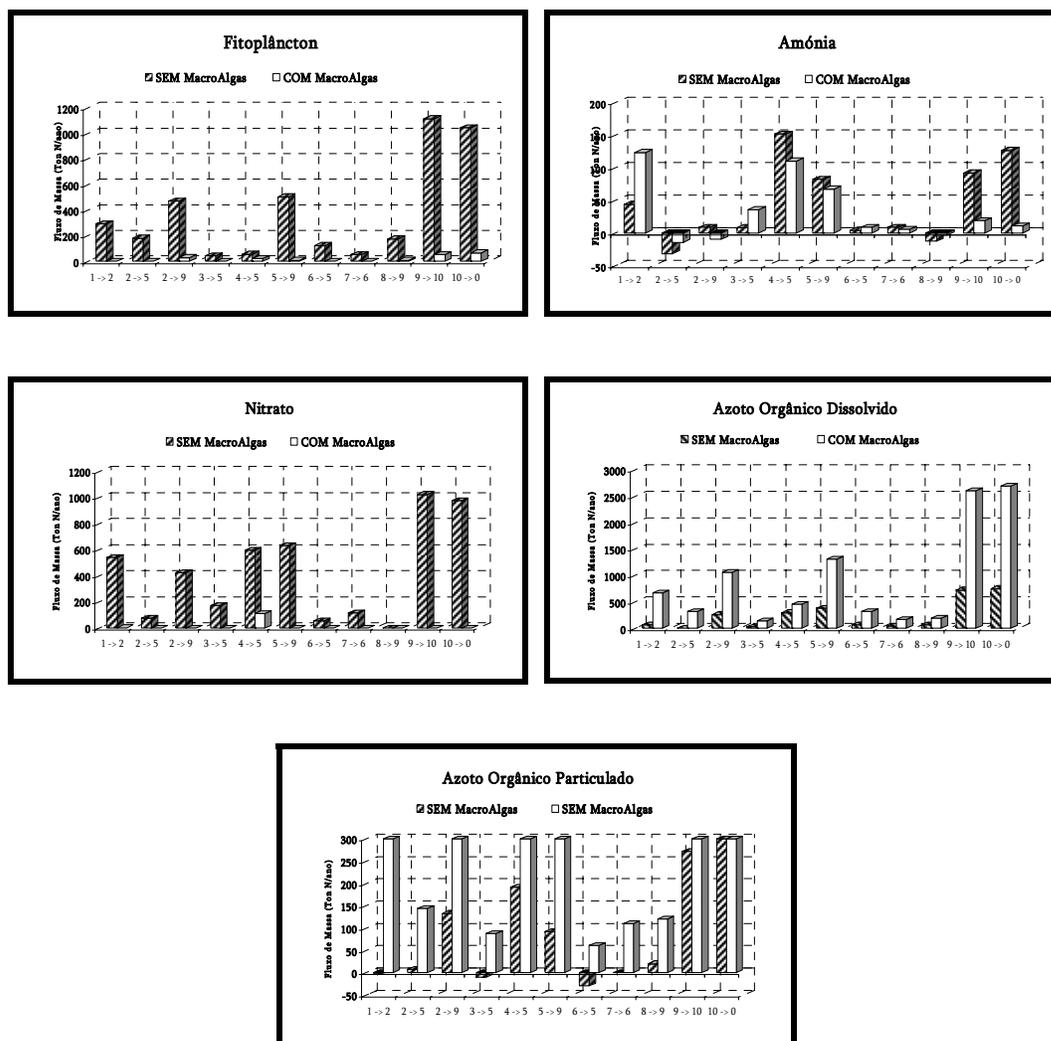


Figura 62. Fluxos médios anuais de massa entre zonas do estuário (COM e SEM macroalgas).

6. Balanço Global de Azoto na Ria de Aveiro

Na Figura 63 encontram-se representados os balanços totais de algumas propriedades, para as duas simulações em análise, ou seja, a diferença entre o fluxo total de entrada e saída da Ria de Aveiro.

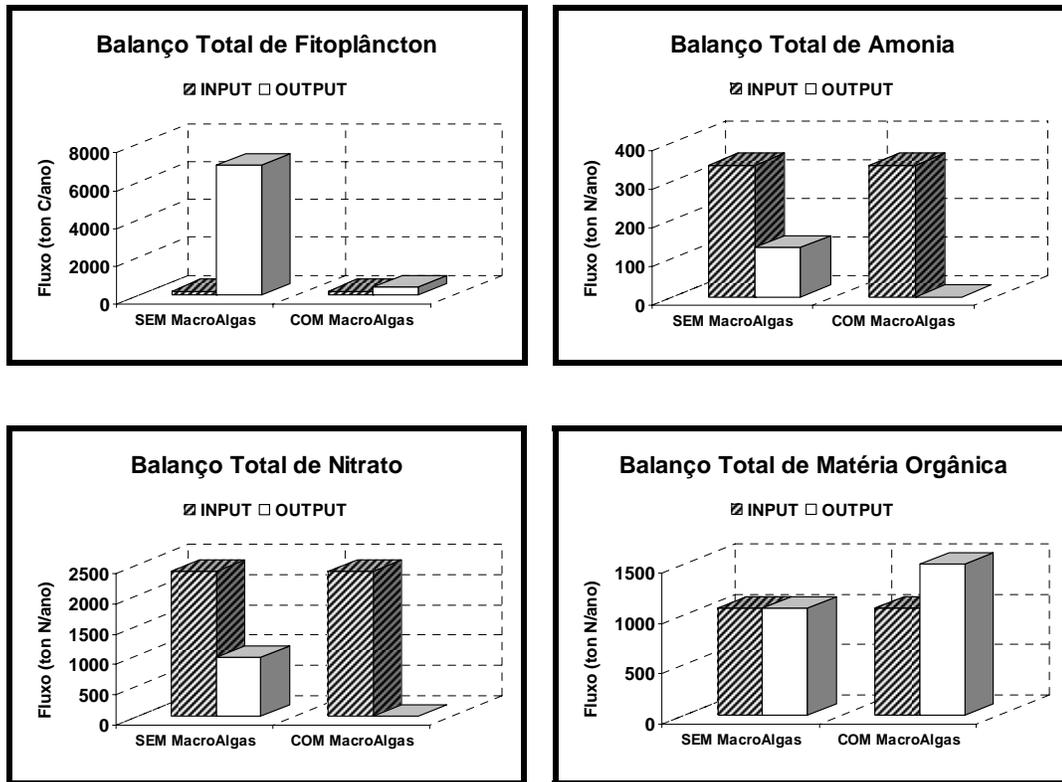


Figura 63. Balanço total das propriedades (COM e SEM macroalgas).

O balanço de fitoplâncton indica um resultado previsível, tendo em conta os resultados já analisados: a produção de fitoplâncton, no interior do estuário, foi substancialmente diminuída com a presença de macroalgas no sistema. A figura mostra, no entanto, para ambas simulações, um balanço total de biomassa positivo, isto é, a quantidade de biomassa de fitoplâncton que sai da Ria é mais elevada do que a de entrada. Relativamente aos nutrientes, amónia e nitrato, com a existência de macroalgas, o sistema passou a consumir mais nutrientes, sendo o fluxo de saída do estuário muito inferior ao de entrada. Em termos de matéria orgânica, representada na forma de azoto, na simulação COM macroalgas existe, como seria de esperar, um aumento considerável no seu fluxo de saída. Note-se que este aumento no fluxo de saída de matéria orgânica se deve, principalmente, à contribuição de DON, uma vez que o PON produzido, sendo uma propriedade particulada, apresenta uma tendência para sedimentação no interior da Ria. É ainda importante referir que grande parte da biomassa produzida na Ria de Aveiro não é transportada para o mar, pois corresponde à massa de macroalgas que permanece no interior da Ria.

7. Conclusões Gerais da Modelação Ecológica

A Ria de Aveiro possui um tempo de residência na ordem dos 20 dias, o que parece ser suficiente para permitir o desenvolvimento dos principais processos biológicos. A consideração de macroalgas nas simulações do modelo aproxima, em geral, os resultados teóricos aos valores de campo registados, evidenciando a importância deste tipo de produtores primários no sistema ecológico. Segundo os resultados do modelo a existência de macroalgas na Ria de Aveiro torna o sistema mais produtivo, produzindo-se no seu interior maior quantidade de biomassa, consumindo praticamente todos os nutrientes existentes no meio. Esta produção é mais importante em zonas próximas das descargas de água doce (rios e valas de drenagem), onde as concentrações de nutrientes são mais elevadas e as velocidades de escoamento mais reduzidas.

As propriedades relevantes no estudo da qualidade da água apresentam, na Ria de Aveiro, uma variação sazonal significativa. A concentração de nutrientes revela-se mais elevada durante os meses de Outono e Inverno, em consequência da baixa produção fotossintética e condicionada também pela existência de importantes descargas de água doce que ocorrem durante este período do ano. A par da variação sazonal, as propriedades no interior da Ri revelam uma importante variação diária. O ciclo dia/noite condiciona a disponibilidade de luz para a actividade fotossintética, o que consequentemente provoca alterações ao nível da concentração de nutrientes. Durante as horas de luz a fotossíntese é o processo dominante no sistema, levando ao consumo de nutrientes por parte dos produtores primários. Durante a noite, com a cessação da actividade fotossintética, os processos de respiração e excreção dos organismos, bem como a mineralização da matéria orgânica e nitrificação constituem fontes de nutrientes consideráveis, elevando a concentração de nutrientes existente na coluna de água, em particular de amónia. Para esta espécie, os valores máximos de concentração de amónia atingidos durante o período nocturno são condicionados em grande medida pelo efeito da maré. Durante a enchente existe um importante efeito de diluição nas concentrações de amónia, pelo que os picos mais elevados são atingidos quando esta situação de maré surge no final da madrugada.

A existência de macroalgas na Ria de Aveiro, segundo os resultados obtidos pelo Mohid Water Modelling System, aumenta a extensão dos processos biológicos que ocorrem no sistema, tornando perceptíveis os seus efeitos ao nível da concentração das propriedades de qualidade da água.

A quantidade de biomassa de macroalgas presente na Ria de Aveiro é, segundo o modelo, em média cerca de 1000 vezes superior à de fitoplâncton. A capacidade de fixação das macroalgas a um substrato permite-lhes permanecer mais tempo no interior da Ria, reflectindo-se num maior aproveitamento dos poucos nutrientes disponíveis na coluna de água. Esta predominância de biomassa de macroalgas face a fitoplâncton evidencia a importância do tempo de residência dos organismos no interior do sistema.

VIII. Ferramenta WEBGIS para Gestão de Dados

A organização e armazenamento dos diversos dados de campo obtidos nas campanhas de amostragem na Ria de Aveiro, tal como em qualquer outro sistema, revela-se indispensável, dada a grande quantidade de estudos e projectos já desenvolvidos. Os dados recolhidos, ao longo de décadas, podem, muitas vezes, ser fundamentais para a compreensão da dinâmica natural do sistema ecológico e para a implementação de práticas de gestão de recursos adequadas.

Um exemplo claro da necessidade de utilizar os dados históricos surge na sequência da *OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic*, na qual Portugal e os outros países participantes, se comprometem a aplicar a *OSPAR Strategy to Combat Eutrophication*. Esta estratégia, definida com objectivo principal de melhorar as condições ecológicas das áreas marinhas (ou de, pelo menos, manter o seu nível actual), consiste, numa primeira fase, em proceder a uma avaliação, seguida de uma classificação (*Problem Area* ou *Non-Problem-Area*) das várias zonas (*Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the Maritime Area*). Este procedimento

utiliza, em toda a sua extensão, o conceito de Situação de Referência que, no fundo, pretende representar o sistema ecológico no seu estado natural, isto é, sem a intervenção do homem. Em traços muito gerais, pode dizer-se que a percepção da existência de variações no estado trófico do sistema é feita recorrendo a comparações entre a Situação de Referência e a Situação Actual, tornando possível compreender de que forma o sistema tem evoluído, para seguidamente prever a sua evolução e, de alguma forma, se possível, e se for esse o caso, inverter situações menos favoráveis ao sistema, em termos de eutrofização.

É certo que a precisa caracterização da Situação de Referência não pode ser, na maior parte dos casos, conseguida, mas a utilização de valores históricos pode ter um papel muito decisivo nessa caracterização, permitindo induzir sobre a evolução do estado trófico de um sistema ao longo dos últimos anos. Desta forma, poderemos afirmar que quanto maior for a quantidade de dados disponíveis, melhor será a caracterização do sistema, aliando-se, é claro, à facilidade de acesso a todos esses dados. Neste sentido, foi desenvolvida uma aplicação WEBGIS para a Ria de Aveiro (Figura 64) que, tendo em conta todas as capacidades dos sistemas WEB actuais, se revela como uma solução efectiva para a organização e gestão de dados recolhidos na Ria de Aveiro.

A aplicação, construída em ambiente *DOTNET*, permite, utilizando várias linguagens de programação (*asp.net*, *html*, *java script* e *Visual Basic*), aceder e pesquisar, de modo fácil, os dados contidos numa base de dados, construída em *Access*, onde se encontram armazenados, de forma organizada, todos os dados de campo disponíveis. A pesquisa de dados é nesta aplicação gerida através de um sistema servidor-cliente, onde toda a informação se encontra centralizada num servidor, evitando, desta forma, o problema de gestão de versões da base de dados, podendo o cliente aceder, facilmente, através da Internet.

Para além da componente de armazenamento e pesquisa de dados, a aplicação WEBGIS permite ainda a sua exploração gráfica com um sistema tipo “Sistema de Informação Geográfica” através da utilização da tecnologia MapServer (<http://mapserver.gis.umn.edu/home.html>). Uma aplicação SIG deste tipo permite avançar para além da gestão e armazenamento de dados, visualizando a sua localização geográfica durante o processo de consulta.

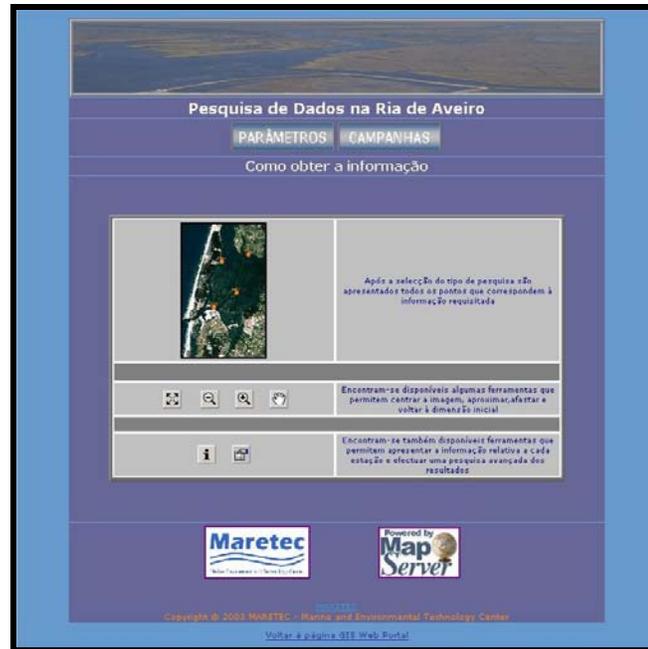


Figura 64. Apresentação da ferramenta WEBGIS para a gestão e pesquisa de dados na Ria de Aveiro.

Esta aplicação permite pesquisar os dados que dizem respeito a parâmetros (Figura 65) e campanhas (Figura 66). A Figura 67 e Figura 68 são exemplos da utilização da aplicação.



Figura 65. Acesso a pesquisa de dados de Parâmetros.



Figura 66. Acesso a pesquisa de dados de Campanhas.

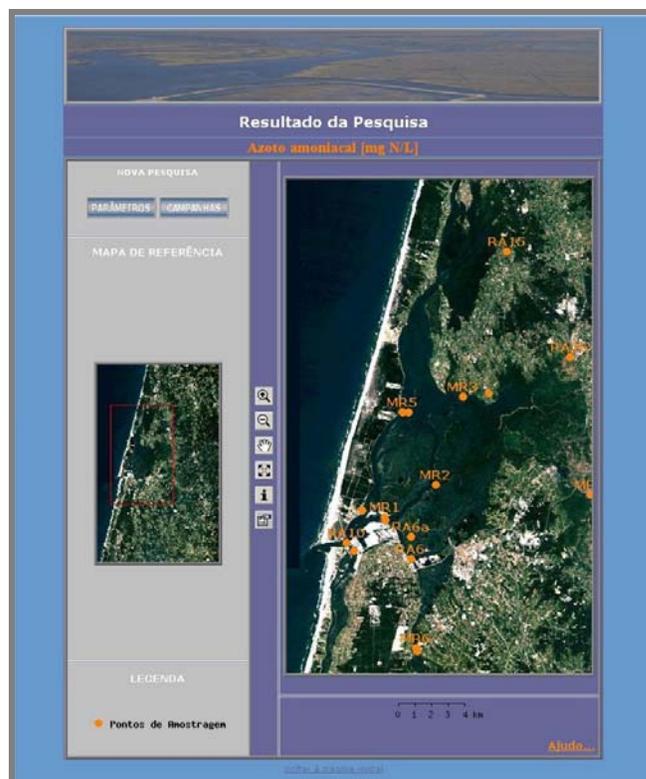


Figura 67. Exemplo de utilização: localização georeferenciada das estações de amostragem.

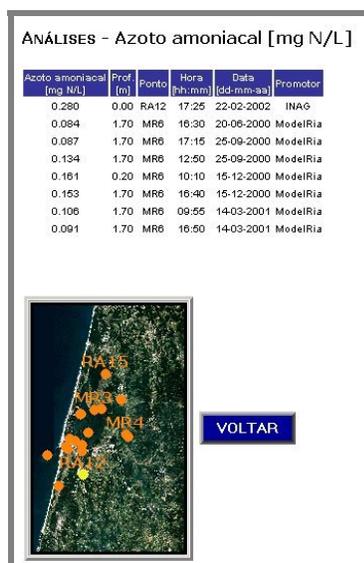


Figura 68. Exemplo de resultado da pesquisa de dados de Azoto Amoniacal.

Esta ferramenta pode ser consultada em www.mohid.com/GIS/Aveiro e o seu acesso só é permitido mediante a introdução de um *username* e uma *password*. O cumprimento dos objectivos com que foi construída esta aplicação depende agora apenas dos utilizadores.

CONCLUSÕES

A Ria de Aveiro, sendo um ecossistema complexo, torna difícil mas ao mesmo tempo aliciante a tarefa de tentar compreender a sua dinâmica ecológica.

A existência de modelos matemáticos que descrevem o funcionamento deste tipo de sistemas revela-se, sem dúvida, uma ferramenta importante para não só ajudar o utilizador a compreender e tirar melhor partido do recurso, mas também ajudar o próprio sistema, prevenindo-o de futuros danos provocados pelo Homem.

A importância ecológica do moliço na Ria de Aveiro é reconhecida tanto pela comunidade científica como pelas populações que, ao longo de décadas, tiraram partido das mais valias da produção de moliço no interior da Ria. Este estudo permitiu confirmar essa mesma importância, utilizando um modelo matemático que a descreve e quantifica, de uma forma aproximada.

Os cerca de 20 dias de tempo de residência da água no interior da Ria, o contínuo input de nutrientes, vindos das descargas dos rios, e a existência de zonas de baixa profundidade com condições hidrodinâmicas pouco intensas proporcionam, na Ria de Aveiro, o desenvolvimento de produtores primários do tipo macroalgas e plantas vasculares marinhas.

Os resultados da aplicação do MOHID Water Modelling System indicam que a existência de macroalgas no sistema provoca significativas alterações na dinâmica das várias propriedades em estudo, aproximando, em geral, os resultados do modelo aos valores experimentais registados na Ria. O modelo permite assim detectar tendências diárias e sazonais de evolução de concentração das propriedades na Ria de Aveiro, bem como o efeito de maré sobre as mesmas, concretizando os principais objectivos delineados para esta dissertação. Mas o aumento da complexidade do modelo implica também maiores necessidades em termos de calibração e validação dos resultados. A validação dos resultados obtidos encontra-se dificultada pelo facto de os dados de campo existentes se encontrarem algo dispersos no tempo e no espaço, dada a significativa variabilidade das propriedades no sistema. Talvez uma das maiores dificuldades encontradas no decorrer deste estudo tenha sido exactamente a recolha de dados relativos a amostragens realizadas, por não existir uma centralização de todos os dados existentes. A base para a centralização deste tipo de informação encontra-se agora construída e disponível sob a forma de uma ferramenta WEBGIS. Esta ferramenta tem como objectivo estabelecer a ligação entre dados de campo existentes e os seus utilizadores.

