

Universidade do Algarve

**Faculdade de Ciências do Mar e Ambiente**

**Influência de uma piscicultura de gaiolas na  
qualidade da água da zona envolvente**

**III Mestrado de Aquacultura**

Janina Zuleica de Garcia e Costa

Faro

2002

## Resumo

Neste trabalho avaliou-se a influência de uma piscicultura marinha de gaiolas na qualidade da água da zona envolvente através da monitorização e modelação do sistema com o modelo *Mohid*. Determinaram-se vários parâmetros ambientais em cinco estações na zona da piscicultura e numa estação de referência. Neste estudo, apesar de se observar para a maioria dos parâmetros valores na zona da piscicultura significativamente diferentes dos observados na referência, estes valores não se revelam preocupantes uma vez que não são substancialmente diferentes dos considerados típicos de zonas costeiras, encontrando-se abaixo dos valores estipulados e aconselhados por várias organizações. Através da análise de componentes principais verificou-se que 38 % da variância dos resultados pode ser explicada pelo consumo de nutrientes pelo fitoplâncton, 34 % pela presença de diatomáceas e 16 % resultante da decomposição da matéria orgânica. Dos parâmetros determinados, verificou-se que os compostos azotados, em especial a amónia registaram valores mais elevados à superfície enquanto os fosfatos e os sólidos em suspensão registaram valores mais elevados no fundo. A aplicação do índice de eutrofização de nutrientes proposto por KARYDIS *et al.* (1983), para águas marinhas costeiras, permitiu classificar as estações da zona da piscicultura e a referência como oligotróficas ou mesotróficas. Este facto permite confirmar que a actividade da piscicultura neste local não causa um impacto negativo muito significativo, o que pode ficar a dever-se à dispersão e diluição dos resíduos gerados pela piscicultura, associadas ao hidrodinamismo do local. Este forte efeito de diluição, dispersão e hidrodinamismo foi também confirmado pela aplicação do modelo *Mohid*.

Palavras-chave – aquacultura marinha, gaiolas, modelação, qualidade água

# The influence of a fish cage farm in the water quality of the surrounding area

## Abstract

The influence of a marine fish cage farm upon the water quality of the adjacent area was evaluated by its monitoring and modelling using the model *Mohid*. Several environmental parameters were analysed at five sampling stations in the fish farm area and at a reference station in the coastal adjacent area. The fish farm area showed significantly different values for the most of the parameters in comparison with the reference station, however these values can not be considered very different from those observed at typical coastal and were within the range of values allowed and recommend from several organisations. The principal components analysis revealed that 38 % of the variance of the results was explained by the consumption of nutrients by phytoplankton, 34% by the presence of diatoms and 16% by the decomposition of organic material. From the determined parameters, the nitrogen compounds, specially the ammonium, showed the highest concentrations at the surface of the water column, whereas phosphate and suspended solids near the bottom. Applying the eutrophication index proposed by KARYDIS *et al.* (1983) to marine coastal waters it was observed that all the studied stations including the reference were considered oligotrophic or mesotrophic. That shows that the fish farm did not cause an evident negative environmental impact, which can be associated to the dilution and dispersion of the wastes generated by the fish cages due to hydrodynamical conditions registered in the study area. The high hydrodynamical conditions of the area were also confirmed with the application of the model system *Mohid*.

Key-words – aquaculture, fish cages, modelling, water quality

# Índice

<b>1 - INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
<b>1.1 - A ACTIVIDADE DE AQUACULTURA</b> .....	<b>1</b>
<b>1.2 - A PISCICULTURA EM GAIOLAS</b> .....	<b>2</b>
<b>1.3 - IMPACTE AMBIENTAL DAS PISCICULTURAS DE GAIOLAS</b> .....	<b>4</b>
<b>1.4 - MONITORIZAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA NA ÁREA CIRCUNDANTE DAS PISCICULTURAS EM GAIOLAS</b> .....	<b>9</b>
<b>1.5 - MODELAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA</b> .....	<b>11</b>
<b>1.6 - OBJECTIVOS DO TRABALHO</b> .....	<b>16</b>
<b>2 - MATERIAL &amp; MÉTODOS</b> .....	<b>17</b>
<b>2.1 - LOCAL DE AMOSTRAGEM</b> .....	<b>17</b>
<b>2.2 - AMOSTRAGEM</b> .....	<b>18</b>
<b>2.3 - PARÂMETROS DETERMINADOS <i>IN SITU</i></b> .....	<b>20</b>
<b>2.4 - ANÁLISE LABORATORIAL</b> .....	<b>20</b>
2.4.1 - CARÊNCIA BIOQUÍMICA DE OXIGÉNIO (CBO <sub>5</sub> ).....	20
2.4.2 - SÓLIDOS EM SUSPENSÃO.....	21
2.4.3 - NUTRIENTES INORGÂNICOS .....	21
2.4.4 - CLOROFILA <i>A</i> .....	22
2.4.5 - FITOPLÂNCTON.....	22
<b>2.5 - ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS</b> .....	<b>23</b>
2.5.1 - ANÁLISE GRUPAL (CLUSTER ANALYSIS) .....	23
2.5.2 - <i>T</i> -STUDENT .....	23
2.5.3 - CORRELAÇÃO .....	24
2.5.4 - ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS.....	24
<b>2.6 - ÍNDICE DE EUTROFIZAÇÃO</b> .....	<b>25</b>
<b>2.7 - MODELAÇÃO DO SISTEMA</b> .....	<b>25</b>
<b>3 - RESULTADOS</b> .....	<b>28</b>
<b>3.1 - CARACTERIZAÇÃO DA VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA QUALIDADE DA ÁGUA NAS ESTAÇÕES AMOSTRADAS</b> .....	<b>28</b>
3.1.1 - TEMPERATURA .....	30

3.1.2 - SALINIDADE .....	32
3.1.3 - PH .....	33
3.1.4 - PERCENTAGEM DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO .....	34
3.1.5 - SÓLIDOS EM SUSPENSÃO .....	35
3.1.6 - CLOROFILA <i>A</i> .....	36
3.1.7 - CBO <sub>5</sub> .....	38
3.1.8 - NUTRIENTES.....	39
3.1.8.1 - AMÔNIA .....	39
3.1.8.2 - NITRITOS.....	40
3.1.8.3 - NITRATOS .....	41
3.1.8.4 - RAZÃO NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /AIT (RAZÃO AMÔNIA/AZOTO INORGÂNICO TOTAL).....	42
3.1.8.5 - FOSFATOS .....	42
3.1.8.6 - RAZÃO N:P .....	43
3.1.8.7 - SILICATOS .....	44
3.1.8.8 - RAZÃO N:SI .....	45
3.1.9 - FITOPLÂNCTON.....	46
3.1.10 - ANÁLISE ESTATÍSTICA .....	47
3.1.10.1 - CORRELAÇÃO.....	47
3.1.10.2 - ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS .....	48
3.1.11 - ÍNDICE DE EUTROFIZAÇÃO .....	48

### **3.2 - CARACTERIZAÇÃO DA VARIAÇÃO EM PROFUNDIDADE DOS PARÂMETROS**

#### **RECOLHIDOS *IN SITU* NAS ESTAÇÕES REFERÊNCIA E 3.....49**

3.2.1 - TEMPERATURA .....	49
3.2.2 - SALINIDADE .....	50
3.2.3 - PH .....	51
3.2.4 - PERCENTAGEM DE SATURAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO.....	51

### **3.3 - CARACTERIZAÇÃO DA VARIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA AO LONGO DOS CICLOS**

#### **DE MARÉ NA ESTAÇÃO 3.....52**

3.3.1 - TEMPERATURA .....	52
3.3.2 - SALINIDADE .....	53
3.3.3 - PH .....	54
3.3.4 - PERCENTAGEM DE SATURAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO.....	54
3.3.5 - SÓLIDOS EM SUSPENSÃO.....	55
3.3.6 - CLOROFILA <i>A</i> .....	56
3.3.7 - CBO <sub>5</sub> .....	57
3.3.8 - NUTRIENTES.....	57
3.3.8.1 - AMÔNIA .....	57
3.3.8.2 - NITRITOS.....	58
3.3.8.3 - NITRATOS .....	59
3.3.8.4 - FOSFATOS .....	60