Apesar dos poucos dados disponíveis a validação dos resultados do modelo permite considerar os resultados do modelo como satisfatórios, confirmando as potencialidades do MOHID Water Modelling System na descrição dos processos característicos das zonas estuarinas. De salientar que esta dissertação se encontra incluída no âmbito do projecto *ModelRia* (ModelRia, 2003), que se propunha estudar a dinâmica ecológica da Ria, bem como no âmbito de um estudo realizado para o Instituto da Água (INAG), com o objectivo de aferir resultados da aplicação de algumas directivas comunitárias relacionadas com o *input* de nutrientes no sistema (Directiva dos Nitratos e Directiva das Águas Residuais) (INAG/MARETEC, 2003).

Um sistema de modelos deste tipo com a capacidade de simulação de diversos cenários constitui uma ferramenta efectiva de apoio à decisão, no sentido em que permite prever os possíveis impactes de acções antropogénicas sob o sistema, revelando-se fundamental para estabelecer cenários de gestão sustentável do recurso.

Trabalhos Futuros

Ao longo da dissertação foi sugerido o desenvolvimento de alguns estudos mais pormenorizados sobre aspectos específicos, tais como: *(i)* o estudo mais aprofundado da influência das ondas nos processos de erosão/deposição de sedimentos; *(ii)* o estudo da influência do ciclo maré viva/maré morta; *(iii)* o estudo dos processos responsáveis pelas trocas de oxigénio entre a coluna de água e a atmosfera e ainda *(iv)* o estudo integrado da bacia de drenagem associada à Ria de Aveiro que permitirá caracterizar de forma mais precisa as descargas existentes.

As macroalgas foram, de facto, a primeira aproximação do MOHID Water Modelling System ao sistema bentónico, mas novos desenvolvimentos neste compartimento do ecossistema lhes poderão seguir, tais como a descrição dos processos relacionados com as plantas vasculares marinhas. Com esta nova capacidade seria possível simular de forma mais completa o moliço característico da zona o que permitirá responder a questões práticas relacionadas com a gestão do recurso. Por exemplo, seria interessante perceber quais serão as consequências do abandono da colheita de moliço pela população local, que é uma questão importante do ponto de vista sócio-económico para toda a região envolvente. A inclusão de plantas vasculares marinhas e outros organismos pertencentes à comunidade bentónica permitirá igualmente o desenvolvimento de estudos mais aprofundados das dinâmicas de competição entre espécies.

O acoplamento de um modelo diagenético descrevendo de forma mais completa a degradação da matéria orgânica nos sedimentos, melhorará a descrição da regeneração de nutrientes no interior da Ria, bem como das trocas de oxigénio entre o sedimento e a coluna de água, importantes no estudo da eutrofização.

Referências Bibliográficas

- Antunes, I., 1998. Modelação da Qualidade da Água no Estuário do Tejo. Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em Ecologia, Gestão e Modelação dos Recursos Marinhos. Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, 93 pp.
- Atkinson, M. and Smith, S.V., 1983. C:N:P Ratios of Benthic Marine OPlants. *Limnol. And Oceano.* 28, 568-574.
- Baird, M. E., Walker, S. J., Wallace, B. B., Webster, I. T., Praslow, J. S., 2003. The use of mechanistic descriptions of algal growth and zooplankton grazing in an estuarine eutrophication model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56, 685-695.
- Baretta, J., Ebenhoh, W., Ruardij, P., 1995. The European Regional Seas Ecosystem Model, a complex marine ecosystem model. *Journal of Sea Research* 33, 233-246.
- Baretta-Bekker, J. and Baretta, 1997. European Regional Seas Ecosystem Model II (1993-1996), *Journal of Sea Research* 38, 169-436.
- Barrosa, J., 1985. Breve Caracterização da Ria de Aveiro. *Jornadas da Ria de Aveiro*, vol. II. Câmara Municipal de Aveiro, Aveiro.9-14.
- Bergamasco, A., De Nat, L., Flindt, M. R., Amos, C.L., 2003. Interactions and feedbacks among phytobenthos, hydrodynamics, nutrient cycling and sediment transport in estuarine ecosystems. *Continental Shelf Research* 23, 1715-1741.
- Berger, C.J. and Wells, S.A., 1999. Modeling Macrophytes of the Columbia Slough, Oregon. *Proceedings ASCE International Water Resouces Engineering Conference*, Seattle, WA.
- Bettencourt, A. M. and Matos, J.S., 1996. Cargas Poluentes, Factores Limitantes e Condições de Eutrofia no Baixo Guadiana. 3º Congresso da Água VIII/SILUBESA, Lisboa.
- Biber, P.D., Harwell, M.A., Cropper Jr., W P., 20042005. Modeling the dynamics of three functional groups of macroalgae in tropical seagrass habitats. *Ecological Modelling* 175 (1), 25-54.
- Bocci, M., Coffaro, G., Bemdoricchio, G., 1997. Modelling biomass and nutrient dynamics in eelgrass (*Zostera marina* L.): applications to the Lagoon of Venice (Italy) and Øresund (Denmark). *Ecological Modelling* 102, 67-80.
- Braunschweig, F., Martins, F., Chambel, P., Neves, R., 2002. A methodology to estimate renewal time scales in estuaries: the Tagus Estuary case. *Ocean Dynamics* 53 (3), 137-145.
- Bricker, S.B., C.G. Clement, D.E. Pirhalla, S.P. Orlando, and D.R.G. Farrow. 1999. National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science. Silver Spring, MD, 71 pp.
- Canu, D. M., Solidoro, C., Umgieser, G., 2003. Modelling the responses of the Lagoon of Venice ecosystem to variation in physical forcings. *Ecological Modelling* 170, 265-289.
- Carpenter, S.R., Ludwig, D., Brock, W.A., 2000. Management of eutrophication in lakes subject to potentially irreversible change. *Ecological Applications* 9, 751-771.
- Carr, G.M., Duthie, H.C., Taylor, W., D., 1997. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. *Aquatic Botany* 59, 195-215.

- Chapelle, A., Ménesguen, A., Deslous-Paoli, J.-M., Souchu, P., Mazouni, N., Vaquer, A., Millet, B., 2000. Modelling nitrogen, primary production and oxygen in a Mediterranean lagoon. Impact of oysters farming and inputs from the watershed. *Ecological Modelling* 127, 161-181.
- Cioffi, F. and Gallerano, F., 2000. Response of Lake Piediluco to the change of hydrodynamic conditions and nutrient load reductions. *Ecological Modelling* 135, 199-229.
- Cioffi, F., Gallerano, F., 2001. Management strategies for the control of eutrophication processes in Fogliano lagoon (Italy): a long-term analysis using a mathematical model. *Applied Mathematical Modelling* 25, 385-426.
- Day, J.N., Hall, C.A.S., Kemp, W.M., Arancibia, A.Y., 1989. *Estuarine Ecology*. Wiley, USA, 558 pp.
- Dias, J. M., Lopes, J.F., Dekeyser, I., 1999. Hydrological characterization of Ria de Aveiro, Portugal, in early Summer. *Oceanological Acta* 22, 473-485.
- Dias, J. M., Lopes, J.F., Dekeyser, I., 2000. Tidal Propagation in Ria de Aveiro Lagoon, Portugal. *Phys.Chem.Earth (B)* vol. 25(4), 369-374.
- Diaz, R. J., Rosenberg, R., 1995. Marine benthic hypoxia. A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 33, 245-303.
- Duarte, P., Meneses, R., Hawkins, A.J.S., Zhu, J., Fang, J., Grant, J., 2003. Mathematical modelling to assess the carrying capacity for multi-species culture within coastal waters. *Ecological Modelling* 168, 109-143.
- Edgar, L.A. and Pickett-Heaps, J.D., 1984. Diatom locomotion, 47-88 *In: Progress in phycological research*. V.3. Biopress.
- EPA, 2001. *Nutrient Criteria Technical Guidance Manual*.
- Ferreira, J.G., 1995. ECOWIN- an object-oriented ecological model for aquatic ecosystems. *Ecol. Model.* 79, 21-34.
- Figueras, A., 1985. Las Rias: Su aprovechamiento y la acuicultura. *Jornadas da Ria de Aveiro*, vol. II. Câmara Municipal de Aveiro, Aveiro. 17-35.
- Flindt, M.R., Pardal, M.A., Lillebø, A.I., Martins, I., Marques, J.C., 1999. Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries: A brief review. *Acta Oecologica* 20 (4), 237-248.
- Fonseca, M.S., Kenworthy, J.W., 1987. Effects of Current on photosynthesis and distribution of seagrasses. *Aquatic Botany* 27, 59-78.
- Fulton, E., Smith, A.D.M., Johnson, C.R., 2004. Biogeochemical marine ecosystem models I: IGBEM – a model of marine bay ecosystems. *Ecological Modelling* 174, 267-307.
- Geertz-Hansen, O.G., Sand-Jensen, K., Hansen, D.F., Christiansen, A., 1993. Growth and grazing control of abundance of the marine Macroalga, *Ulva lactuca* L., in a eutrophic Danish estuary. *Aquatic Botany* 46, 101-109.
- Goldman, C.R. and Horne, A.J., 1983. *Limnology (International Student Edition)*, McGraw-Hill.
- Grall, J. and Chauvaud, L., 2002. Marine eutrophication and benthos: the need for new approaches and concepts. *Global Change Biology* 8, 813-830.
- Gray, J.S., 1992. Eutrophication in the sea. In: Colombo, G., Ferrari, I., Ceccherelli, V.U. and R. Rossi (Eds). *Marine Eutrophication and Population Dynamics*. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark, 3-15 .
- Havens, K.E., Hauxwell, J., Tyler, A.C., Thomas, S., McGlathery, K.J., Cebrian, J., Valiela, I., Steinman, A.D., Hwang, S., 2001. Complex interactions between autotrophs in shallow marine and freshwater ecosystems: implications for community responses to nutrient stress. *Environmental Pollution* 113, 95-107.

Hensen, V., 1887. Über die Bestimmung des Planktons oderndes in Meere treibenden Materials on Pflanzen und Thieren. Ber. Kommm Wiss. Unters., dt. Meere 5, 1-109.

Hidromod, 1998. Plano de Ordenamento da Ria de Aveiro, Caracterização da Situação de Referência. Estudos de Modelação Matemática.

<http://www.biorede.ua.pt>

Hurd, C., 2000. Water Motion, Marine Macroalgal Physiology, and Production. J. Phycol. 36, 453-472.

IH (Instituto Hidrográfico), 2002. Divisão Química e Poluição do Meio Marinho. Relatório Progresso de Trabalho. RELPT.QP 05/02. Monitorização das principais zonas estuarinas da costa de Portugal Continental.

IHRH (Instituto de Hidráulica e Recurso Hídricos), 1994. Estudo de Avaliação da Vulnerabilidade da Capacidade de Recepção das Águas Costeiras em Portugal. Relatório R3.2. Meios Receptores e suas características: (Be1) – Ria de Aveiro, Pateira de Fermelos e Barrinha de Mira.

INAG (Instituto da Água) /MARETEC, 2002. Water Quality in Portuguese Estuaries: Tejo,Sado and Mondego. Lisboa.

INAG (Instituto da Água) /MARETEC, 2003. Water Quality in Portuguese Estuaries: Douro, Minho, Lima, Ria de Aveiro, Ria Formosa, Guadiana. Lisboa.

INAG (Instituto da Água)/MARETEC, 2001. Definição do limite de Jusante dos estuários portugueses, Lisboa

Kautsky, H., 1991. Influence of eutrphication on the distribution of phytobenthic plant and animal communities. International Review of Hydrobiology 76, 423-432.

Kramer, K. J. M.; Brockmann, U. H.; Warwick, R. A., 1994. Tidal estuaries: manual of sampling and analytical procedures, published for the European Commission by A.BALKEMA/ROTTERDAM/BROOKFIELD, 304 pp.

Leitão, P., 2003. Integração de Escalas e de Processos na Modelação do Ambiente Marinho. Dissertação para a obtenção do grau de Doutor em Engenharia do Ambiente. Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, 279 pp.

Madden, C., J. and Kemp, W.M., 1996. Ecosystem Model of an Estuarine Submersed Plant Community: Calibration and Simulation of Eutrophication Responses. Estuaries 19(2B), 457-474.

Marques, J. C., Nielsen, S. N., Pardal, M. A., Jørgensen, S. E., 2003. Impact of eutrophication and river management within a framework of ecosystems theories. Ecological Modelling 166, 147-168.

Marsili-Libelli, S., 2003. Fuzzy prediction of the algae blooms in the Orbetello lagoon. Environmental Modelling & Software 19, 799-808.

Martins, I., and Marques, J.C., 2002. A Model for the Growth of Opportunistic Macroalgae (*Enteromorpha* sp.) in Tidal Estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science 55, 247-257.

Metcalf and Eddy, 1991. Wastewater Engineering-Treatment Disposal Reuse, Third Edition, McGraw-Hill.

ModelRia, 2001. Relatório de progresso do projecto *ModelRia*: Modelação da Qualidade da Água da Laguna da Ria de Aveiro.

ModelRia, 2003. Relatório Final do projecto *ModelRia*: Modelação da Qualidade da Água da Laguna da Ria de Aveiro.

Molles, M C. Jr., 1999. Ecology: Concepts and Applications. McGraw-Hill.

- Murray, A.G. and Parslow, J.S., 1997. Port Phillip Bay Integrated Model: Final Report. Port Phillip Bay Environment Study Technical Report no. 44, Canberra.
- Murray, A.G. and Parslow, J.S., 1999. Modelling nutrient cycles and impacts in Port Phillip Bay – a semi-enclosed marine Australian ecosystem. *Marine and Freshwater Research* 50, 597-611.
- Murray, A.G., Parslow, J.S., Stephen, J.W., Waring, J.R., 2000. The implementation of the ecosystem module of a coastal environmental model: Port Phillip Bay, Australia. *Environmental Modelling & Software* 15, 357-372.
- Nestlerode, J. A. and Diaz, R.J., 1998. Effects of periodic hypoxia on predation of a tethered polychaete, *Glycera americana*: implication for trophic dynamics. *Marine Ecology Progress Series* 172, 185-195.
- Nixon, S.W., 1995. Enriching the Sea to Death. *Scientific American*. The Oceans, 48-53. Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns. *Ophelia* 41, 199-220.
- Parslow, J., Hunter, J., Davidson, A., 2004. Estuarine Eutrophication Models. Final Report Project E6 National River Health Program, Hobart, Tasmania.
- Parsons, T., Takahashi, M., Hargrave, B., 1984. *Biological oceanographic processes* (3rd. ed.). Pergamon Press, Oxford, 330 pp.
- Pastres, R., Chan, K., Solidoro, C., Dejak, C., 1999. Global sensitivity analysis of a shallow-water 3D eutrophication model. *Computer Physics Communications* 117, 62-74.
- Paterson, D.M., 1989. Short term changes in the erodibility of intertidal cohesive sediments related to the migratory behavior of epipelagic diatoms. *Limnology and Oceanography* 34, 223-234.
- Patten, B.C. and Jørgensen, S.E., 1995. *Complex Ecology: The Part Whole Relation in Ecosystems*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, 705 pp.
- Pina, P., 2001. *An Integrated Approach to Study The Tagus Estuary Water Quality*. Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em Ecologia, Gestão e Modelação dos Recursos Marinhos. Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, 70 pp.
- Piriou, J.Y. and Menesguen, A., 1992. Environmental factors controlling the *Ulva* sp. Blooms in Brittany (France). In: *Proceedings of the 25th European Marine Biology Symposium* (eds Colombo, G., Ferrari, I., Ceccherelli, V.U. and R. Rossi). Olsen Olsen, Fredensborg, Denmark, 111-116.
- Plus, M., Chapelle, A., Ménesguen, A., Deslous-Paoli, J., Auby, I., 2003. Modelling seasonal dynamics of biomasses and nitrogen contents in a seagrass meadow (*Zostera noltii* Hornem.): application to the Thau lagoon (French Mediterranean coast). *Ecological Modelling* 161, 213-238.
- Plus, M., Deslous-Paoli, J.-M., Auby, I., Dagault, F., 2001. Factors influencing primary production of seagrass beds (*Zostera noltii* Hornem.) in the Thau lagoon (French Mediterranean coast). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 259, 63-84.
- Portela, L., 1996. *Modelação matemática de processos hidrodinâmicos e de qualidade da água no Estuário do Tejo*. Dissertação para obtenção do Grau de Doutor em Engenharia do Ambiente, Instituto Superior Técnico. Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 240 pp.
- Ré, P.M., 1999. *Biologia Marinha* (3^a Edição). Associação de Estudantes da Faculdade de Ciências de Lisboa, Lisboa, 98 pp.
- Reis, A., 1985. Recursos Biológicos da Ria de Aveiro. *Jornadas da Ria de Aveiro*, vol. II. Câmara Municipal de Aveiro, Aveiro, 203-220.
- Risgaard-Petersen, N., Ditlev, L., Ottosen, M., 2000. Nitrogen cycling in two temperate *Zostera marina* beds: seasonal variation. *Marine Ecology Progress Series* 198, 93-107.

- Sand-Jensen, K. and Borum, J., 1991. Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate fresh waters and estuaries. *Aquatic Botany* 41, 137-176.
- Sand-Jensen, K. and Pedersen, O., 1999. Velocity gradients and turbulence around macrophyte stands in streams. *Freshwater Biology* 42, 315-328.
- Scardi, M. and Harding Jr., L., 1999. Developing an empirical model of phytoplankton primary production: a neural network case study. *Ecol. Model.* 120, 213-223.
- Schramm, W., 1999. Factors influencing seaweeds response to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. *Journal of Applied Phycology* 11, 69-78.
- Silva, J.F., 1985. O moliço na Ria de Aveiro. *Jornadas da Ria de Aveiro*, vol. II. Câmara Municipal de Aveiro, Aveiro, 223-251.
- Smith, V.H., Tilman, G.D., Nekola, J.C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrients inputs on freshwater, marine, and terrestria ecosystems. *Environmental Pollution* 100, 179-196.
- Sohma, A., Sekiguchi, Y., Yamada, H., Sato, T., 2001. A new Coastal Marine Ecosystem Model Study Coupled with Hydrodynamics and Tidal Flat Ecosystem Effect. *Marine Pollution Bulletin* 43 (7-12), 187-208.
- Solidoro, C., Crise, A., Crispi, G., Pastres, R., 2003. An a priori approach to assimilation of ecological data in marine ecosystem models. *Journal of Marine Systems* 40-41, 79-97.
- Solidoro, C., Pecenic, G., Pastres, R., Franco, D., Dejak, C., 1997. Modelling macroalgae (*Ulva rigida*) in the Venice lagoon: Model structure identification and first parameters estimation. *Ecological Modelling* 94, 191-206.
- Solovjova, N.V., 1999. Synthesis of ecosystemic and ecoscreening modelling in solving problems of ecological safety. *Ecological Modelling* 124, 1-10.
- Somerfield, P.J., Rees H.L., Warwick, R.M., 1995. Interrelationships in community structure between shallow-water marine meiofauna and macrofauna in relation to dredging disposal. *Marine Ecology Progress Series* 127, 103-112.
- Sze, P., 1993. *A biology of the Algae* (Second Edition). Wm.C.Brown Publishers, USA.
- Takamura, N. Kadono, Y., Fukushima, M. Nakagawa, Kim, B., 2003. Effects of aquatic macrophytes on water quality and phytoplankton communities in shallow lakes. *Ecological Research* 18, 381-395.
- Trancoso, A., 2002. *Modelling Macroalgae in Estuaries*. Monografia apresentada para a obtenção do grau de Licenciatura em Engenharia do Ambiente. Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, 48 pp.
- UNESCO, 1981. Tenth Report on the joint panel on oceanographic tables and standards. Technical papaers in marine science , 24 pp.
- Valiela, I., 1995. *Marine Ecological Processes*. Springer-Verlag. New York, 686 pp.
- Valiela, I., McClelland, J., Hauxwell, J., Behr, P.J., Hersh, D., Foreman, K., 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: Controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnol. Oceanogr.* 42 (5, part 2), 1105-1118.
- Walker, S.J., 1990. Coupled hydrodynamic and transport models of Port Phillip Bay, a semi-enclosed bay in south-eastern australia. *Marine and Freshwater Research* 50, 469-481.
- Wheeler, W.N., 1980. Effect of boundary layer transport on the fixation of carbon by the giant kelp *Macrocystis pyrifera*. *Marine Biology* 56, 103-110.

Wheeler, W.N., 1982. Nitrogen nutrition of *Macrocystis*. In L.M. [Ed.] Synthetic and Degradative Processes in Marine Macrophytes. Walter de Gruyter, Berlin, 121-137.

Wildbom, B. and Elmgren, R., 1988. Response to benthic meiofauna to nutrient enrichment of experimental marine ecosystems. Marine Ecology Progress Series 42, 257-268.

Winterwerp, J.C., 2002. On the flocculation and settling velocity of estuarine mud. Continental Shelf Research 22, 1339-1360.

Anexo I

Sistema MOHID: Descrição do Modelo Ecológico

ÍNDICE

INTRODUÇÃO	1
1. Fitoplâncton e Macroalgas	3
2. Zooplâncton	8
3. Azoto	10
3.1. Amónia	10
3.2. Nitrato	11
3.3. Nitrito	12
3.4. Azoto Orgânico Particulado	12
3.5. Azoto Orgânico Dissolvido Não Refractário	13
3.6. Azoto Orgânico Dissolvido Refractário	14

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura I. 1. Processos relacionados com o fitoplâncton e macroalgas.....	3
Figura I. 2. Processos relacionados com o zooplâncton.....	8
Figura I. 3. Processos relacionados com Amónia.....	10
Figura I. 4. Processos relacionados com Nitrato.....	11
Figura I. 5. Processos relacionados com Nitrito.....	12
Figura I. 6. Processos relacionados com Azoto Orgânico Particulado (PON).....	12
Figura I. 7. Processos relacionados com Azoto Orgânico Dissolvido Não Refractário.....	13
Figura I. 8. Processos relacionados com Azoto Orgânico Dissolvido Refractário.....	14

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela I. 1. Termos da equação de variação de biomassa dos produtores primários de biomassa: designação e determinação.....	4
Tabela I. 2. Factores Limitantes e termos necessários para o seu cálculo: Nutrientes.....	4
Tabela I. 3. Factores Limitantes e termos necessários para o seu cálculo: Luz.....	4
Tabela I. 4. Factores Limitantes e termos necessários para o seu cálculo: Temperatura.....	5
Tabela I. 5. Valores standard para os parâmetros referentes ao fitoplâncton.....	6
Tabela I. 6. Valores standard para os parâmetros referentes a macroalgas.....	7
Tabela I. 7. Termos da equação de variação de biomassa do Zooplâncton: designação e determinação.....	9
Tabela I. 8. Valores standard para os parâmetros referentes ao zooplâncton.....	9
Tabela I. 9. Termos da equação de variação de biomassa das espécies de Azoto: designação e determinação.....	14
Tabela I. 10. Valores standard para os parâmetros referentes ao azoto.....	15

INTRODUÇÃO

Apresentam-se, neste anexo, de uma forma sintética, os principais pressupostos e considerações assumidas na construção do modelo ecológico do Sistema MOHID, evidenciando as equações e parâmetros utilizados na descrição dos processos biológicos. Mais detalhes da construção, organização e aplicações do Sistema MOHID poderão ser encontrados em www.mohid.com.

Em termos gerais, neste modelo, considera-se que os produtores primários (fitoplâncton e macroalgas) consomem nutrientes inorgânicos e dependem da sua disponibilidade, bem como da quantidade de luz, para obterem energia suficiente para o seu desenvolvimento, através da fotossíntese. Assume-se que: o Azoto é o principal nutriente limitante para o crescimento destes seres (a simulação de limitação pelo fósforo é possível com o Sistema MOHID, mas não será apresentado, por não ter sido considerada neste estudo); o Azoto é consumido apenas nas formas de Amónia e/ou Nitrato; as excreções dos organismos funcionam como uma fonte do ciclo do Azoto; os produtores primários são consumidos pelos secundários e estes, por sua vez, consumidos pelos níveis tróficos seguintes.

1. Fitoplâncton e Macroalgas

O modelo assume que a taxa de crescimento de um ser fotossintético p (fitoplâncton ou macroalgas), μ_p , depende, fundamentalmente de três tipos de limitação: temperatura, luz e concentração de nutrientes. Por forma a quantificar esta mesma limitação surgem, respectivamente, os chamados factores limitantes, $\Psi(T)$, $\Psi(E)$, $\Psi(N)$, tendo valor 1 quando não existe limitação do crescimento e 0 quando esta é máxima. A Figura I. 1 representa, de uma forma esquemática, os processos descritos pelo modelo, envolvendo, quer o fitoplâncton, quer as macroalgas.

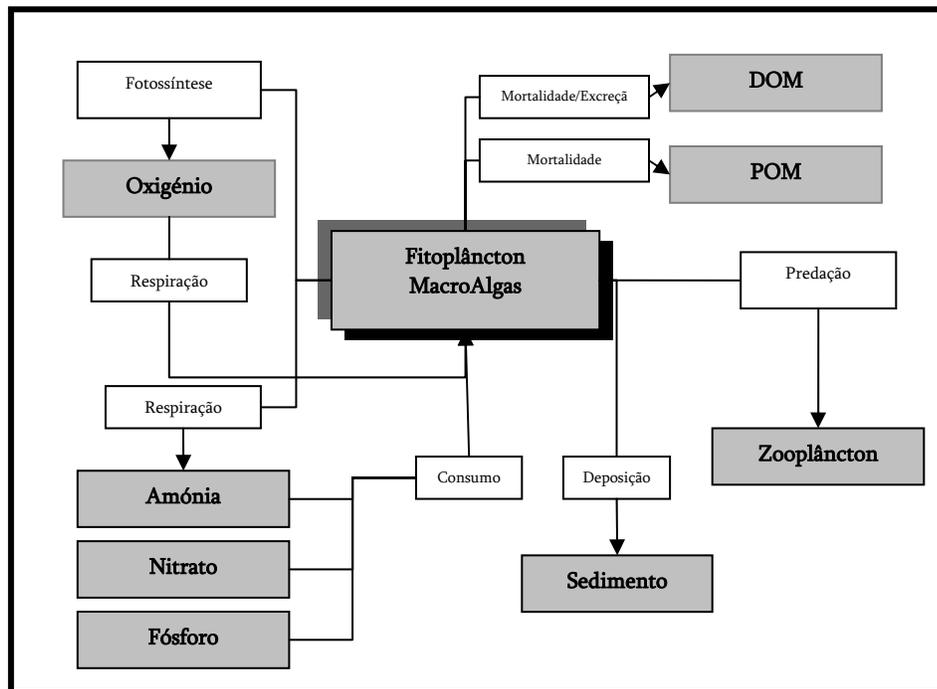


Figura I. 1. Processos relacionados com o fitoplâncton e macroalgas.

O termo referente ao balanço entre fontes e poços, considerado pelo modelo, para a variação de concentração de cada um dos produtores primários de biomassa (fitoplâncton e macroalgas), no estuário, é descrito pela Eq. 1, onde Φ_p representa a concentração. No caso do fitoplâncton, Φ_{phy} é descrito em termos de mg C/l e para as macroalgas Φ_{MA} representa kg C/m², o mesmo se aplica à concentração de nutrientes no meio, representado nas equações como Φ_p . Nas tabelas

seguintes, estão descritos os termos que compõem a equação e os valores standard considerados para o seu cálculo. A variável P representa em muitas equações a propriedade fitoplâncton e a propriedade macroalga, quando a mesma equação é aplicável aos dois tipos de produtores primários.

$$\text{Eq. 1} \quad (F - P)^p = (\mu^p - r^p - ex^p - m^p) \times \Phi_p - G^p$$

Tabela I. 1. Termos da equação de variação de biomassa dos produtores primários de biomassa: designação e determinação.

Termo	Símbolo	Unidade	Equação
Taxa de Crescimento	μ^p	d^{-1}	$\mu^p = \mu_{\max}^p \min[\psi(N)^p, \psi(P)^p] \psi(E)^p \psi(T)^p$
Taxa de Respiração	r^p	d^{-1}	$r^p = k_{re}^p e^{(0.069T)} + k_{rp}^p \mu^p$
Taxa de Excreção	ex^p	d^{-1}	$ex^p = \varepsilon^p \mu^p (1 - \psi(E)^p)$
Taxa de Mortalidade (Natural)	m^p	d^{-1}	$m^p = m_{\max}^p \frac{\frac{\Phi_p}{\mu^p}}{K_m^p + \frac{\Phi_p}{\mu^p}}$
Taxa de Mortalidade (Predação)	G^p	d^{-1}	<p>Fitoplâncton: $G^{phy} = \frac{\mu^{zoo}}{E} \Phi_{zoo}$, onde Φ_{zoo} representa a concentração de Zooplâncton e E a eficiência de assimilação;</p> <p>MacroAlgas: Considera-se um valor constante, G^{MA}</p>

Tabela I. 2. Factores Limitantes e termos necessários para o seu cálculo: Nutrientes.

Nutrientes			
Símbolo	Designação	Unidades	Equação
$\Psi(N)^p$	Factor de Limitação (Azoto)	-	$\Psi(N)^p = \frac{\Phi_{NH_4} + \Phi_{NO_3}}{K_N^p + \Phi_{NH_4} + \Phi_{NO_3}}$
Φ_{NH_4}	Amónia	mg N.l ⁻¹	
Φ_{NO_3}	Nitrato	mg N.l ⁻¹	
$\Psi(P)^p$	Factor de Limitação (Fósforo)	-	$\Psi(P)^p = \frac{\Phi_{PO_4}}{K_P^p + \Phi_{PO_4}}$
Φ_{PO_4}	Fosfato	mg P.l ⁻¹	

Tabela I. 3. Factores Limitantes e termos necessários para o seu cálculo: Luz.

Luz			
Símbolo	Designação	Unidades	Equação
$\Psi(E)^p$	Factor de Limitação pela Luz	-	$\Psi(E)^p = \frac{e^1}{k^p \cdot z} \cdot \left(e^{-\frac{E_0}{E_{sp}^p} \cdot e^{(-k^p \cdot z)}} - e^{-\frac{E_0}{E_{sp}^p}} \right)$
E_0	Radiação Solar Efectiva na Superfície da Água	Wm^{-2}	a
k^p	Factor de Extinção da Luz na Água	m^{-1}	$k^{phy} = 0.04 + 0.0088\Phi_{phy} + 0.054\Phi_{phy}^{2/3} + 0.036\Phi_{ss}$
Φ_{ss}	Concentração de Sólidos em Suspensão	$mg\ l^{-1}$	$k^{MA} = \frac{\alpha_{abs}^{MA} \Phi_{MA}}{Min(h^{MA}, h^{WC})} \times Max\left(\frac{h^{MA}}{h^{WC}}, 1\right)$
z	Profundidade	m	

Tabela I. 4. Factores Limitantes e termos necessários para o seu cálculo: Temperatura.

Temperatura			
Símbolo	Designação	Unidades	Equação
$\Psi(T)^p$	Factor de Limitação pela Temperatura	-	$\psi(T)^p = K_A(T)K_B(T)$
$K_A(T)^p$		-	$K_A(T)^p = \frac{K_1^p \cdot e^{\gamma_1^p (T - T_{min}^p)}}{1 + K_1^p \cdot \left(e^{\gamma_1^p (T - T_{min}^p)} - 1 \right)}$
$K_B(T)^p$		-	$K_B(T)^p = \frac{K_4^p \cdot e^{\gamma_2^p (T_{max}^p - T)}}{1 + K_4^p \cdot \left(e^{\gamma_2^p (T_{max}^p - T)} - 1 \right)}$
γ_1^p		-	$\gamma_1^p = \frac{Ln \frac{K_2^p (1 - K_1^p)}{K_1^p (1 - K_2^p)}}{T_{opt_{min}}^p - T_{min}^p}$
γ_2^p		-	$\gamma_2^p = \frac{Ln \frac{K_3^p (1 - K_4^p)}{K_4^p (1 - K_3^p)}}{T_{max}^p - T_{min}^p}$

^a Não são descritas as equações que permitem calcular a Radiação Solar Efectiva na superfície da água por se entender que, não sendo fundamentais para a compreensão do estudo efectuado, poderiam sobrecarregar esta tese. As equações podem ser consultadas em Pina (2001).

Tabela I. 5. Parâmetros utilizados na simulação de fitoplâncton (adaptado de Pina, 2001).

Símbolo	Designação	Unidade	Valor
μ_{\max}^{phy}	Taxa de Crescimento Máxima	d ⁻¹	2,2
k_{re}^{phy}	Constante de Respiração Endógena	d ⁻¹	0,0175
k_{rp}^{phy}	Constante de Fotorespiração	d ⁻¹	0,125
ε^{phy}	Constante de Excreção	-	0,07
m_{\max}^{phy}	Taxa de Mortalidade Máxima	d ⁻¹	0,02
K_m^{phy}	Constante de Semi-Saturação de Mortalidade	mg C l ⁻¹ d ⁻¹	0,3
E	Eficiência de Assimilação	-	0,6
K_N^{phy}	Constante de Semi-Saturação de Azoto	mg N l ⁻¹ d ⁻¹	0,014
E_{opt}^{phy}	Intensidade Ótima de Luz para a Fotossíntese	Wm ⁻²	90
$T_{opt_{\min}}^{phy}$	Temperatura Ótima Mínima para a Fotossíntese	°C	25,0
$T_{opt_{\max}}^{phy}$	Temperatura Ótima Máxima para a Fotossíntese	°C	26,5
T_{\min}^{phy}	Temperatura Mínima para a Fotossíntese	°C	4,0
T_{\max}^{phy}	Temperatura Máxima para a Fotossíntese	°C	37,0
K_1^{phy}	Constante para a Curva de efeito da Temperatura	-	0.3
K_2^{phy}	Constante para a Curva de efeito da Temperatura	-	0.98
K_3^{phy}	Constante para a Curva de efeito da Temperatura	-	0.98
K_4^{phy}	Constante para a Curva de efeito da Temperatura	-	0.01
α^{phy}	Fracção N/C no organismo	-	0,18
f_{inorg}^{phy}	Fracção Inorgânica das Excreções	-	0,4
f_{orgD}^{phy}	Fracção Orgânica Dissolvida das Excreções	-	0,5

Tabela I. 6. Parâmetros utilizados na simulação de macroalgas. (adaptado de Trancoso, 2002)

Símbolo	Designação	Unidade	Valor
μ_{\max}^{MA}	Taxa de Crescimento Máxima	d ⁻¹	0,4
k_{re}^{MA}	Constante de Respiração Endógena	d ⁻¹	0,00175
k_{rp}^{MA}	Constante de Fotorespiração	d ⁻¹	0,018
ε^{MA}	Constante de Excreção	-	0,008
m_{\max}^{MA}	Taxa de Mortalidade Máxima	d ⁻¹	0,003
K_m^{MA}	Constante de Semi-Saturação de Mortalidade	kg C m ⁻² d ⁻¹	0,03
G^{MA}	Taxa de Predação das Macroalgas	d ⁻¹	0,0008
K_N^{MA}	Constante de Semi-Saturação de Azoto	mg N l ⁻¹ d ⁻¹	0,065
E_{opt}^{MA}	Intensidade Ótima de Luz para a Fotossíntese	Wm ²	90
$T_{opt_{\min}}^{MA}$	Temperatura Ótima Mínima para a Fotossíntese	°C	12
$T_{opt_{\max}}^{MA}$	Temperatura Ótima Máxima para a Fotossíntese	°C	24
T_{\min}^{MA}	Temperatura Mínima para a Fotossíntese	°C	6
T_{\max}^{MA}	Temperatura Máxima para a Fotossíntese	°C	37
K_1^{MA}	Constante para a Curva de efeito da Temperatura	-	0,3
K_2^{MA}	Constante para a Curva de efeito da Temperatura	-	0,98
K_3^{MA}	Constante para a Curva de efeito da Temperatura	-	0,98
K_4^{MA}	Constante para a Curva de efeito da Temperatura	-	0,01
α^{MA}	Fracção N/C no organismo	-	0,18
f_{inorg}^{MA}	Fracção Inorgânica das Excreções	-	0,25
f_{orgD}^{MA}	Fracção Orgânica Dissolvida das Excreções	-	0,25
K_{NutReg}^{phy}	Metade da Constantes de Saturação para a Regeneração dos Nutrientes	mg N.l ⁻¹	1,0
a_{abs}^{MA}	Área de Absorção das Macroalgas	m ² kg C ⁻¹	5,55
h^{MA}	Altura da MacroAlgas	m	0,2
$F_{dep_{\max}}^{MA}$	Taxa de deposição de sedimentos máximo tolerável para o crescimento de Macroalgas	Kg.m ⁻² s ⁻¹	0,005
τ_{ero}^{*MA}	Tensão de Corte crítica de erosão a partir da qual surge a “quebra” de macroalgas	Pa	1

2. Zooplâncton

A variação da concentração de fitoplâncton depende, em grande parte, da concentração de Zooplâncton existente no meio, uma vez que se trata do seu principal predador. O modelo inclui uma série de equações com o objectivo de descrever a actividade biológica do Zooplâncton que, por sua vez, depende também do Fitoplâncton existente. Apresentam-se, de seguida, as equações consideradas para estabelecer o balanço entre as fontes e poços correspondentes ao Zooplâncton e uma figura com a representação esquemática dos processos em que se encontra envolvido.

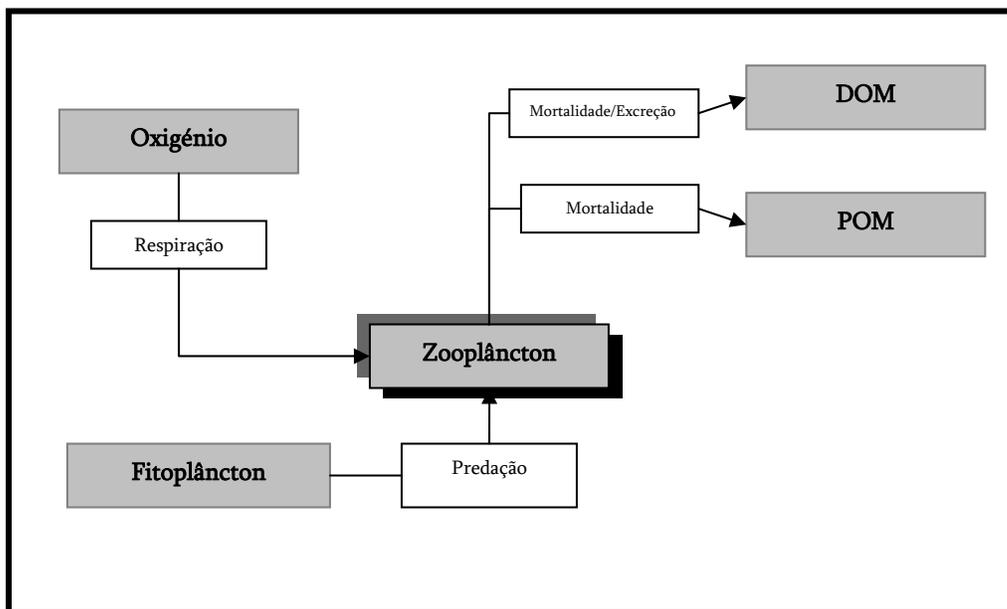


Figura I. 2. Processos relacionados com o zooplâncton.

$$\text{Eq. 2} \quad (F - P)_{zoo} = (\mu^{zoo} - r^{zoo} - ex^{zoo} - m^{zoo}) \times \Phi_{zoo} - G^{zoo}$$

Tabela I. 7. Termos da equação de variação de biomassa do Zooplâncton: designação e determinação.

Termo	Símbolo	Unidade	Equação
Taxa de Crescimento	μ^{zoo}	d ⁻¹	$\mu^{zoo} = \begin{cases} \mu_{\max}^{zoo} \Psi(T)^{zoo} \left(1 - e^{-\Lambda(\Phi_{phy} - \Phi_{\min,phy}^{zoo})} \right) \\ 0 \text{ para } \Phi_{phy} < \Phi_{\min,phy}^{zoo} \end{cases}$
Taxa de Mortalidade Natural e Respiração	$r^{zoo} + m^{zoo}$	d ⁻¹	$r^{zoo} + m^{zoo} = d^{zoo} \Psi(T)^{zoo}$
Taxa de Mortalidade por Predação	G^{zoo}	mg C l ⁻¹ d ⁻¹	$G^{zoo} = e^{zoo} \Phi_{Zoo}$

Tabela I. 8. Parâmetros utilizados na simulação de zooplâncton (adaptado de Pina, 2001).