3.3.8.5 - SILICATOS .....	61
3.3.9 - ANÁLISE ESTATÍSTICA .....	62
3.3.9.1 - CORRELAÇÕES .....	62
<b>3.4 - MODELAÇÃO NA ÁREA DA PISCICULTURA .....</b>	<b>63</b>
3.4.1 - HIDRODINÂMICA .....	63
3.4.1.1 - VELOCIDADE DA CORRENTE NA ZONA DA PISCICULTURA .....	64
3.4.1.2 - QUALIDADE DA ÁGUA .....	65
<b>4 - DISCUSSÃO .....</b>	<b>68</b>
<b>5 - CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>83</b>
<b>6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>85</b>
<b>ANEXO</b>	
ANEXO I - MODELO MOHID	
ANEXO II – ANÁLISE ESTATÍSTICA	
ANEXO III – ÍNDICE DE EUTROFIZAÇÃO	

## Índice de Figuras

Figura 1.1 - Gaiola flutuante com estrutura em polietileno.....	2
Figura 1.2 - Relações aquacultura vs ambiente (adaptado de BEVERIDGE <i>et al.</i> , 1997).....	5
Figura 1.3 - Circuito do material libertado por aquaculturas (adaptado de GOWEN, 1990). ....	7
Figura 1.4 - Etapas de construção de um modelo (adaptado de SEPPÄEN, 1995).....	14
Figura 2.1 - Esquema da localização das estações de amostragem na piscicultura.....	17
Figura 2.2 - Batimetria utilizada durante a simulação com o modelo <i>Mohid</i> na zona da costa e na zona da piscicultura. ....	26
Figura 3.1 - Dendograma da associação das 6 estações amostradas neste estudo.....	30
Figura 3.2 - Variação da temperatura ao longo do período de amostragem.....	31
Figura 3.3 - Variação da salinidade ao longo do período de amostragem.....	32
Figura 3.4 - Variação do pH ao longo do período de amostragem.....	33
Figura 3.5 - Variação da percentagem de saturação de oxigénio dissolvido ao longo do período de amostragem.....	35
Figura 3.6 - Variação dos sólidos em suspensão ao longo do período de amostragem.....	36
Figura 3.7 - Variação da clorofila <i>a</i> ao longo do período de amostragem. ....	37
Figura 3.8 - Variação da carência bioquímica de oxigénio ao longo do período de amostragem.....	38
Figura 3.9 - Variação da amónia ao longo do período de amostragem.....	39
Figura 3.10 - Variação de nitritos ao longo do período de amostragem. ....	40
Figura 3.11 - Variação de nitratos ao longo do período de amostragem.....	41
Figura 3.12 - Variação de fosfatos ao longo do período de amostragem. ....	43
Figura 3.13 - Variação de silicatos ao longo do período de amostragem.....	45
Figura 3.14 - Variação da temperatura em profundidade ao longo do período de amostragem. ....	50
Figura 3.15 - Variação da salinidade em profundidade ao longo do período de amostragem.	50
Figura 3.16 - Variação da percentagem de saturação de oxigénio dissolvido em profundidade ao longo do período de amostragem.....	51
Figura 3.17 - Variação de temperatura ao longo dos ciclos maré. ....	53
Figura 3.18 - Variação da salinidade ao longo dos ciclos maré. ....	53
Figura 3.19 - Variação do pH ao longo dos ciclos maré. ....	54
Figura 3.20 - Variação da percentagem de saturação de oxigénio dissolvido ao longo dos ciclos maré.....	55

Figura 3.21 - Variação de sólidos em suspensão ao longo dos ciclos maré. ....	56
Figura 3.22 - Variação de clorofila ao longo dos ciclos maré. ....	56
Figura 3.23 - Variação de carência bioquímica de oxigênio ao longo dos ciclos maré. ....	57
Figura 3.24 - Variação de amônia ao longo dos ciclos maré. ....	58
Figura 3.25 - Variação de nitritos ao longo dos ciclos maré. ....	59
Figura 3.26 - Variação de nitratos ao longo dos ciclos maré. ....	60
Figura 3.27 - Variação de fosfatos ao longo dos ciclos maré. ....	60
Figura 3.28 - Variação de silicatos ao longo dos ciclos maré. ....	61
Figura 3.29 - Velocidade das correntes na zona adjacente à piscicultura .....	64
Figura 3.30 - Velocidade das correntes na área da piscicultura .....	65
Figura 3.31 – Modelação ao longo de um período de 24 horas da emissão de amônia no sistema. ....	66