Símbolo	Designação	Unidade	Valor
μ_{\max}^{zoo}	Taxa de crescimento Máxima	d ⁻¹	0,1
Λ	Constante de Ivlev	-	13,0
$\Phi_{\min,phy}^{zoo}$	Concentração Mínima de Fitoplâncton para a Predação	mgC/L	0,0045
d^{zoo}	Constante de Mortalidade Natural e de Respiração	d ⁻¹	0,036
e^{zoo}	Constante de Mortalidade por Predação	d ⁻¹	0,01
$T_{opt,\min}^{zoo}$	Temperatura Ótima Mínima para o Crescimento	°C	24,8
$T_{opt,\max}^{zoo}$	Temperatura Ótima Máxima para o Crescimento	°C	25,1
T_{\min}^{zoo}	Temperatura Mínima para a para o Crescimento	°C	5,0
T_{\max}^{zoo}	Temperatura Máxima para a para o Crescimento	°C	35,0
α^{zoo}	Fracção N/C no organismo	-	0,24
f_{inorg}^{zoo}	Fracção Inorgânica das Excreções	-	0,25
f_{orgD}^{zoo}	Fracção Orgânica Dissolvida das Excreções	-	0,25

3. Azoto

Assume-se, no modelo, que o Azoto pode, de uma maneira geral, encontrar-se em três formas distintas: Azoto Orgânico (Dissolvido, DON, e Particulado, PON), Amónia (NH_4^+) e Azoto Inorgânico (Nitrato (NO_3^-) e Nitrito (NO_2^-)). O Azoto Orgânico Dissolvido pode, ainda, subdividir-se em Não Refractário (DONnr), que representa os compostos que se considera serem degradados até ao final do dia em que foram produzidos, e Refractário (DONre), cujo tempo de permanência em solução é superior a um dia.

As equações e parâmetros apresentados nas secções seguintes são utilizadas pelo modelo para descrever, de uma forma aproximada e recorrendo a algumas simplificações, os inúmeros e complexos processos que constituem o ciclo do Azoto. Apresentam-se ainda alguns esquemas simplificados destes mesmos processos relacionados com cada uma das propriedades em estudo.

3.1. Amónia

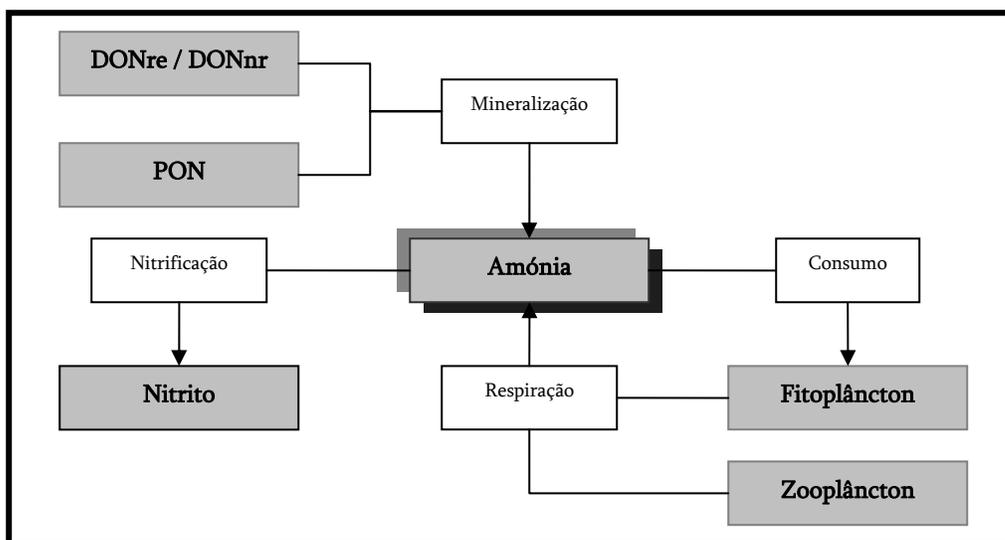


Figura I. 3. Processos relacionados com Amónia.

$$\begin{aligned}
 \text{Eq. 3} \quad \frac{\partial \Phi_{NH_4}}{\partial t} = & \underbrace{\left[f_{inor}^{phy} (ex^{phy} + r^{phy}) \alpha^{phy} - \beta_{NH_4}^{phy} \mu^{phy} \alpha^{phy} \right]}_{phytoplankton} \Phi_{phy} + \\
 & + \underbrace{\left[f_{inorg}^{MA} (ex^{MA} + r^{MA} + G^{MA}) \alpha^{MA} - \beta_{NH_4}^{MA} \mu^{MA} \alpha^{MA} \right]}_{macroalgae} \frac{\Phi_{MA}}{h} \times 10^3 + \\
 & + \underbrace{\left[f_{inorg}^{zoo} (ex^{zoo} + r^{zoo} + m^{zoo}) \alpha^{zoo} \right]}_{zooplankton} \Phi_{zoo} + \underbrace{K_{min}^{DONre}}_{DONre} \Phi_{DONre} + \\
 & + \underbrace{f_{orgP} K_{dec}^{PON}}_{PON} \Phi_{PON} + \underbrace{K_{min}^{DONnr}}_{DONnr} \Phi_{DONnr} - \underbrace{K_{nit}}_{nitrification\ step1} \Phi_{NH_4}
 \end{aligned}$$

3.2. Nitrato

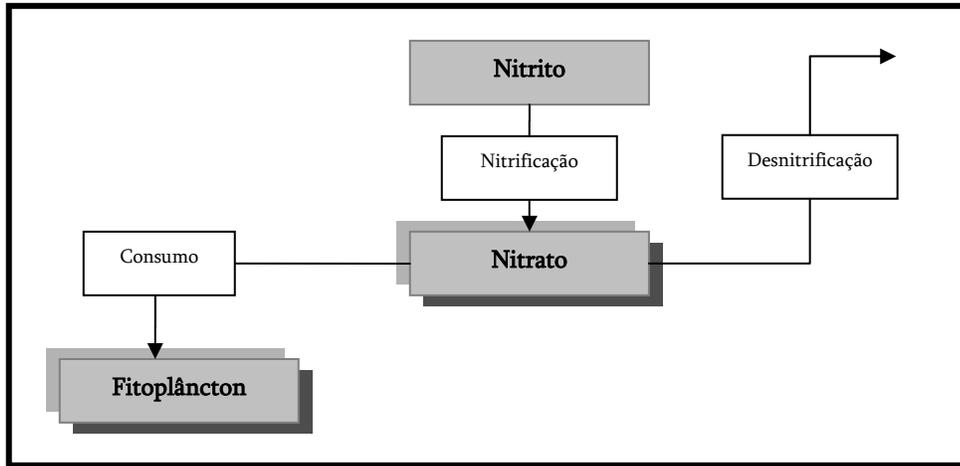


Figura I. 4. Processos relacionados com Nitrato.

$$\text{Eq. 4} \quad \frac{\partial \Phi_{NO_3}}{\partial t} = - \underbrace{(1 - \beta_{NH_4}^{phy}) \alpha^{phy} \mu^{phy} \Phi_{phy}}_{phytoplankton} - \underbrace{(1 - \beta_{NH_4}^{MA}) \alpha^{MA} \mu^{MA} \frac{\Phi_{MA}}{h}}_{macroalgae} \times 10^3 + K_{nit} \Phi_{NO_2} - K_{dnt} \Phi_{NO_3}$$

3.3. Nitrito

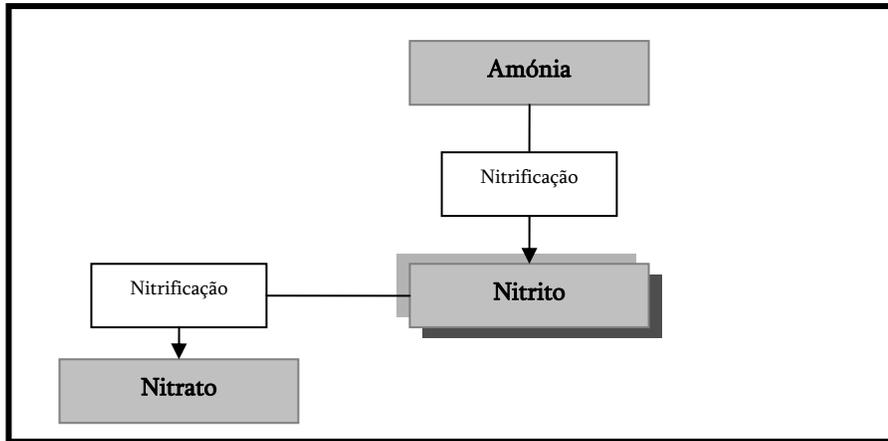


Figura I. 5. Processos relacionados com Nitrito.

Eq. 5
$$\frac{\partial \Phi_{NO_2}}{\partial t} = K_{nit} \Phi_{NH_4} - K_{nit} \Phi_{NO_2}$$

3.4. Azoto Orgânico Particulado

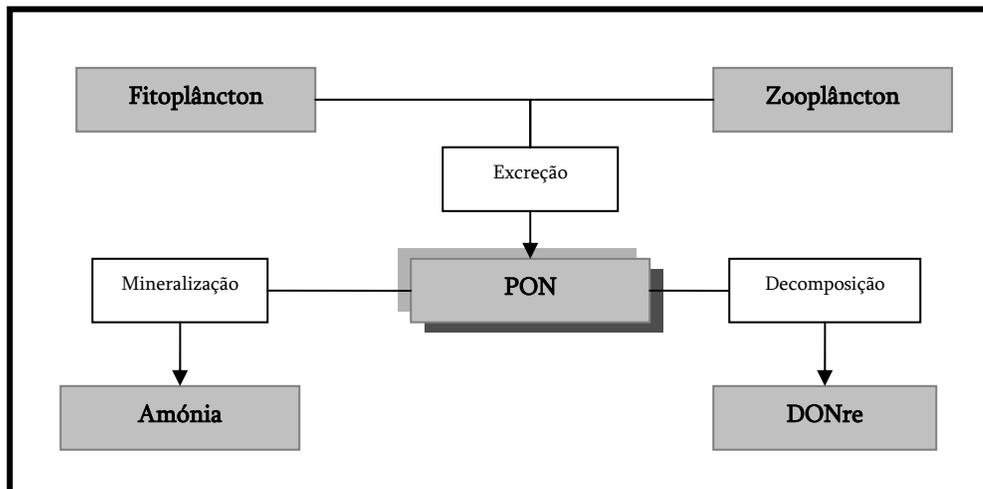


Figura I. 6. Processos relacionados com Azoto Orgânico Particulado (PON).

$$\begin{aligned}
 \frac{\partial \Phi_{PON}}{\partial t} = & \underbrace{\left[(1 - f_{inorg}^{phy})(1 - f_{orgD}^{phy})ex^{phy} + m^{phy} \right]}_{phytoplankton} \alpha^{phy} \Phi_{phy} + \\
 & + \underbrace{\left[(1 - f_{inorg}^{MA})(1 - f_{orgD}^{phy})(ex^{MA} + G^{MA}) + m^{MA} \right]}_{macroalgae} \alpha^{MA} \frac{\Phi_{MA}}{h} \times 10^3 + \\
 \text{Eq. 6} \quad & + \underbrace{(1 - f_{inorg}^{zoo})(1 - f_{orgD}^{zoo})(ex_{zoo} + G_{zoo}) + m_{zoo}}_{mesozooplankton} \alpha^{zoo} \Phi_{zoo} + \delta_N^{phy} \Phi_{zoo} - \\
 & - \underbrace{(1 - f_{orgP})K_{dec}^{PON}}_{DONre} \Phi_{PON} - \underbrace{f_{orgP}K_{dec}^{PON}}_{ammonia} \Phi_{PON}
 \end{aligned}$$

3.5. Azoto Orgânico Dissolvido Não Refractário

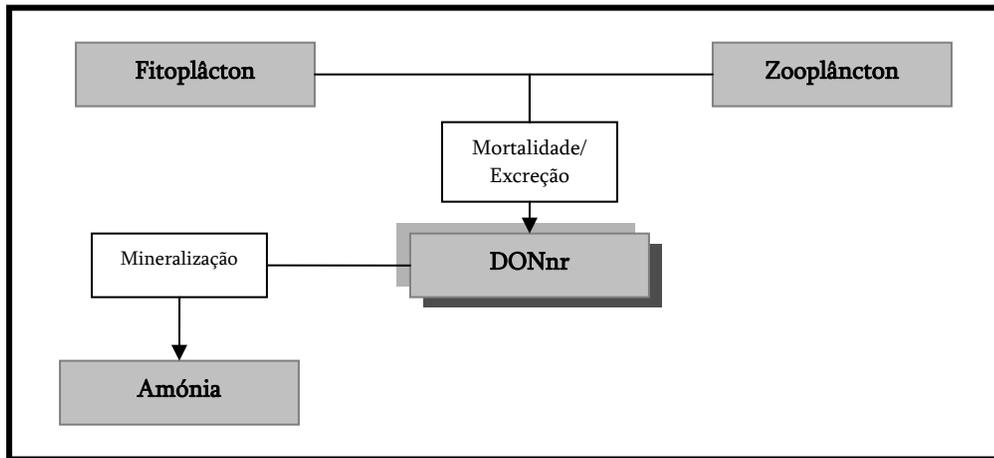


Figura I. 7. Processos relacionados com Azoto Orgânico Dissolvido Não Refractário.

$$\begin{aligned}
 \frac{\partial \Phi_{DONnr}}{\partial t} = & \underbrace{(1 - f_{inorg}^{phy})f_{orgD}^{phy}(ex^{phy} + r^{phy})}_{phytoplankton} \alpha^{phy} \Phi_{phy} + \\
 & + \underbrace{(1 - f_{inorg}^{MA})f_{orgD}^{MA}(ex^{MA} + r^{MA} + G_{MA})}_{macroalgae} \alpha^{MA} \frac{\Phi_{MA}}{h} \times 10^3 + \\
 \text{Eq. 7} \quad & + \underbrace{(1 - f_{inorg}^{zoo})f_{orgD}^{zoo}(ex_{zoo} + r_{zoo} + G_{zoo})}_{zooplankton} \alpha^{zoo} \Phi_{zoo} - \underbrace{K_{min}^{DONnr}}_{ammonia} \Phi_{DONnr}
 \end{aligned}$$

3.6. Azoto Orgânico Dissolvido Refractário

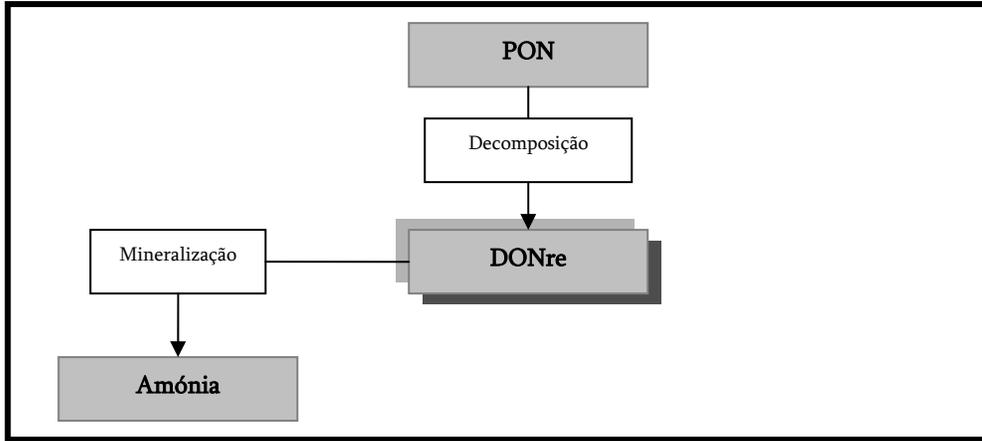


Figura I. 8. Processos relacionados com Azoto Orgânico Dissolvido Refractário.

$$\text{Eq. 8} \quad \frac{\partial \Phi_{DONre}}{\partial t} = \underbrace{(1 - f_{orgP}) K_{dec}^{PON} \Phi_{PON}}_{PON} - \underbrace{K_{min}^{DONre} \Phi_{DONre}}_{ammonia}$$

Tabela I. 9. Termos da equação de variação de biomassa das espécies de Azoto: designação e determinação .

Termo	Símbolo	Unidade	Equação
Factor de Preferência de Amónia	$\beta_{NH_4}^p$	-	$\beta_{NH_4}^p = \left(\frac{\Phi_{NH_4}}{K_N^p + \Phi_{NH_4}} \right) \left(\frac{\Phi_{NO_3}}{K_N^p + \Phi_{NO_3}} \right) + \left(\frac{\Phi_{NH_4}}{\Phi_{NH_4} + \Phi_{NO_3}} \right) \left(\frac{K_N^p}{K_N^p + \Phi_{NO_3}} \right)$
Taxa de Mineralização de DONre	K_{min}^{DONre}	d ⁻¹	$K_{min}^{DONre} = K_{min}^{DONre}(T_{ref}) \cdot \theta_{min}^{DONre(T-T_{ref})} \frac{\Phi_{phy}}{K_r^{phy} + \Phi_{phy}}$
Taxa de Mineralização do DONnr	K_{min}^{DONnr}	d ⁻¹	$K_{min}^{DONnr} = K_{min}^{DONnr}(T_{ref}) \cdot \theta_{min}^{DONnr(T-T_{ref})} \frac{\Phi_{phy}}{K_r^{phy} + \Phi_{phy}}$
Taxa de Decomposição de PON	K_{dec}^{PON}	d ⁻¹	$K_{dec}^{PON} = K_{dec}^{PON}(T_{ref}) \cdot \theta_{dec}^{(T-T_{ref})}$
Taxa de Nitrificação	K_{nit}	d ⁻¹	$K_{nit} = K_{nit}^{ref}(T_{ref}) \theta_{nit}^{(T-T_{ref})} \frac{\Phi_{Oxi}}{K_{nit}^{sat} + \Phi_{Oxi}}$
Taxa de Desnitrificação	K_{dnit}	d ⁻¹	$K_{dnit} = K_{dnit}^{ref}(T_{ref}) \theta_{dnit}^{(T-T_{ref})} \frac{c}{K_{dnit}^{sat} + \Phi_{Oxi}}$
Perda de Fitoplâncton na predação do Zooplâncton	δ_N^{phy}	d ⁻¹	$\delta_N^{phy} = (1-E) \frac{\mu^{zoo}}{E} \alpha^{zoo} + \mu^{zoo} (\alpha^{phy} - \alpha^{zoo})$

Tabela I. 10. Parâmetros utilizados na simulação do ciclo do azoto (adaptado de Pina, 2001).