## Índice de Quadros

Quadro 1.1 - Elementos que compõem o MOM ( adaptado de ERVIK <i>et al.</i> , 1997). ....	8
Quadro 3.1-Valores dos parâmetros analisados para todas as estações ao longo do período de amostragem. ....	29
Quadro 3.2 - Análise qualitativa de fitoplâncton nas estações referência e 3. ....	46
Quadro 4.1– Valores médios dos parâmetros determinados neste estudo e noutros locais. ....	77

# 1 - INTRODUÇÃO

## 1.1 - A ACTIVIDADE DE AQUACULTURA

A designação aquacultura foi definida em 1990 pela FAO como "o cultivo de organismos aquáticos incluindo peixes, moluscos, crustáceos e plantas aquáticas" (BARG, 1992). Esta actividade é, contudo, bastante antiga, tendo iniciado-se, provavelmente, em simultâneo com a agricultura e a pecuária (PILLAY, 1990). Esta actividade é praticada na Ásia há mais de 4000 anos (CHUA *et al.*, 1989), tendo o primeiro registo de técnicas de cultivo sido escrito por Fan Li (China) no séc. V a.C. (BROWN, 1983).

Apenas a partir do fim do século XIX se pode falar de piscicultura, no seu verdadeiro sentido (cultivo de peixes), pois foi nesta altura que se tornou possível reproduzir truta em cativeiro (CASTELLÓ ORVAY, 1993). Na Europa, a maricultura (cultivo de peixes marinhos) teve os seus primórdios no início do séc. XX, mas sem grande sucesso devido a carências de ordem técnica e científica e, acima de tudo, porque se iniciou numa altura que era inconcebível a ideia do declínio dos recursos naturais (BARNABÉ, 1994).

A aquacultura registou um forte desenvolvimento após a 2ª Guerra Mundial, devido aos avanços tecnológicos que se reflectiram na reprodução controlada e engorda de larvas e de juvenis com alimento composto (rações) (CASTELLÓ ORVAY, 1993).

A diminuição dos mananciais de pesca, a nível mundial, favoreceu e incentivou o rápido desenvolvimento da aquacultura, verificando-se que entre 1987 e 1997 os produtos de aquacultura triplicaram a sua contribuição no fornecimento mundial de produtos aquáticos quer em valor quer em peso (FAO, 1999).

Esta actividade económica produz actualmente mais de um quarto da totalidade do peixe consumido directamente pelo Homem (KAUTSKY *et al.*, 2001). Do total produzido mundialmente pela aquacultura 49% corresponde a peixes, 25% a moluscos, 23% a plantas

aquáticas e 3% a crustáceos (KAUTSKY *et al.*, 2001). Actualmente existe estima-se que por volta do ano 2010 a aquacultura produza cerca de 35% da totalidade dos produtos aquáticos consumidos (40 milhões de toneladas) e, que cerca de metade deste valor provenha de aquacultura marinha, significando um aumento de 50% em relação à produção registada em meados dos anos 90 (BEVERIDGE *et al.*, 1996).

## 1.2 - A PISCICULTURA EM GAIOLAS

As pisciculturas podem ser implementadas em terra ou na água. As estruturas em terra podem ser em tanques de terra, "raceways" ou tanques de cimento (ou material sintético), enquanto que as estruturas sediadas na água são normalmente constituídas por gaiolas, designadas de "pen" e "enclosers" (BEVERIDGE, 1987) (Figura 1.1).



Figura 1.1 - Gaiola flutuante com estrutura em polietileno.

O uso de gaiolas flutuantes é muito antigo, tendo inicialmente sido utilizadas por pescadores para manterem o peixe vivo até à altura de o venderem (VELASCO, 1993). As primeiras gaiolas, em madeira ou bambu, foram desenvolvidas no sudoeste asiático no final do século XIX, sendo o peixe alimentado com restos de outros peixes e excedentes da

alimentação humana (MASSER, 1988). Actualmente, as gaiolas são construídas a partir dos mais variados materiais (tendo em atenção a sua resistência, durabilidade e toxicidade) e praticamente de todas as formas e tamanhos (MASSER, 1997b).