Símbolo	Designação	Unidade	Valor
f_{orgP}	Fracção Orgânica Particulada das Matéria orgânica	-	0,7
T_{ref}	Temperatura de Referência	°C	25
$K_{min}^{DONre}(T_{ref})$	Taxa de Referência para a Mineralização para DONre	d ⁻¹	0
θ_{min}^{DONre}	Coefficiente de Temperatura para Mineralização de DONre	-	1,02
$K_{min}^{DONnr}(T_{ref})$	Taxa de Referência para a Mineralização para DONnr	d ⁻¹	0,1
θ_{min}^{DONnr}	Coefficiente de Temperatura para Mineralização de DONnr	-	1,02
K_r^{phy}	Metade da Constantes de Saturação para a Regeneração dos Nutrientes	mg N.l ⁻¹	1,0
$K_{nit}(T_{ref})$	Taxa de Referência para a Nitrificação	-	0,06
θ_{nit}	Coefficiente de Temperatura para a Nitrificação	-	1,08
K_{nit}^{sat}	Constante de Semi-saturação de Oxigénio para a nitrificação	-	0,014
$K_{dnt}(T_{ref})$	Taxa de Desnitrificação de Referência	d ⁻¹	0,125
θ_{dnt}	Coefficiente de Temperatura de Desnitrificação	-	1,046
K_{dnt}^{sat}	Metade da Constante de Saturação para a Desnitrificação	mgO ₂ .l ⁻¹	0,1
$K_{dec}(T_{ref})$	Taxa de Referência para a dissolução de PON	d ⁻¹	0,1
θ_{dec}	Coefficiente de Temperatura de decomposição	-	1,02

Anexo II

Quantificação das Descargas na Ria de Aveiro

ÍNDICE

INTRODUÇÃO	1
1. Descrição Geral das Descargas	3
2. Canal Principal ou Espinheiro	4
2.1. Caudal	5
2.2. Propriedades da Água	8
3. Canal da Murtosa	16
3.1. Caudal	16
3.2. Propriedades da Água	19
4. Canal de S. Jacinto/Ovar	22
4.1. Caudal	22
4.2. Propriedades da Água	23
5. Canal de Ílhavo	24
5.1. Caudal	24
5.2. Propriedades da Água	24
6. Canal de Mira	25
6.1. Caudal	25
6.2. Propriedades da Água	25
APÊNDICE	27

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura II. 1. Canais presentes na Ria de Aveiro.	3
Figura II. 2. Bacia Hidrográfica do Rio Vouga; Estação de Amostragem Ponte de Águeda.	5
Figura II. 3. Análise Estatística dos valores de Caudal do Rio Vouga.	6
Figura II. 4. Série de Valores de Caudal Médio Diário do Rio Vouga entre 1978 e 1988.	7
Figura II. 5. Variação Sazonal da descarga do Rio Vouga.	8
Figura II. 6. Variação estimada para a concentração das cargas poluentes com o caudal.	9
Figura II. 7. Registos de Fitoplâncton da Estação de Amostragem de Ponte de Águeda.	11
Figura II. 8. Registos de Amónia na Estação de Amostragem de Ponte de Águeda.	12
Figura II. 9. Registos de Nitrato na Estação de Amostragem de Ponte de Águeda.	12
Figura II. 10. Análise Estatística da Concentração de Fitoplâncton no Rio Vouga.	13
Figura II. 11. Análise Estatística da Concentração de Amónia no Rio Vouga.	13
Figura II. 12. Análise Estatística da Concentração de Nitrato no Rio Vouga.	14
Figura II. 13. Análise Estatística da Concentração de Nitrito no Rio Vouga.	14
Figura II. 14. Análise Estatística da Concentração de Matéria em Suspensão no Rio Vouga.	15
Figura II. 15. Bacia Hidrográfica do Rio Antuã; Estação de Amostragem da Pt. Minhoteira.	16
Figura II. 16. Análise Estatística dos valores de Caudal do Rio Antuã.	17
Figura II. 17. Série de Valores de Caudal Médio Diário do Rio Antuã entre 1978 e 1990.	18
Figura II. 18. Variação Sazonal da descarga do Rio Antuã.	18
Figura II. 19. Análise Estatística da Concentração de Fitoplâncton no Rio Antuã.	19
Figura II. 20. Análise Estatística da Concentração de Amónia no Rio Antuã.	20
Figura II. 21. Análise Estatística da Concentração de Nitrato no Rio Antuã.	20
Figura II. 22. Análise Estatística da Concentração de Nitrito no Rio Antuã.	21
Figura II. 23. Análise Estatística da Concentração de Matéria em Suspensão no Rio Antuã.	21
Figura II. 24. Variação Sazonal da descarga do Rio Caster.	23
Figura II. 25. Variação Sazonal da descarga do Rio Boco.	24
Figura II. 26. Bacias de Drenagem existentes na Ria de Aveiro.	29
Figura II. 27. Bacias de Drenagem das Estações de Amostragem Consideradas.	30

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela II. 1. Entradas de Água Doce Existentes em cada Canal da Ria de Aveiro.....	3
Tabela II. 2. Principais considerações para a quantificação das descargas dos rios.....	10
Tabela II. 3. Quantificação da descarga do Rio Vouga.....	15
Tabela II. 4. Quantificação da descarga do Rio Antuã.....	22
Tabela II. 5. Quantificação da descarga do Rio Caster.....	23
Tabela II. 6. Quantificação da descarga do Rio Boco.....	25
Tabela II. 7. Quantificação da descarga das Valas de Drenagem no Canal de Mira.....	26
Tabela II. 8. Áreas de Drenagem determinadas para a Ria de Aveiro.....	29
Tabela II. 9. Áreas de Drenagem associadas às Estações de Amostragem.....	30

INTRODUÇÃO

A quantificação das descargas localizadas na Ria de Aveiro constitui uma das etapas fundamentais para a construção de uma simulação que permita atingir os objectivos propostos no estudo. Pretende-se neste anexo descrever, de forma mais pormenorizada, as principais considerações e opções tomadas, no sentido de definir as características das descargas na Ria de Aveiro a utilizar na simulação do modelo. As descargas são caracterizadas em termos de caudal e concentração de algumas propriedades da água: Fitoplâncton, Nitrato (NO_3^-), Nitrito (NO_2^-), Matéria em Suspensão, Amónia (NH_4^+) e as três formas de Azoto Orgânico, Azoto Orgânico Dissolvido Refractário e Não Refractário e Azoto Orgânico Particulado.

Apresenta-se ainda, em Apêndice, a metodologia utilizada para a determinação das áreas de drenagem utilizadas na caracterização das descargas determinadas, utilizando uma ferramenta de Sistemas de Informação Geográfica – ArcView.

1. Descrição Geral das Descargas

A Figura II. 1, já apresentada no relatório principal, permite distinguir os canais constituintes da Ria de Aveiro.



Figura II. 1. Canais presentes na Ria de Aveiro.

Em cada um destes canais existem algumas descargas de água doce, sintetizadas na Tabela II. 1.

Tabela II. 1. Entradas de Água Doce Existentes em cada Canal da Ria de Aveiro.

Localização da Descarga	Entradas de Água Doce
Canal Principal ou Espinheiro	Rio Vouga
Canal da Murtosa	Rio Antuã ETAR de Estarreja
Canal de S. Jacinto/Ovar	Rio Caster ETAR de Ovar
Canal de Ilhavo	Rio Boco ETAR de Ílhavo ETAR de Aveiro
Canal de Mira	Conjunto de Valas de Drenagem ETAR de Costa Nova

A região envolvente da Ria de Aveiro é caracterizada, não só pela grande quantidade de indústrias e seus efluentes, mas também por uma actividade agrícola e pecuária bastante intensa, pelo que na realidade a tabela anterior não inclui a totalidade das descargas na região da Ria de Aveiro. Relativamente às ETAR's, opta-se por não considerar as descargas relativas a estes efluentes, uma vez que apenas representam as águas residuais de cerca de 10% da população, sendo a sua contribuição, em termos de caudal total afluente à Ria de Aveiro, pouco significativa, da ordem dos 0.5% (estimativa calculada com base em ModelRia, 2001). Por não existir informação detalhada quanto à quantidade e qualidade de todos os efluentes descarregados na Ria de Aveiro (agrícolas, pecuários, industriais e urbanos), opta-se por desenvolver este estudo considerando apenas as descargas dos rios. Esta aproximação não invalida, contudo, o cumprimento do objectivo inicial da tese, que consiste no estudo dos processos hidrodinâmicos e ecológicos na Ria de Aveiro, embora, possivelmente, limite a precisão dos resultados do modelo.

2. Canal Principal ou Espinheiro

A caracterização da descarga do Rio Vouga é feita a partir dos dados existentes para um dos principais afluentes deste rio, junto com algumas considerações, pelo facto de não existir uma estação de amostragem que permita quantificar directamente a sua contribuição.

A bacia hidrográfica do Rio Vouga com uma área total de drenagem de cerca de 3300 Km² (a determinação deste valor encontra-se descrita no Apêndice deste Anexo), possui três afluentes principais: Rio Águeda, Rio Cértima e o Rio Caima, cujas bacias estão representadas na Figura II. 2.

A rede de amostragem do INAG possui uma estação de amostragem, ainda na Figura II. 2, localizada na Ponte de Águeda, de código 10 G/02, que permite quantificar a descarga deste rio, em termos de caudal e de algumas propriedades da água.

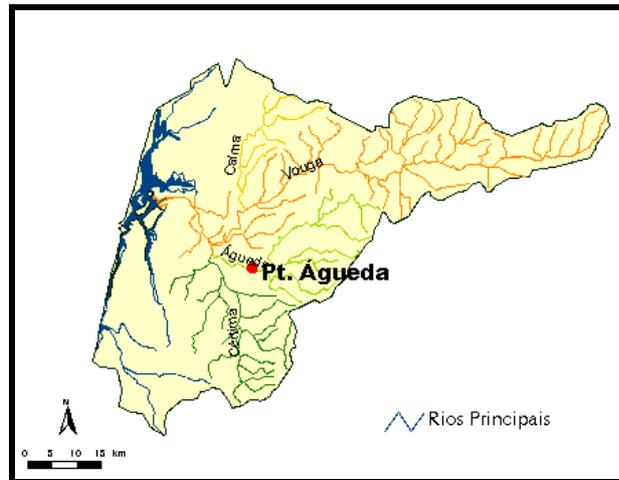


Figura II. 2. Bacia Hidrográfica do Rio Vouga; Estação de Amostragem Ponte de Águeda.

2.1. Caudal

Considerando que a bacia hidrográfica do Rio Águeda (com cerca de 400 Km²) é representativa de toda a bacia do Rio Vouga, ou seja, que são semelhantes, nas duas bacias, algumas características, tais como ocupação do solo (áreas agrícolas e aglomerados populacionais), tipo de solo e topografia, opta-se por considerar o valor de caudal do Rio Águeda como uma base de extrapolação para toda a bacia do Vouga. Admite-se a existência de uma relação proporcional entre a área da bacia hidrográfica e o volume de água drenado para o leito do rio. Nestas condições, o valor de caudal médio anual do Rio Vouga é de 60 m³/s (valor resultante da extrapolação partindo do valor para o Rio Águeda obtido por média aritmética da série de 54 anos de registos da estação). Este é um valor um pouco superior relativamente ao valor de 51 m³/s apresentado em ModelRia (2001), mas considera-se um valor satisfatório e, de certa forma, poderá indicar a validade das aproximações e considerações utilizadas. O caudal do Rio Vouga apresenta, ao longo da série temporal de “registos”, uma gama larga de valores, podendo variar entre 0.06 e 1240 m³/s. Esta variação encontra-se representada na Figura II. 3, na forma de uma distribuição de frequências de ocorrência de caudal.

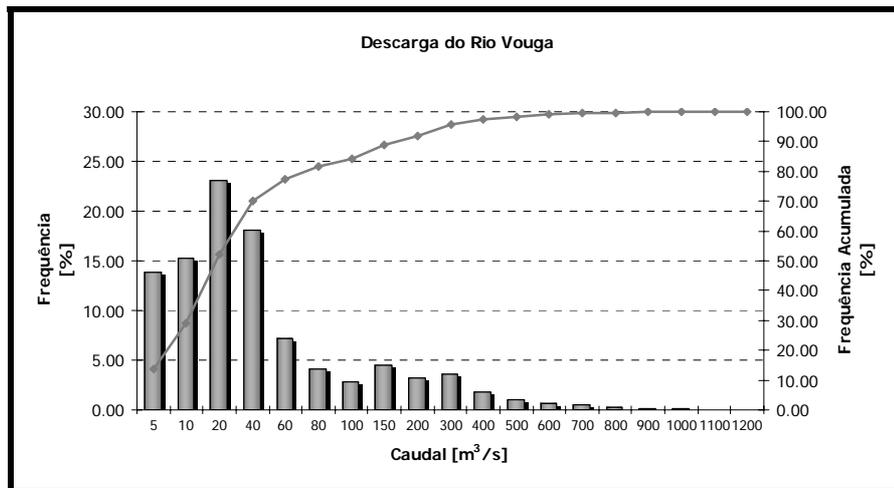


Figura II. 3. Análise Estatística dos valores de Caudal do Rio Vouga

A análise da figura anterior permite concluir que o valor de 60 m³/s determinado para o caudal do Rio Vouga, apesar de corresponder ao valor médio dos registos, não se encontra na classe de valores com percentagem de frequência mais elevada (entre 10 e 20 m³/s). Pelo contrário, encontra-se numa classe que apenas corresponde a cerca de 5-10% das ocorrências durante os 54 anos de registos. O valor médio encontrado não deverá, desta forma, ser considerado característico da descarga, no sentido de permitir simular uma situação considerada mais frequente, ou mais característica. Ainda da análise da série temporal de registos é possível determinar, tendo em conta as frequências acumuladas (representadas na figura por uma curva), o valor mediano de 18 m³/s, correspondente ao Percentil 50. Este dado permite afirmar que, 50% dos valores da série temporal se encontram abaixo de 18 m³/s e, naturalmente, os restantes 50% estarão acima deste valor. Desta forma, o Percentil 50 talvez represente melhor a ocorrência de caudal no Rio Vouga numa situação genérica, mas talvez a principal conclusão, da discrepância de valores, seja a confirmação de que o caudal do Rio Vouga apresenta uma variação muito significativa ao longo de todos estes anos de registo, apresentando valores muito reduzidos e valores muito elevados.

No sentido de permitir uma melhor visualização, a Figura II. 4 representa o valor de caudal encontrado para o Rio Vouga ao longo dos últimos 11 anos de registo (não sendo apresentados os anteriores apenas por uma questão de simplificação). Note-se que não se encontram disponíveis os registos correspondentes ao ano de 1987.

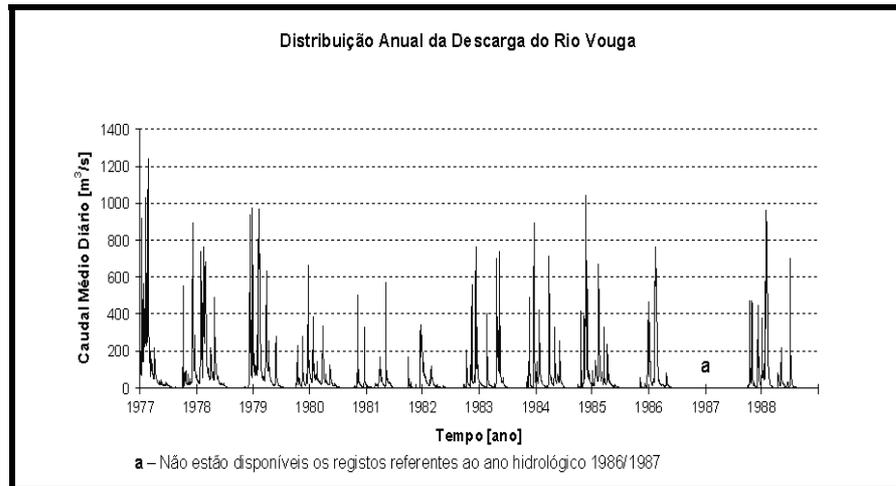


Figura II. 4. Série de Valores de Caudal Médio Diário do Rio Vouga entre 1978 e 1988.

Verifica-se, por um lado, uma significativa variação de valores ao longo dos vários anos, com anos francamente mais húmidos que outros, mas por outro lado, a variação sazonal da descarga é também considerável. A análise do gráfico sugere no início de cada ano a existência de um aumento de caudal, verificado em, praticamente, todos os anos de registos e, da mesma forma, um aumento de intensidade no final do ano. Conclui-se que a descarga do Rio Vouga não deve ser caracterizada apenas por um único valor, durante todo o ano, dada a grande variação sazonal da descarga. No entanto, como foi referido no relatório principal, no caso da Ria de Aveiro, simular uma descarga com uma variação diária ao longo do ano implicaria um cálculo em simultâneo das condições hidrodinâmicas e da qualidade da água o que, em termos de tempo de cálculo, seria incomportável. No sentido de ser, eficientemente, possível simular os processos ecológicos durante um ano completo, é utilizado um ficheiro hidrodinâmico construído a partir de valores constantes das descargas na Ria de Aveiro. Dada esta limitação, considera-se, neste estudo, uma variação sazonal por fases, ou etapas, utilizando ficheiros hidrodinâmicos diferentes de forma a simular, o mais aproximado possível, a variação sazonal da descarga. A figura seguinte, Figura II. 5, também já apresentada no relatório principal, apresenta a variação do valor mediano correspondente a cada mês do ano determinado, tendo em conta todos os dados dos registos, e a aproximação considerada para permitir a utilização de ficheiros hidrodinâmicos.

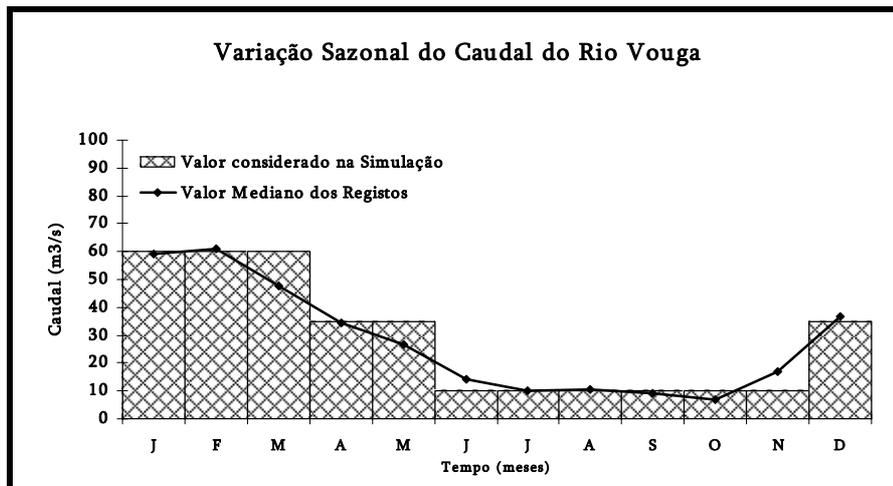


Figura II. 5. Variação Sazonal da descarga do Rio Vouga.

Desta forma é possível simular a variação sazonal da descarga do Rio Vouga utilizando três ficheiros hidrodinâmicos com valores de 60, 35 e 10 m³/s.

2.2. Propriedades da Água

Relativamente à concentração das propriedades da água relevantes para este estudo, opta-se, também, por recorrer ao tratamento dos registos da estação de amostragem de Ponte de Águeda.

As cargas poluentes presentes nas descargas dos Rios podem ter dois tipos de origem: pontual ou difusa. Como fontes de poluição pontual podem considerar-se as emissões de efluentes resultantes de actividade humana directa, isto é, efluentes domésticos ou industriais. Os efluentes que resultam das operações de rega de terrenos agrícolas e de escorrência das águas da chuva através dos mesmos, podem provocar a sua lixiviação, dissolvendo muitos nutrientes utilizados como adubo nesta prática, sendo estas contribuições consideradas como fontes difusas de nutrientes. Em alguns casos, é possível de forma aproximada estabelecer uma relação entre as cargas poluentes e o valor de caudal do Rio sendo, no entanto, essa relação diferente, dependendo do tipo de origem da carga. As fontes pontuais de nutrientes são à partida independentes do caudal. A sua quantificação é apenas dependente da actividade humana e não do meio que servirá de receptor a esse efluente. Desta forma, espera-se que a sua variação seja inversa à variação do caudal: a um maior caudal do Rio corresponderá uma maior diluição da

carga da fonte pontual, o que se reflecte numa diminuição da concentração. Quanto às fontes difusas, a relação não será tão intuitiva. Uma vez que depende da quantidade de água disponível para a lixiviação dos campos, quanto maior for a precipitação e, associado a esta, maior caudal do rio, pode esperar-se uma maior concentração do poluente no rio, embora esta relação não seja, de todo, linear. Consideradas como válidas estas relações, a concentração do poluente, ou nutriente total no rio, será dada pela soma destas duas componentes que, a ser correcto todo o raciocínio anterior, corresponde a ter um valor dependente do caudal do rio, o que em termos gráficos corresponderia a uma situação do tipo da representada na Figura II. 6 (Bettencourt and Matos, 1996).

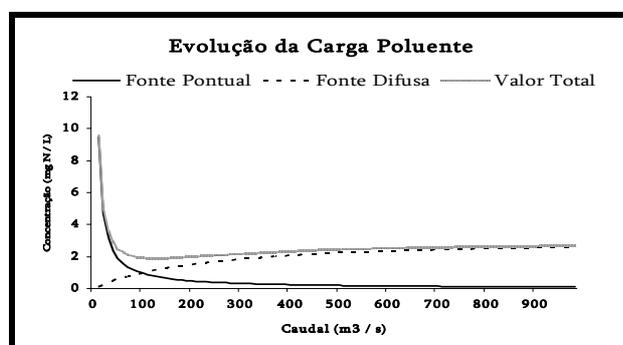


Figura II. 6. Variação estimada para a concentração das cargas poluentes com o caudal.

A situação ideal seria a determinação desta relação partindo de registos no Rio Vouga. Mais uma vez, recorrendo à consideração de que a bacia do Rio Vouga é hidrológica, topográfica e espacialmente semelhante à bacia do Rio Águeda, pode admitir-se que as concentrações encontradas nesta última correspondem aproximadamente às concentrações do próprio Rio Vouga, porém, uma vez que os registos de caudal e concentrações do INAG não coincidem no tempo, não será possível encontrar tal relação. Os registos de caudal iniciam-se no ano de 1934 e terminam em 1988, enquanto que os registos de qualidade da água têm início no ano de 1989 e terminam no ano de 2001. Não sendo possível atribuir os valores de concentração correspondentes aos caudais a simular, a solução passa por identificar, à semelhança do tratamento de caudal descrito, os valores medianos da descarga.

A estação de amostragem de Ponte de Águeda possui registos de algumas das propriedades necessárias para a simulação tais como Clorofila_a (68 valores), do qual é possível determinar a

concentração de Fitoplâncton correspondente, Amónia (131 valores), Nitrito (75 valores), Nitrato (122 valores) e Matéria em Suspensão (126 valores). A concentração de Azoto Orgânico Total é determinada recorrendo aos valores registados nas campanhas efectuadas pelo grupo de trabalho coordenado por José Figueiredo da Silva, no âmbito do projecto *ModelRia*, apresentado na secção Inventário de Nutrientes em ModelRia (2001), com 8 registos efectuados durante o ano de 2000 na Estação do Vouga em S.J. Loure. O valor de Norgânico apresentado foi determinado pelo Método Kjeldhal, pelo que corresponde às concentrações de Amónia e Azoto Orgânico Total presente na amostra, sendo possível, então, calcular a propriedade em questão. A distinção entre Azoto Orgânico Dissolvido Refractário, Não Refractário e Particulado é feita à custa de considerações encontradas na literatura. A Tabela II. 2 resume as considerações assumidas para a determinação das propriedades necessárias à simulação.

Tabela II. 2. Principais considerações para a quantificação das descargas dos rios.

Designação	Unidades	Origem
Fitoplâncton	mg C/l	Registos de Clorofila-a na Estação de Amostragem (cada mg deste pigmento corresponde a 60 mg de Carbono de Fitoplâncton segundo Portela, 1996)
Amónia	mg N / l	Valor Mediano da Série de Registos da Estação de Amostragem, correspondente à propriedade Azoto Amoniacal
Nitrato	mg N / l	Valor Mediano da Série de Registos da Estação de Amostragem
Nitrito	mg N / l	Valor Mediano da Série de Registos da Estação de Amostragem
Matéria em Suspensão	mg / l	Valor Mediano da Série de Registos da Estação de Amostragem
Azoto Orgânico Total	mg N / l	Valor Mediano dos Registos de Azoto Kjeldhal das Campanhas do Model Ria durante o ano de 2000. O Azoto determinado pelo método Kjeldhal corresponde às concentrações de Amónia e Azoto Orgânico presentes na amostra.
Azoto Orgânico Dissolvido Não Refractário	mg N / l	Considerado como 35% do Azoto Orgânico Total
Azoto Orgânico Dissolvido Refractário	mg N / l	Considerado como 15% do Azoto Orgânico Total
Azoto Orgânico Particulado	mg N / l	Considerado como 50% do Azoto Orgânico Total

As figuras seguintes permitem visualizar os registos na estação de amostragem para algumas propriedades, distribuídos pelos vários meses do ano de forma a detectar possíveis tendências para a existência de variações sazonais. São ainda apresentadas variações correspondentes aos valores médio e mediano, determinados para cada mês do ano.

A Figura II. 7, referente ao Fitoplâncton parece indicar um aumento de concentração durante os meses de Julho, Agosto e Setembro. Dado o reduzido número de registos e a grande variação da concentração indicada pelos registos, não é possível atribuir um valor único mais característico, ou mesmo um valor mais frequente durante esses meses. Durante os restantes meses do ano as concentrações apresentam algumas variações, mas não se consideram muito significativas.

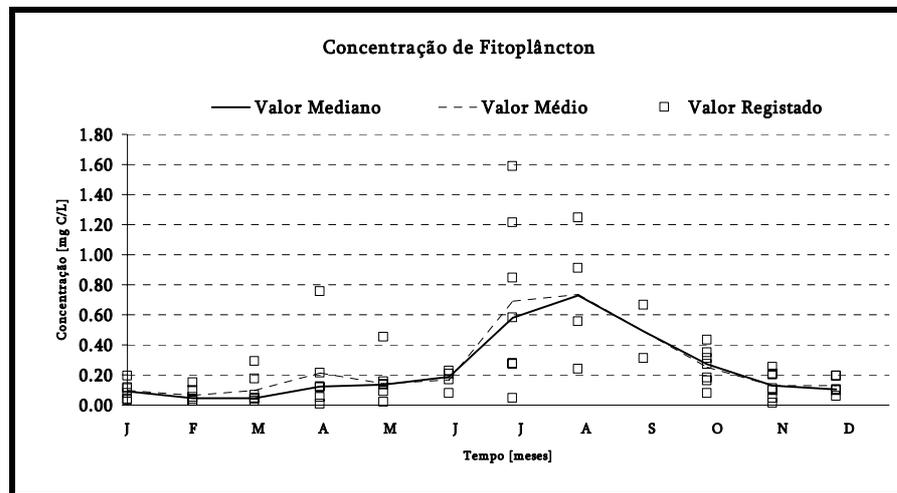


Figura II. 7. Registos de Fitoplâncton da Estação de Amostragem de Ponte de Águeda.

A variação da concentração de Amónia na descarga do Rio Vouga não parece, atendendo à Figura II. 8, apresentar uma variação sazonal significativa. A existência de alguns valores nitidamente afastados da tendência, poderão indicar algumas situações esporádicas, dado o reduzido número de ocorrências, pelo que se considera neste estudo que, à semelhança do Fitoplâncton, a melhor opção prende-se com a atribuição de um valor constante para a concentração de Amónia na descarga do Rio Vouga.

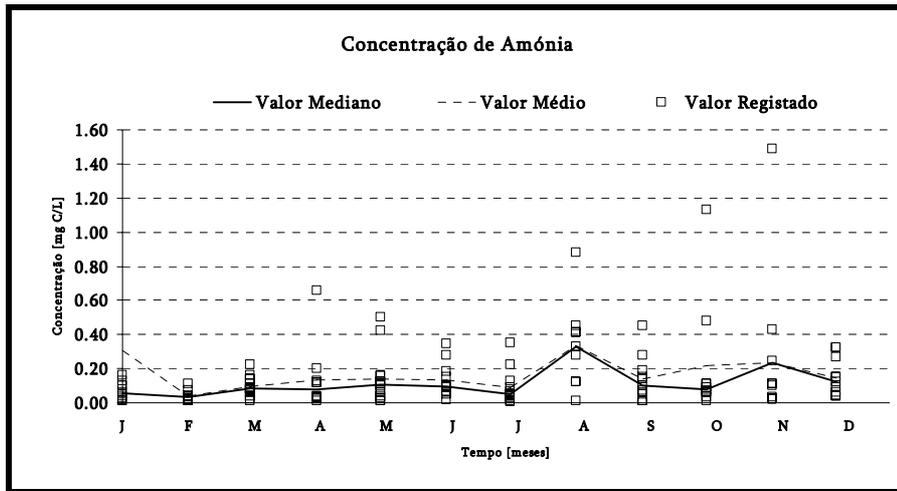


Figura II. 8. Registos de Amónia na Estação de Amostragem de Ponte de Águeda.

Relativamente aos valores de concentração de Nitrato registados na estação de amostragem, Figura II. 9, apresenta uma distribuição um tanto dispersa, não sendo possível identificar uma variação sazonal característica, pelo que também para o Nitrato será atribuído um único valor de concentração constante ao longo do ano.

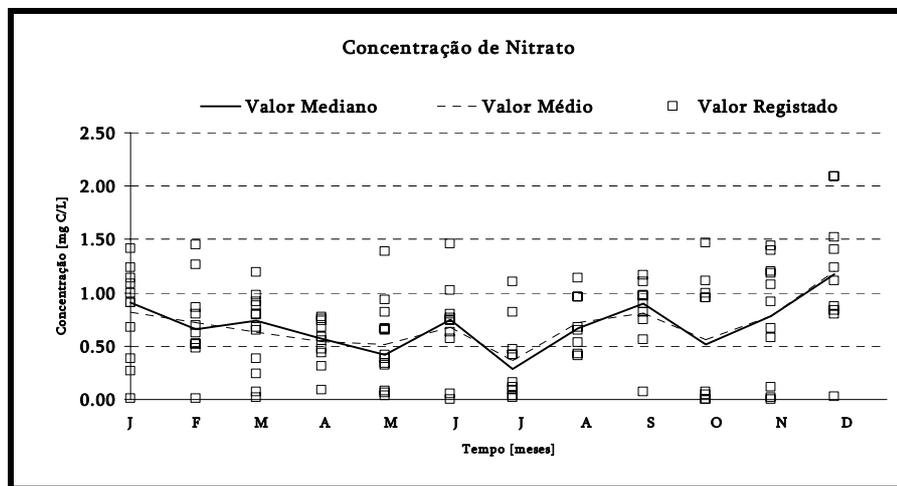


Figura II. 9. Registos de Nitrato na Estação de Amostragem de Ponte de Águeda.

A atribuição de um único valor de concentração das propriedades é feita recorrendo à distribuição estatística dos valores registados na estação de amostragem. As figuras seguintes representam as frequências de amostragem dos valores da série temporal de registo para as concentrações de Fitoplâncton, Amónia, Nitrato, Nitrito e Matéria em Suspensão.

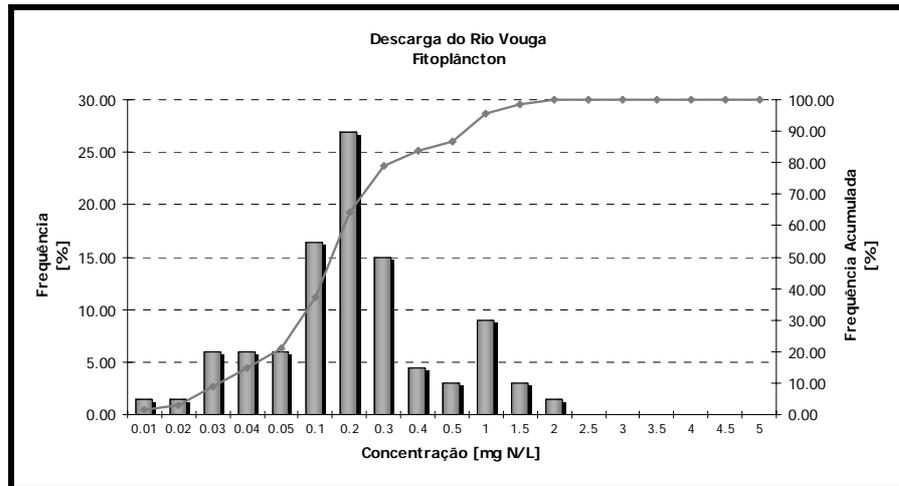


Figura II. 10. Análise Estatística da Concentração de Fitoplâncton no Rio Vouga.

A concentração de Fitoplâncton varia, segundo os registos, entre 0.1 e 2 mg C/l. Atendendo à figura anterior considera-se como característico da descarga do Rio Vouga o valor de 0.15 mg C/L para a concentração de Fitoplâncton, por se tratar do valor médio da classe 0.1-0.2, à qual corresponde um maior número de ocorrências, cerca de 25% dos registos.

Quanto à concentração de Amónia não existe uma classe que possa ser considerada a mais frequente, Figura II. 11 e, neste sentido, opta-se por assumir o valor dado pelo Percentil 50, como o valor característico da descarga, ou seja, 0.09 mg N/l.

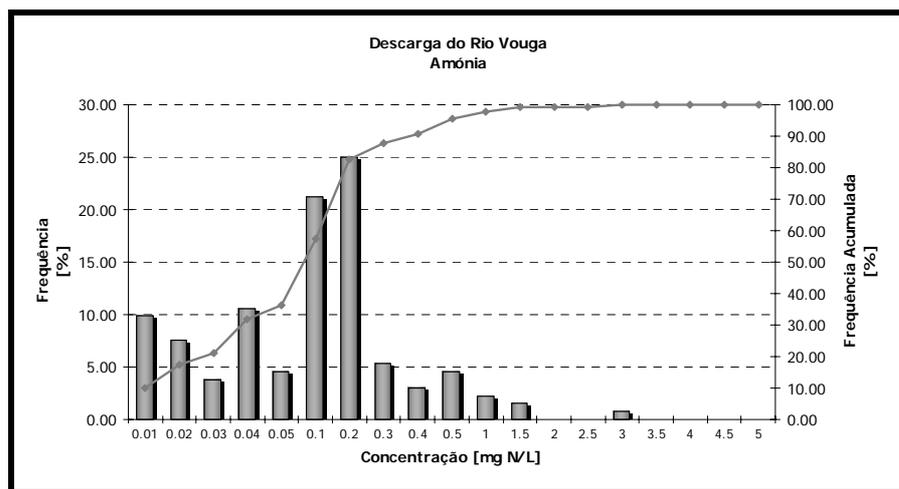


Figura II. 11. Análise Estatística da Concentração de Amónia no Rio Vouga.

Para as concentrações de Nitrato, Nitrito e Matéria em Suspensão, cujas figuras se anexam, opta-se por considerar os respectivos valores de Percentil 50, respectivamente 0.68, 0.02, 12.5 mg /l, uma vez que não existe uma classe com uma frequência significativamente maior que as restantes.

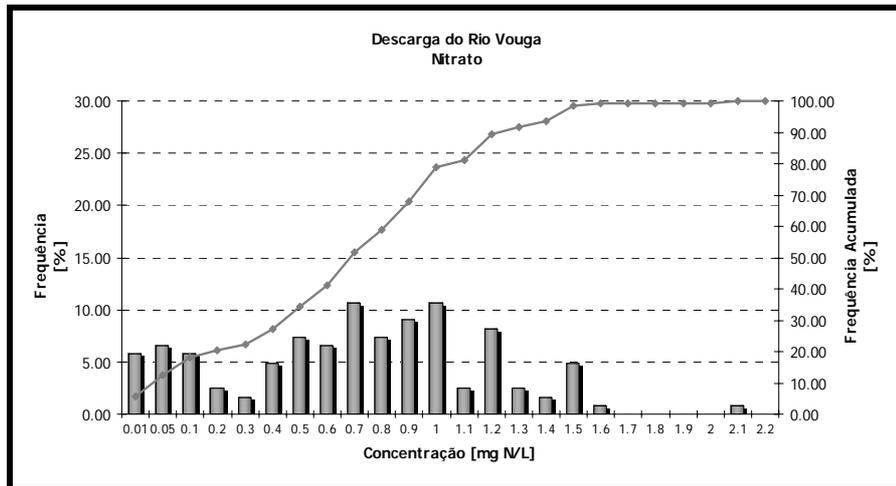


Figura II. 12. Análise Estatística da Concentração de Nitrato no Rio Vouga.

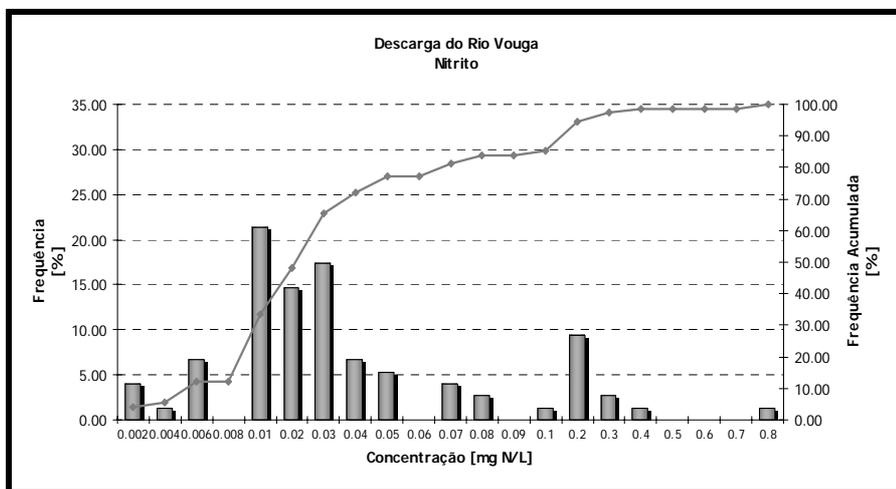


Figura II. 13. Análise Estatística da Concentração de Nitrito no Rio Vouga.

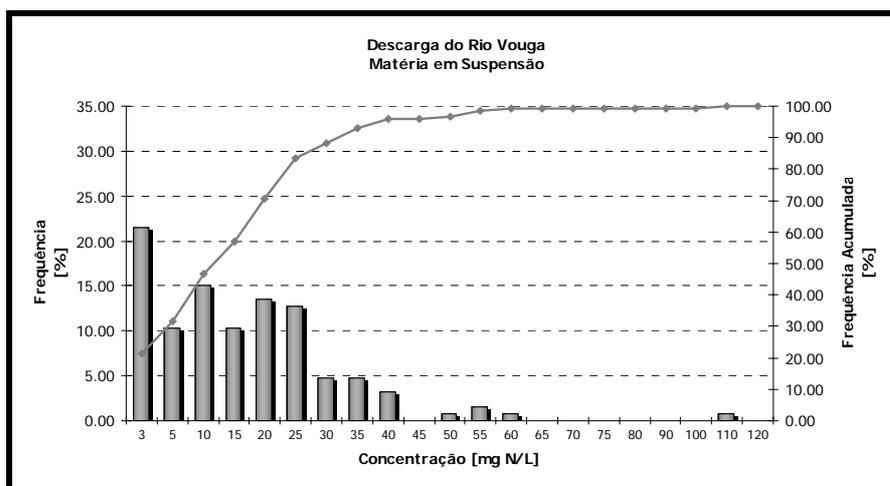


Figura II. 14. Análise Estatística da Concentração de Matéria em Suspensão no Rio Vouga.

Relativamente às várias espécies de Azoto Orgânico são atribuídos, a esta descarga, os valores resultantes das considerações já descritas anteriormente, aplicadas ao valor médio de Norgânico registado nas campanhas do projecto *ModelRia*.

A Tabela II. 3, já apresentada no relatório principal, resume os valores considerados para as concentrações das diferentes propriedades da água em estudo na descarga do Rio Vouga.

Tabela II. 3. Quantificação da descarga do Rio Vouga.

Propriedade	Valor Considerado
Fitoplâncton (mg C / l)	0,15
Amónia (mg N / l)	0,09
Nitrato (mg N / l)	0,68
Nitrito (mg N / l)	0,02
Matéria em Suspensão (mg / l)	12,50
DONnr (mg N / l)	0,23
DONr (mg N / l)	0,1
PON (mg N / l)	0,34

3. Canal da Murtosa

A quantificação da descarga do Rio Antuã, em termos de caudal e de concentração das propriedades da água, é feita recorrendo aos valores registados na estação de amostragem de Ponte da Minhoteira, código 09/F01, da rede de amostragem do INAG, Figura II. 15.

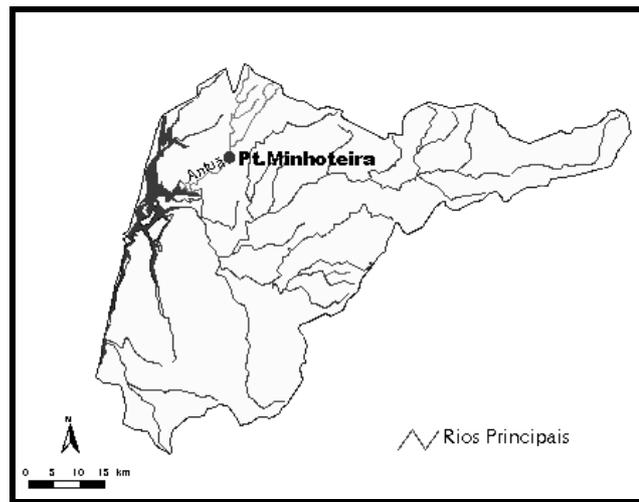


Figura II. 15. Bacia Hidrográfica do Rio Antuã; Estação de Amostragem da Pt. Minhoteira.