Quando comparadas com outros sistemas de cultivo, as gaiolas apresentam diversas vantagens e desvantagens. Assim, de acordo com BEVERIDGE (1984, 1987), MASSER (1988) e SWANN *et al.* (1994) as principais vantagens são: 1) investimento inicial relativamente baixo, uma vez que se utilizam recursos de água existentes; 2) possibilidade de utilização de vários tipos de recursos hídricos incluindo lagos, reservatórios, tanques de terra, rios, estuários e oceanos; 3) tecnologia simples e de fácil instalação; 4) mobilidade espacial e facilidade de efectuar alterações; 5) possibilidade de utilização como medida de aumento de qualidade de determinados ambientes, como por exemplo na limpeza de águas eutrofizadas, com o cultivo de peixes planctívoros, e a melhoria das condições em lagos, com águas relativamente ácidas.

Paralelamente as principais desvantagens são: a) em cultivo intensivo, a possibilidade de aceleração da eutrofização do meio, aumento da sedimentação no local de implantação, alteração da fauna, flora, comportamento e distribuição das espécies de peixes locais; b) diminuição das correntes no local; c) possibilidade de redução ou mesmo inviabilização da navegação; d) redução do preço dos terrenos envolventes; e) introdução de agentes patogénicos no ambiente; f) introdução de peixes no meio natural, devido a estragos nas redes das gaiolas; g) facilidade de vandalização ou pesca furtiva; h) dificuldade de acesso diário às gaiolas; i) sensibilidade às intempéries.

Torna-se, pois, necessário quando se pretende estabelecer uma piscicultura de gaiolas flutuantes considerar entre outros factores, o clima, a qualidade de água, a agitação/ondulação, a velocidade das correntes, a profundidade do local, o substrato e o impacte da exploração (BEVERIDGE, 1987; ACKEFORDS & ENELL, 1990).

A qualidade da água é fundamental para um cultivo de sucesso, pois muitas situações de baixo crescimento, aparecimento de doenças ou mesmo morte de peixes podem estar associados a problemas de qualidade de água (MASSER, 1997a).

Assim, o desenvolvimento e a utilização de gaiolas "off-shore" criou a possibilidade de produzir peixes em águas costeiras com a vantagem desta localização proporcionar uma maior dispersão e diluição dos resíduos, causando assim um baixo impacte ambiental (ACKEFORDS & ENELL, 1990).

O impacte ambiental das gaiolas flutuantes pode ser determinado através de medições directas ou calculado teoricamente (ACKEFORDS & ENELL, 1990). As medições directas são efectuadas através de análises físico/químico/biológicas à água e ao sedimento na zona envolvente das gaiolas. Os cálculos teóricos são efectuados pela aplicação de modelos ecológicos, que se revelaram uma ferramenta essencial quer na previsão dos possíveis impactes ambientais quer na formulação de programas de monitorização para estes locais (GESAMP, 1996).

### **1.3 - IMPACTE AMBIENTAL DAS PISCICULTURAS DE GAIOLAS**

A aquacultura está dependente da utilização de recursos naturais tais como água, terra, juvenis e alimento (BARG & PHILLIPS, 1997) e tal como qualquer outra actividade humana exerce uma certa influência negativa no ambiente envolvente (Figura 1.2). O maior impacte ambiental é produzido pelos resíduos gerados, associados às excreções metabólicas e alimento não consumido (TALBOT & HOLE, 1994) e normalmente faz sentir-se a nível de: ① aumento de nutrientes; ② aumento de carência bioquímica de oxigénio (CBO); ③ diminuição da fauna bentónica e ④ alterações do microbiota ambiental (GOWEN *et al.*, 1990).

Este impacto pode fazer sentir-se também ao nível da degradação das zonas envolventes; em interacções biológicas através da introdução de agentes patogénicos no meio ambiente e da fuga de peixes e conseqüente acasalamento com exemplares selvagens; na diminuição da população de fitoplâncton e na introdução de produtos químicos na área contígua às pisciculturas (BEVERIDGE *et al.*, 1991, 1996, 1997; GESAMP, 1991; FOLKE *et al.*, 1994).