3.1. Caudal

A bacia de drenagem caracterizada pela estação de amostragem da Ponte da Minhoteira corresponde a cerca de 115 Km², enquanto que toda a bacia do Rio Antuã resulta da drenagem de cerca de 256 Km² (no apêndice deste anexo apresenta-se o procedimento de determinação destes valores de área). À semelhança do Rio Vouga, considerando que a bacia de Ponte da Minhoteira é representativa de toda a bacia hidrográfica do Rio Antuã, assume-se a existência de uma relação proporcional entre a área da bacia hidrográfica e o caudal transportado pelo rio. A Figura II. 16 representa a distribuição de ocorrências de caudal na descarga do Rio Antuã.

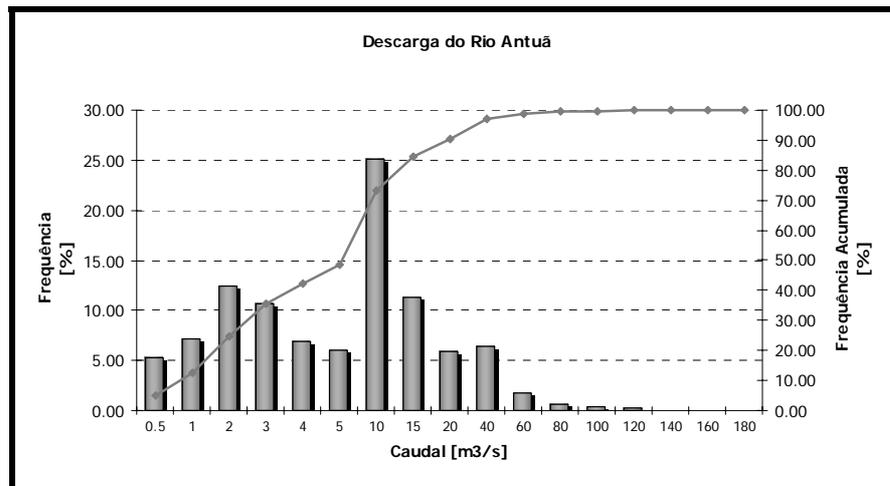


Figura II. 16. Análise Estatística dos valores de Caudal do Rio Antuã.

Verifica-se na classe 5-10 m³/s uma maior frequência de valores, com cerca de 25% dos valores registados inseridos entre estes valores. O valor médio, resultante da média aritmética de todos os valores da série de registos, é de 9 m³/s e o valor do Percentil 50 corresponde a 5 m³/s, também incluídos nessa classe. O valor indicado em ModelRia (2001) é de 5 m³/s, o que torna as aproximações bastante válidas. A proximidade dos valores calculados estatisticamente sugere que a descarga do Rio Antuã apresenta, relativamente à descarga do Rio Vouga, uma variação bastante menor de valor de caudal registado.

A Figura II. 17 representa todos os valores determinados a partir dos registos da estação de amostragem, entre os anos de 1978 e 1990 e verifica-se que, à semelhança da descarga do Rio Vouga, existe uma variação sazonal de caudal, relativamente bem definida, evidenciando um aumento nos primeiros e últimos meses do ano. Verifica-se, também, que existe alguma variação inter-anual entre diferentes anos. Apenas como curiosidade, pode dizer-se que o ano de 1982, que apresenta um valor de caudal muito elevado relativamente aos outros, não terá sido um ano particularmente chuvoso, uma vez que na Figura II. 5, referente à série de valores da descarga do Rio Vouga, este é um dos anos com menor caudal. O valor registado poderá sugerir a presença de uma descarga esporádica efectuada neste rio, durante este ano.

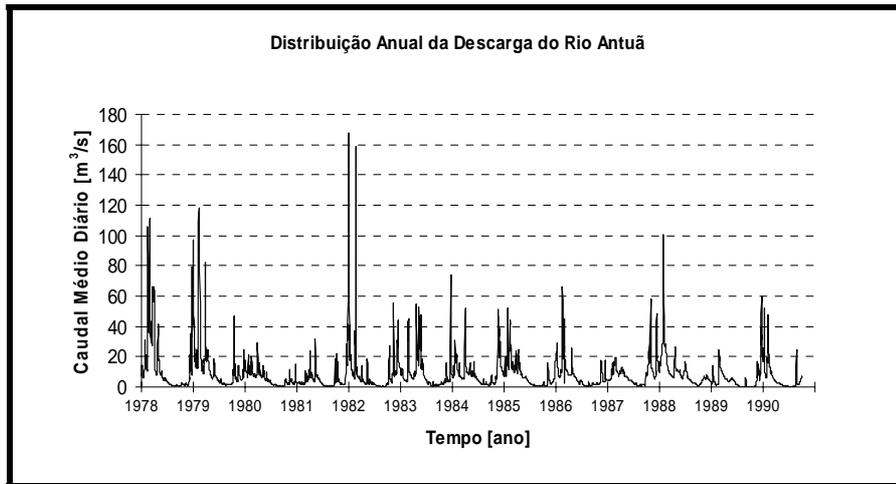


Figura II. 17. Série de Valores de Caudal Médio Diário do Rio Antuã entre 1978 e 1990.

A variação sazonal considerada na simulação encontra-se representada na Figura II. 18, ajustada à variação do valor mediano mensal, calculado a partir dos registos da estação de amostragem.

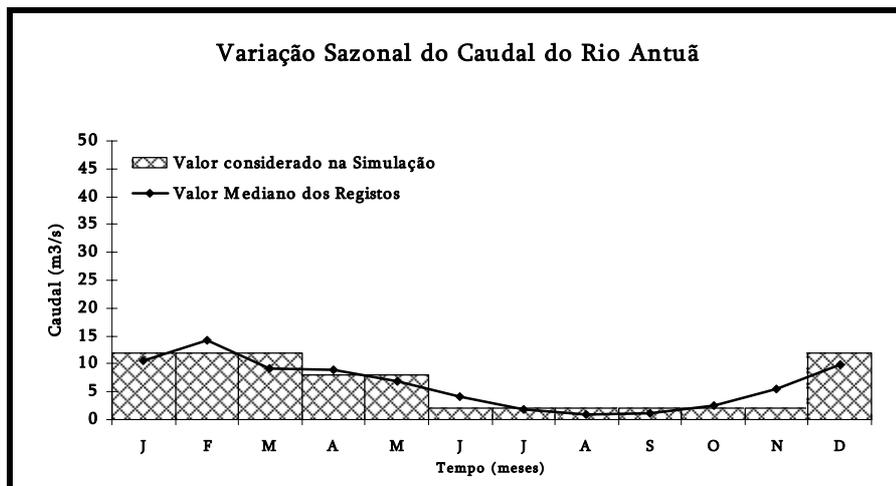


Figura II. 18. Variação Sazonal da descarga do Rio Antuã.

Os três ficheiros hidrodinâmicos são construídos com uma descarga de 12, 8 e 2 m³/s, respectivamente, correspondentes à descarga do Rio Antuã.

3.2. Propriedades da Água

A quantificação da descarga do Rio Antuã, em termos da concentração de propriedades é feita, utilizando a mesma metodologia aplicada ao Rio Vouga, ou seja, com base nos registos da estação de amostragem e assumindo as considerações da Tabela II. 2. As figuras seguintes dizem respeito à distribuição dos valores dos registos da estação de amostragem, por ocorrências, para as várias propriedades da qualidade da água consideradas.

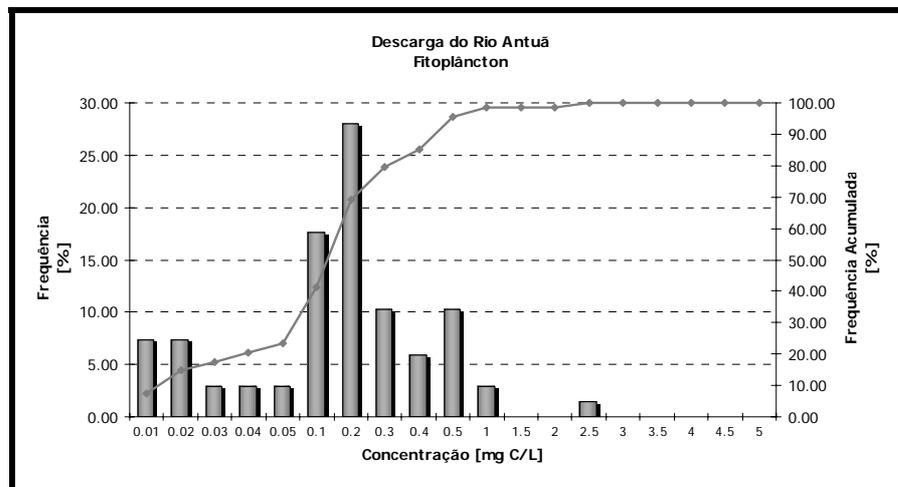


Figura II. 19. Análise Estatística da Concentração de Fitoplâncton no Rio Antuã.

A Figura II. 19 permite identificar a gama de valores mais frequente para a concentração de Fitoplâncton na descarga do Rio Antuã, entre 0.1 e 0.2 mg C/L, com uma ocorrência de cerca de 30%. O valor de Percentil 50 encontra-se também nesta gama, apresentando um valor de 0.12 mg C/L, que é o valor considerado para a descarga do Rio Antuã.

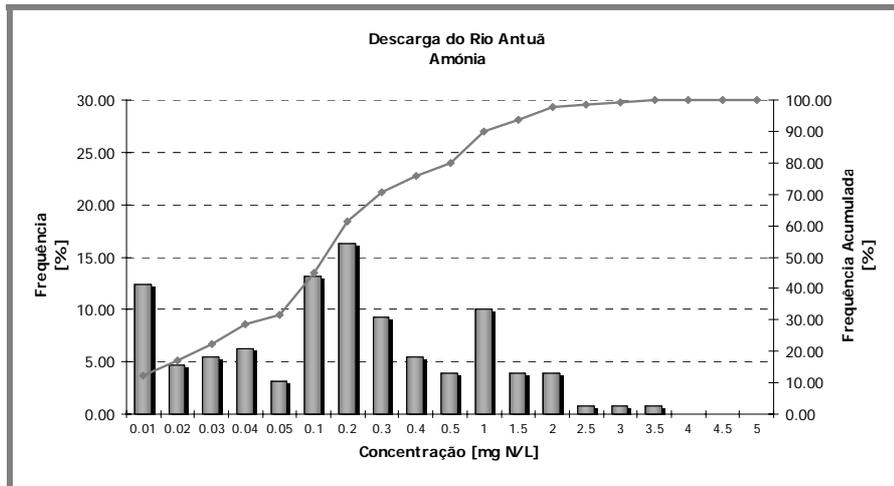


Figura II. 20. Análise Estatística da Concentração de Amónia no Rio Antuã.

Para a concentração de Amónia não é possível identificar uma classe com valores de frequências significativamente maiores que as restantes. O valor de Percentil 50 determinado é de 0.14 mg N/L.

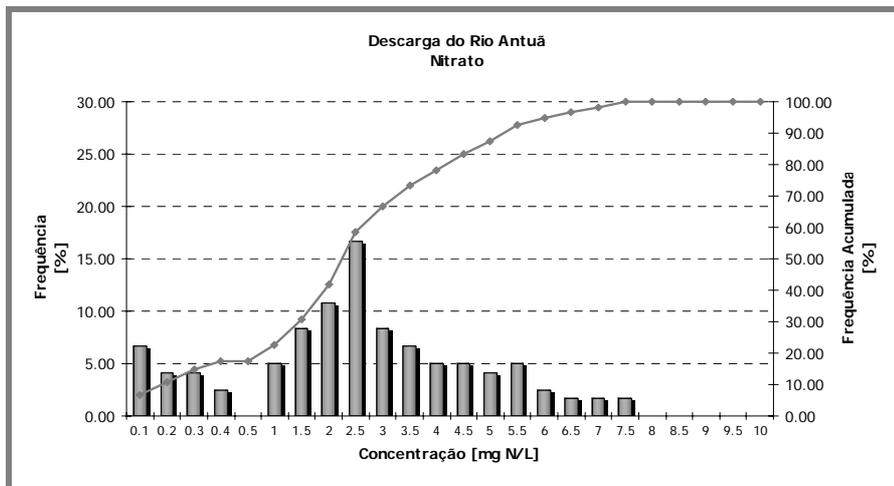


Figura II. 21. Análise Estatística da Concentração de Nitrato no Rio Antuã.

A concentração de Nitrato na descarga do Rio Antuã possui uma variação bastante significativa, entre os 0.1 e os 7.5 mg N/l. O valor mediano da distribuição é de 2.3 mg N/l, localizado na classe que possui maior número de ocorrências, com cerca de 15 % dos valores registados. A Figura II. 22 corresponde à distribuição de frequências da concentração de Nitrito, para a qual o valor mediano é de 0.19 mg N/l.

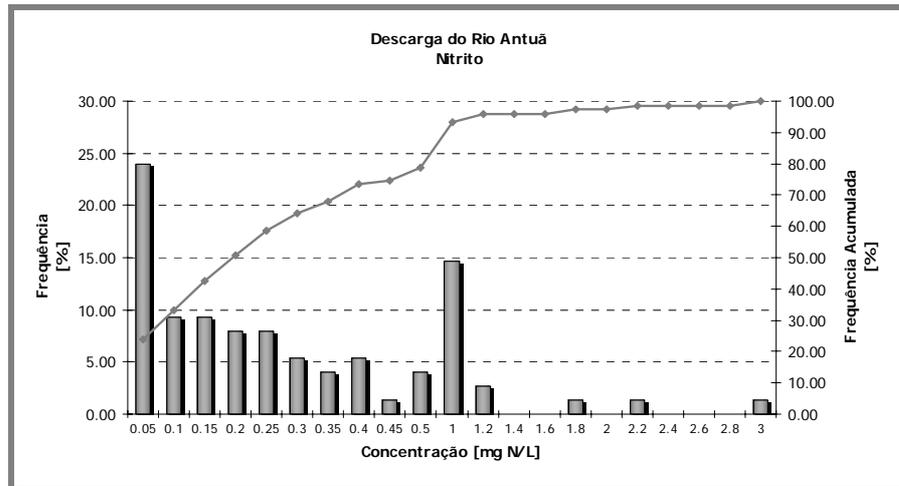


Figura II. 22. Análise Estatística da Concentração de Nitrito no Rio Antuã.

Por último, a Figura II. 23 permite observar a distribuição de Matéria em Suspensão registada na estação de amostragem com valores que variam desde os 10 até 400 mg/l. Os valores mais frequentes são, no entanto, mais baixos. Cerca de 90% dos registos apresentam valores inferiores a 50 mg/l. O valor mediano da série de registos é de 20,7 mg/l, localizado sobre uma das classes com maiores ocorrências.

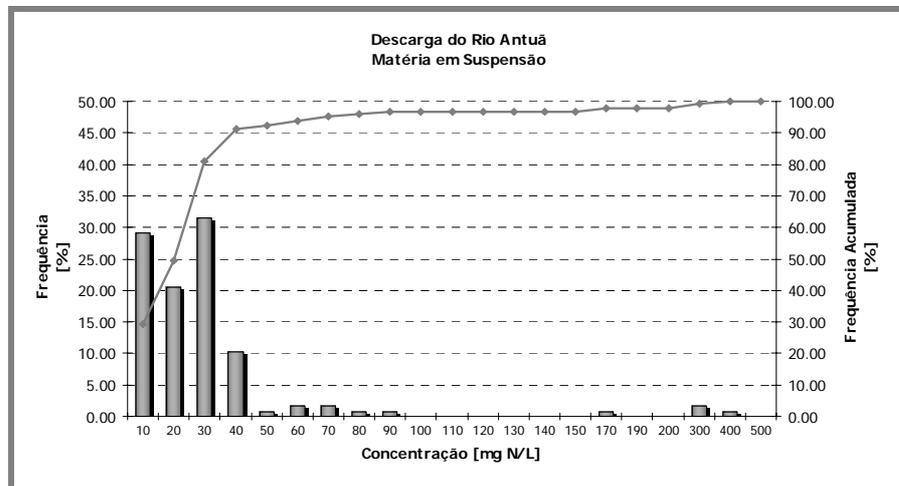


Figura II. 23. Análise Estatística da Concentração de Matéria em Suspensão no Rio Antuã.

A Tabela II. 4 apresenta os valores considerados característicos da descarga do Rio Antuã ao longo do ano, já apresentada no relatório principal.

Tabela II. 4. Quantificação da descarga do Rio Antuã.

Propriedade	Valor Considerado
Fitoplâncton (mg C / L)	0,12
Amónia (mg N / L)	0,14
Nitrato (mg N / L)	2,30
Nitrito (mg N / L)	0,19
Matéria em Suspensão (mg / L)	20,7
DONnr (mg N / L)	0,25
DONr (mg N / L)	0,11
PON (mg N / L)	0,36

4. Canal de S. Jacinto/Ovar

4.1. Caudal

A bacia do Rio Caster não possui uma estação de amostragem que possa ser representativa da sua descarga e, deste modo, opta-se por utilizar os valores de caudal registados na estação de Ponte da Minhoteira, por ser aquela que se situa a menor distância, sendo, por isso, aquela, cuja bacia de drenagem poderá apresentar mais semelhanças, relativamente à bacia do Rio Caster. Mais uma vez, considera-se a existência de uma relação proporcional entre o caudal do rio e a área da bacia hidrográfica associada. A bacia correspondente ao Rio Caster tem uma área de drenagem de, aproximadamente, 211 Km², cuja determinação se encontra em apêndice.

A Figura II. 24 apresenta a variação sazonal da descarga do Rio Caster considerada na simulação, face aos valores medianos mensais determinados a partir dos registos da estação de amostragem.

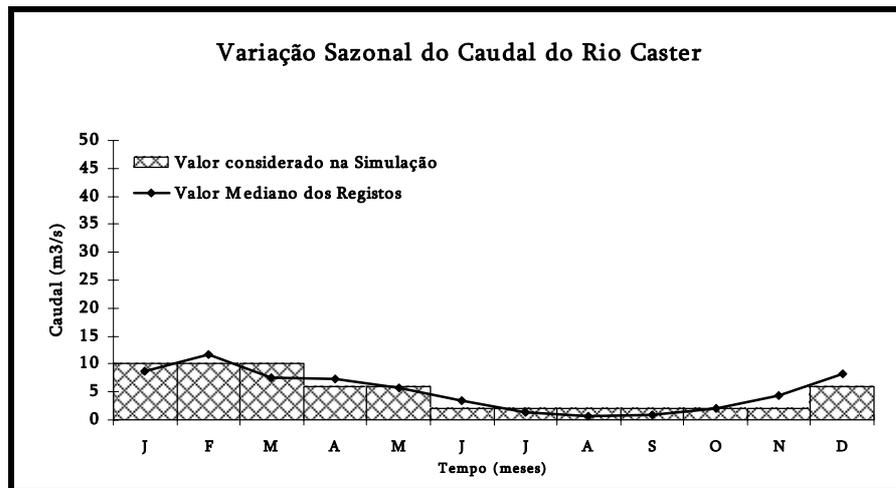


Figura II. 24. Variação Sazonal da descarga do Rio Caster.

4.2. Propriedades da Água

Os valores de concentração das propriedades da água, apresentados na Tabela II. 5, foram determinados com base no valor médio dos registos das campanhas do projecto *ModelRia* realizadas durante o ano de 2000 e cujos resultados foram apresentados em *ModelRia* (2001).

Tabela II. 5. Quantificação da descarga do Rio Caster.

Propriedade	Valor Considerado
Fitoplâncton (mg C / L)	0,15
Amónia (mg N / L)	1,32
Nitrato (mg N / L)	5,84
Nitrito (mg N / L)	0,58
Matéria em Suspensão (mg / L)	16,60
DONnr (mg N / L)	0,13
DONr (mg N / L)	0,05
PON (mg N / L)	0,18

5. Canal de Ílhavo

5.1. Caudal

À semelhança da análise efectuada para o Rio Caster, os valores de caudal característicos do Rio Boco são determinados com base nos registos de uma estação de amostragem localizada, não na bacia de drenagem, mas nas suas proximidades. Neste caso, a estação de Ponte de Águeda é aquela que mais se aproxima da bacia hidrográfica do Rio Boco, pelo que os registos desta estação são considerados representativos da sua bacia de drenagem, admitindo que as bacias são semelhantes e que o Rio Boco tem uma área de drenagem com 205 km². A Figura II. 25 apresenta os valores medianos mensais calculados para o caudal do Rio Boco, nestas condições, e ainda os valores de caudal considerados para as quatro fases de simulação.

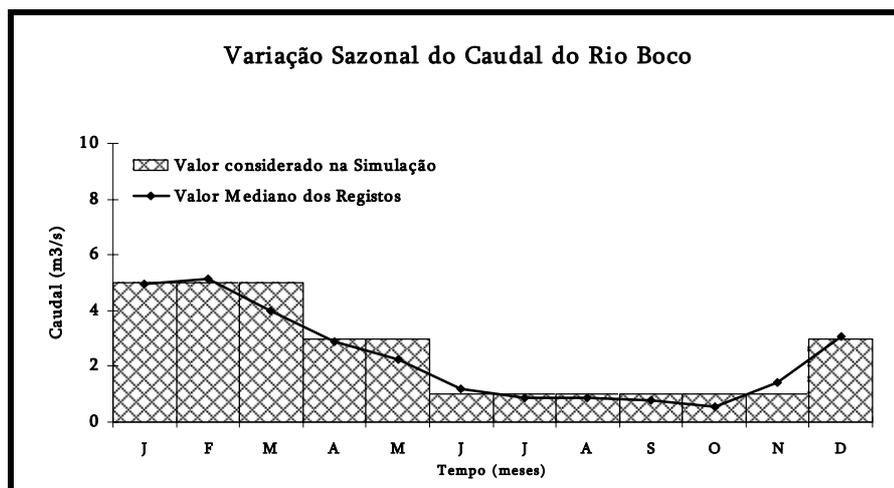


Figura II. 25. Variação Sazonal da descarga do Rio Boco.

5.2. Propriedades da Água

Tabela II. 6 apresenta os valores referentes às concentrações das diversas propriedades descarregadas pelo Rio Boco, a Ria de Aveiro. Os valores foram determinados tendo por base os registos das campanhas do projecto *ModelRia*.

Tabela II. 6. Quantificação da descarga do Rio Boco.

Propriedade	Valor Considerado
Fitoplâncton (mg C / L)	0,15
Amónia (mg N / L)	0,04
Nitrato (mg N / L)	3,31
Nitrito (mg N / L)	0,33
Matéria em Suspensão (mg / L)	22,20
DONnr (mg N / L)	0,72
DONr (mg N / L)	0,31
PON (mg N / L)	1,03

6. Canal de Mira

6.1.Caudal

O caudal descarregado pelas Valas de Drenagem no Canal de Mira possui, segundo ModelRia (2001), um valor de 3 m³/s. Repetindo um pouco o referido no relatório principal, considera-se que esta descarga não possui uma variação sazonal semelhante à variação das restantes descargas, por se tratar de uma descarga artificial, não resultando apenas da ocorrência de água da chuva. Desta forma, o valor de 3 m³/s é mantido constante durante todas as fases da simulação.

6.2.Propriedades da Água

As propriedades da água consideradas na simulação apresentam-se na Tabela II. 7, resultante dos resultados das campanhas realizadas no âmbito do já referido projecto.

Tabela II. 7. Quantificação da descarga das Valas de Drenagem no Canal de Mira.

Propriedade	Valor Considerado
Fitoplâncton (mg C / L)	0,46
Amónia (mg N / L)	0,23
Nitrato (mg N / L)	1,83
Nitrito (mg N / L)	0,18
Matéria em Suspensão (mg / L)	16,10
DONnr (mg N / L)	0,39
DONr (mg N / L)	0,17
PON (mg N / L)	0,56

Apêndice

Determinação das Áreas de Drenagem

A determinação das características de cada uma das descargas na Ria de Aveiro é feita tendo em conta as áreas das bacias de drenagem dos rios e estações de amostragem consideradas. No sentido de normalizar os critérios de definição das áreas de drenagem, optou-se por determinar as mesmas recorrendo a uma ferramenta de Sistemas de Informação Geográfica – ArcView.

Partindo de mapas do Atlas do Ambiente, disponíveis em versão digital, contendo informação sobre as linhas de água existentes em Portugal, é possível delinear as bacias hidrográficas dos rios em estudo, utilizando o ArcView. A Figura II. 26 permite visualizar o resultado da definição das bacias hidrográficas. Note-se que apesar de se encontrar definida uma área correspondente ao Canal de Mira esta não foi considerada neste estudo para efeitos de cálculo de caudais. Na realidade, a descarga existente no Canal de Mira é constituída por algumas Valas de Drenagem, artificiais, cujo regime de caudais será mais dependente da frequência de rega praticada nos campos agrícolas envolventes, do que propriamente pelo regime de escorrências da água da chuva. A figura seguinte apresenta os resultados obtidos através do software.

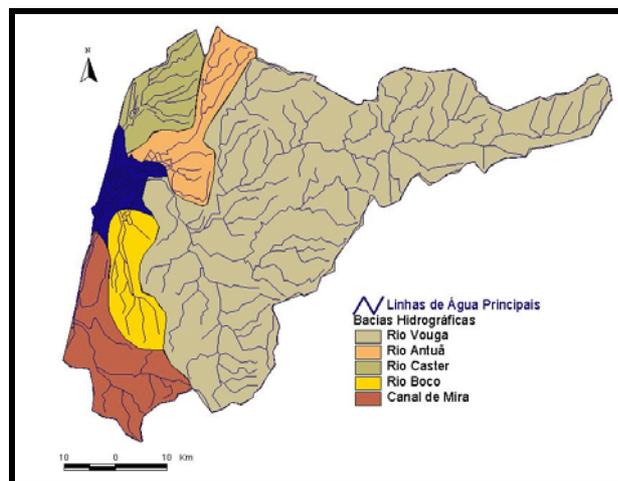


Figura II. 26. Bacias de Drenagem existentes na Ria de Aveiro.

Tabela II. 8. Áreas de Drenagem determinadas para a Ria de Aveiro.

Rio Vouga	2440 Km ²
Rio Antuã	256 Km ²
Rio Caster	211 Km ²
Rio Boco	205 Km ²
Canal de Mira	372 Km ²

A Figura II. 27 apresenta as áreas de drenagem associadas a cada uma das estações de amostragem consideradas. Considera-se, neste estudo, que os registos das estações se referem às características das escorrências das águas da chuva através destas áreas, pelo que a determinação do caudal total dos rios é feita recorrendo a uma relação proporcional entre a área da bacia de drenagem e o caudal do rio. Na Tabela II. 9 encontram-se os valores de área determinados através do ArcView.

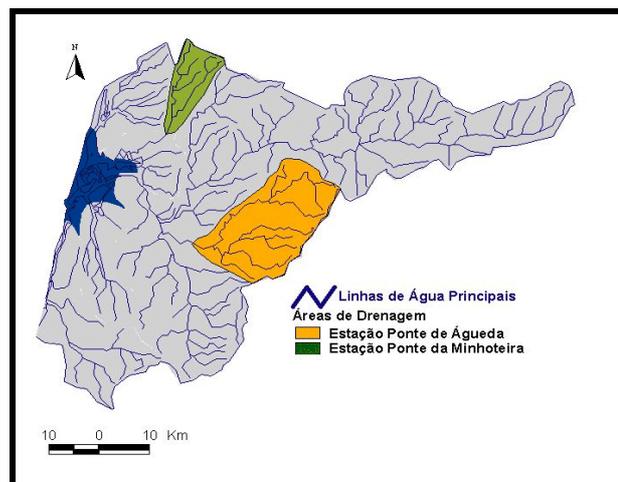


Figura II. 27. Bacias de Drenagem das Estações de Amostragem Consideradas.

Tabela II. 9. Áreas de Drenagem associadas às Estações de Amostragem.

Estação de Ponte de Águeda	400 Km ²
Estação de Ponte da Minhoteira	115 Km ²

Anexo III

Definição das Caixas de Integração

ÍNDICE

INTRODUÇÃO	1
1. Critérios de Definição	3
1.1. Zona de Influência das Descargas	3
1.2. Tempo de Permanência da Água	5
2. Caixas de Integração	6

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura III. 1. Distribuição das partículas emitidas na Ria de Aveiro, após 30 dias de Simulação.....	4
Figura III. 2. Delimitação das Zonas de Influência de Descargas.....	4
Figura III. 3. Distribuição das partículas emitidas: Tempo de permanência na Ria de Aveiro.	5
Figura III. 4. Delimitação das Zonas de Igual Tempo de Permanência da Água.....	6
Figura III. 5. Caixas de Integração consideradas para a Ria de Aveiro.	7

INTRODUÇÃO

O sistema MOHID permite o cálculo da concentração das várias propriedades em estudo, ao longo do tempo, em cada uma das células que constituem a malha. A visualização espacial dos resultados é fundamental para uma correcta caracterização do local em estudo e, neste sentido, e como mais uma ferramenta de análise de resultados, o sistema MOHID permite a aplicação do conceito de Caixas de Integração. Em cada uma destas caixas, o modelo determina um valor de concentração para as propriedades em estudo, que resulta da média dos valores obtidos nas várias células que constituem a caixa. Desta forma, torna-se possível associar às várias zonas do estuário um valor de concentração, caracterizando-as em termos de propriedades ecológicas. A utilização de Caixas de Integração torna, ainda, possível a análise sob o ponto de vista de fluxos de massa entre caixas que, em conjunto com os outros tipos de resultados, permite o estabelecimento de algumas conclusões, ou a verificação de hipóteses, tais como a identificação de zonas predominantemente produtivas ou de transporte, tentando enquadrar cada uma das áreas, no sistema ecológico. Este Anexo apresenta as considerações e os critérios seguidos para a definição de Caixas de Integração adequadas ao estudo da qualidade da água na Ria de Aveiro.

1. Critérios de Definição

Uma Caixa de Integração representa uma zona para a qual é possível atribuir um único valor de concentração das propriedades em análise, representativo de toda uma área (caixa). Pretende-se com a definição das várias caixas, delimitar zonas com características semelhantes, não só em termos ecológicos, mas também em termos físicos. De estudos anteriores conclui-se que o sistema ecológico da Ria de Aveiro é fortemente dependente dos processos físicos, pelo que se consideram neste estudo dois critérios físicos fundamentais: influência das descargas e o tempo de permanência da água, no interior da Ria. A delimitação das caixas com base nos dois critérios é feita recorrendo a resultados de simulação do Módulo Lagrangeno incluído no sistema MOHID. A emissão contínua de partículas (que representam uma massa de água) nas várias células de descarga, distinguidas com uma coloração diferente, permite uma percepção do percurso realizado pela água.

1.1. Zona de Influência das Descargas

Considera-se a existência de cinco descargas principais na Ria de Aveiro, que correspondem à afluência dos Rios Vouga, Antuã, Caster, Boco e ainda uma entrada de água doce no Canal de Mira (Valas de drenagem). No Anexo II (Quantificação das Descargas na Ria de Aveiro), é feita uma abordagem mais pormenorizada das opções tomadas para a caracterização destas descargas.

Na Figura III. 1 é possível visualizar a distribuição das várias partículas emitidas, em cada uma das descargas, após 30 dias de simulação. Cada uma das cores corresponde a uma descarga diferente, pelo que é possível distinguir no interior da Ria a localização das partículas com origem nas várias descargas. A figura permite distinguir, claramente, as zonas de influência dos rios e ainda delimitar as áreas consideradas de mistura, Figura III. 2.

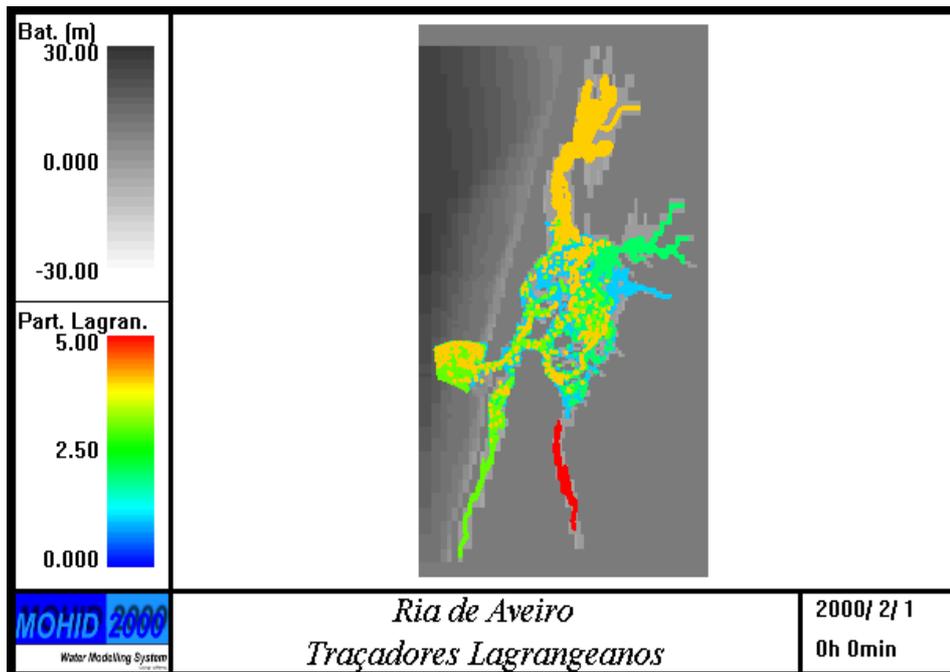


Figura III. 1. Distribuição das partículas emitidas na Ria de Aveiro, após 30 dias de Simulação.

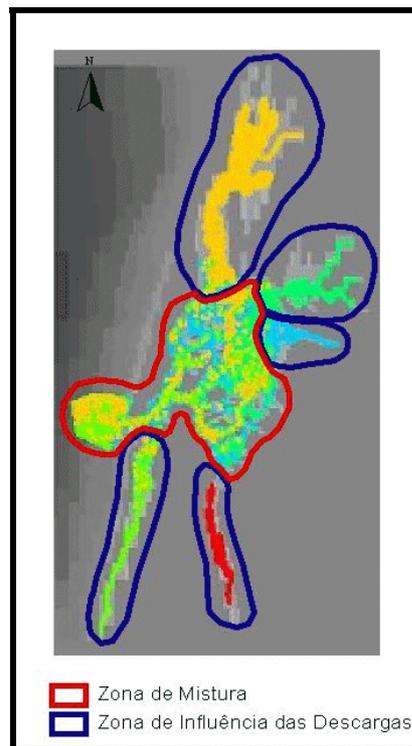


Figura III. 2. Delimitação das Zonas de Influência de Descargas.

1.2. Tempo de Permanência da Água

O tempo de permanência da água no interior da Ria é também uma das formas de visualização dos resultados da simulação efectuada, usando o Módulo Lagrangeano. Neste caso, a coloração das partículas é feita, não pela sua descarga de origem, mas sim pela sua “idade” ao longo da simulação, ou seja, o seu tempo de permanência no interior da Ria, em dias. Decorridos trinta dias de simulação, observa-se a distribuição de partículas apresentada na Figura III. 3.

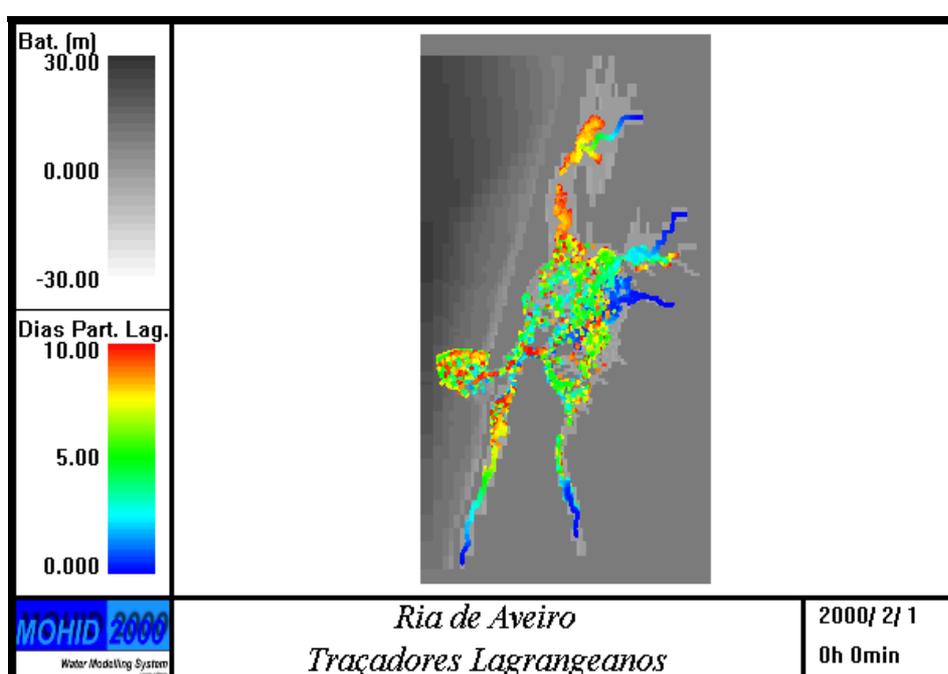


Figura III. 3. Distribuição das partículas emitidas: Tempo de permanência na Ria de Aveiro.

Verifica-se que as partículas mais “velhas” existentes no interior da Ria datam de 10 dias, o que indirectamente indica um tempo de residência da água de, pelo menos, 10 dias. É possível identificar zonas onde o tempo de permanência da água é muito baixo, nomeadamente parte das zonas antes identificadas como áreas de influência das descargas, o que seria já esperado, uma vez que se trata de zonas onde a água é renovada rapidamente, pela contínua descarga de água dos rios. As zonas com partículas mais “antigas” podem indicar, por um lado, áreas mais calmas, onde o movimento de água é reduzido, ou por outro, zonas onde, apesar de o transporte ser importante, têm essencialmente um efeito de mistura, mais do que um efeito de expulsão das partículas do interior da ria .

Mais uma vez, é possível estabelecer, qualitativamente, a delimitação de zonas, de acordo com a permanência das partículas no seu interior, Figura III. 4.

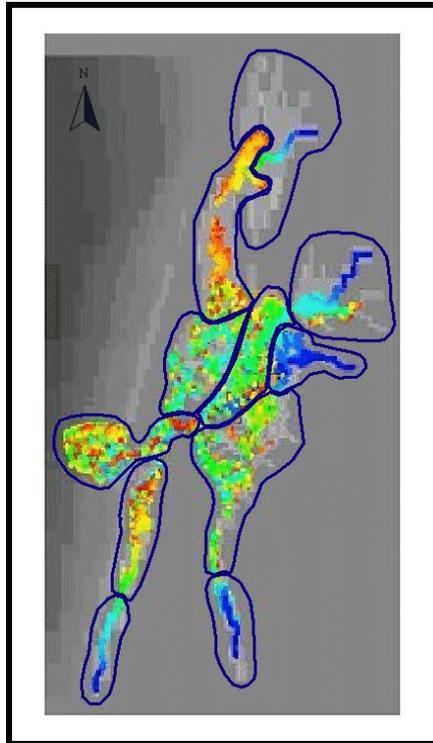


Figura III. 4. Delimitação das Zonas de Igual Tempo de Permanência da Água.

2. Caixas de Integração

Da análise das figuras anteriores, tentando de uma forma qualitativa integrar os critérios de delimitação considerados, surge a Figura III. 5, que divide a Ria de Aveiro em dez zonas.

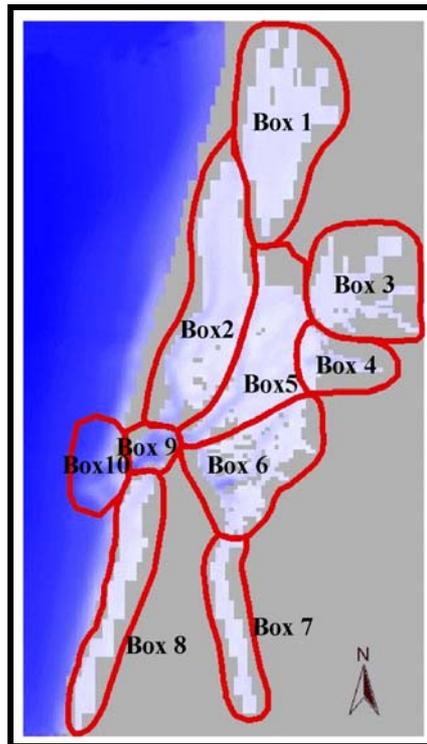


Figura III. 5. Caixas de Integração consideradas para a Ria de Aveiro.

As caixas 1, 3, 4, 7, 8 são caixas onde existe uma descarga e, por essa razão, serão zonas onde a qualidade da água é, à partida, extremamente influenciada pelas condições impostas na descarga. As caixas 2 e 6 correspondem a zonas onde a mistura é bastante acentuada. Por último, consideram-se as caixas 5, 9 e 10, que constituem o canal principal, como zonas de transporte, onde os processos físicos terão um papel mais relevante na qualidade da água.