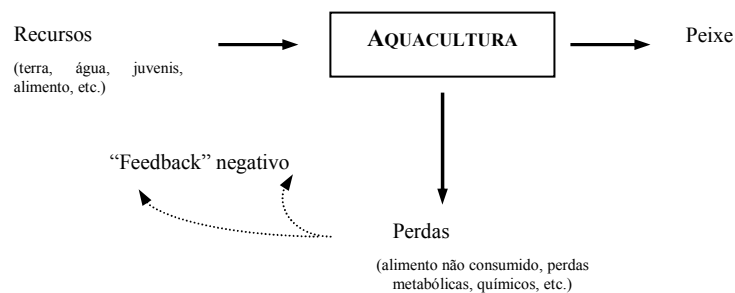


Figura 1.2 - Relações aquacultura vs ambiente (adaptado de BEVERIDGE *et al.*, 1997).

Assim, o tipo e dimensão de qualquer mudança ecológica associada à aquacultura costeira estará sempre dependente do método de cultivo, nível/intensidade de produção e características biológicas, físicas e químicas da área da piscicultura (GESAMP, 1991).

De uma forma geral, consideram-se três tipos de sistemas de cultivo - extensivo, semi-intensivo ou intensivo. Esta denominação reflecte a produção da exploração e o fornecimento ou não de alimento. Assim, o sistema extensivo depende apenas de alimento natural, havendo uma produção baixa; no sistema semi-extensivo já se fornece algum alimento, mas a grande parte da alimentação depende dos recursos naturais e, no sistema intensivo, a alimentação depende apenas de alimento fornecido e a produção é elevada (BEVERIDGE *et al.*, 1996). É pois, nos sistemas intensivos que se regista o maior impacto ambiental devido às elevadas taxas de entrada e saída de matéria orgânica e inorgânica (BARG *et al.*, 1997).

Em sistemas de tanques de terra ou de materiais sintéticos e em sistemas de circuito fechado, os efluentes podem ser tratados antes de lançados para o meio ambiente (ANÓNIMO, 1983). No entanto, um tratamento total dos efluentes não é actualmente praticável em termos económicos, devido às elevadas quantidades de água envolvidas. Em sistemas de gaiolas flutuantes o tratamento dos efluentes não é de todo possível, sendo por isso impossível usar esta técnica para tentar minimizar o impacte ambiental (SCPCR, 1983).

Assim, a caracterização física-química e biológica do local é de extrema importância para o estudo e/ou prevenção de efeitos negativos da piscicultura sobre o meio ambiente. Locais confinados ou com correntes de baixa velocidade irão necessariamente sofrer maiores alterações a nível ecológico do que locais abertos ou que sofrem forte hidrodinamismo, uma vez que a dispersão e diluição dos efluentes nestes é mais efectiva.

O conhecimento actual sobre o destino do alimento não consumido, cargas orgânicas, excreções de azoto e de outros nutrientes é baseado em estudos de aquaculturas em tanques de terra (WU, 1995). Este tipo de estudo aplicado em piscicultura de gaiolas é quase inexistente, o que é agravado quando se trata de outras espécies que não salmonídeos (HANDY & PAXTON, 1993).

A maioria dos resíduos sólidos orgânicos libertados sedimentam nas imediações das gaiolas, apesar de parte ser consumida por peixes selvagens ou ficar em suspensão (BEVERIDGE, 1984; GOWEN, 1990; GESAMP, 1991; BARG, 1992) como pode ser observado na Figura 1.3. Estes resíduos sólidos são predominantemente compostos orgânicos ricos em carbono e azoto (BARG, 1992). Este enriquecimento em matéria orgânica ao nível do sedimento pode causar um aumento do consumo de oxigénio levando ao desenvolvimento de condições anóxicas no sedimento e a uma redução da biomassa da macrofauna, abundância e composição das espécies (BEVERIDGE, 1984; GOWEN, 1990; GESAMP, 1991; BARG, 1992).

Relativamente à matéria inorgânica, que retorna à água durante o processo de remineralização da matéria orgânica, os nutrientes são os que representam uma maior preocupação do ponto de vista ambiental. Zonas oligotróficas (pobres em nutrientes), de baixa profundidade e de fraco hidrodinamismo, podem alterar-se rapidamente, aumentando a produção global de biomassa do sistema, uma vez que a adição de nutrientes ainda que em concentrações baixas, podem desencadear florescências de fitoplâncton (ANÓNIMO, 1983) que vai servir de base da cadeia alimentar. Em zonas eutróficas (ricas em nutrientes) a adição de nutrientes pode não produzir efeitos visíveis imediatos, mas uma adição suplementar de nutrientes pode desencadear um processo de eutrofização onde em última instância irá ocorrer a depleção total de oxigénio na água e no sedimento, com formação de ácido sulfídrico ( $H_2S$ ) no sedimento, devido ao excesso de matéria orgânica em decomposição acumulada no sedimento (ANÓNIMO, 1983).

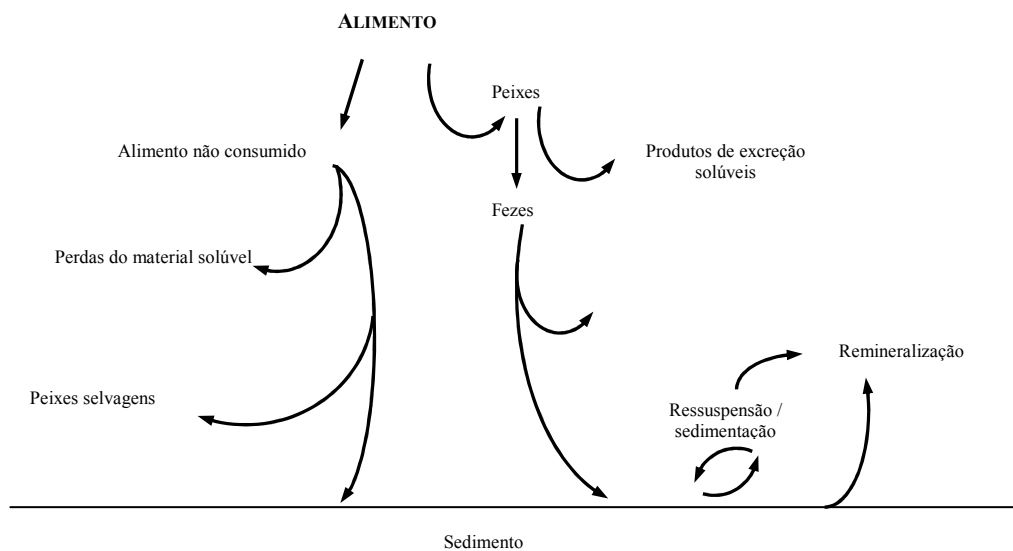


Figura 1.3 - Circuito do material libertado por aquaculturas (adaptado de GOWEN, 1990).

Actualmente a preocupação em reduzir o impacto ambiental das pisciculturas é cada vez maior e os governos de vários países estão a adoptar medidas para implementar esta redução. Alguns países da Europa e da América do Norte estabeleceram limites de produção,

regularam o uso de químicos, requerem especificações nas rações, impõem limites na taxa de eficiência de conversão do alimento, exigem a avaliação do impacto ambiental e planos de monitorização (FAO, 1995).

Antes da instalação de uma nova piscicultura, ou do aumento da produção de uma piscicultura existente, o potencial impacto no meio envolvente deve ser estudado através de estudos de Avaliação do Impacte Ambiental (AIA) (GILLIBRAND & TURRELL, 1997).

A AIA através da caracterização da situação de referência (sem efeito da aquacultura) na gestão do desenvolvimento da aquacultura requer a aplicação de conhecimentos ecológicos, sendo a modelação uma importante ferramenta na previsão e avaliação dos impactes (GESAMP, 1996).

É conhecido que o governo norueguês por forma a tentar controlar e avaliar o impacto das pisciculturas marinhas, criou o sistema MOM ("Modelling - Ongrowing fish farms - Monitoring") que permite ajustar o impacto ambiental das pisciculturas marinhas relativamente à capacidade de carga do local. O conceito usado neste programa baseia-se na integração da AIA, na monitorização do impacto e Padrões de Qualidade Ambiental (PQA) num só sistema (ERVIK *et al.*, 1997). Os elementos e termos utilizados neste sistema MOM podem ser observados no Quadro 1.1:

Quadro 1.1 - Elementos que compõem o MOM ( adaptado de ERVIK *et al.*, 1997).

	<b>Descrição</b>
<b>MODELO</b>	Descrição matemática das relações entre a quantidade e o tipo de material libertado pela piscicultura e o seu impacto no local
<b>PROGRAMA DE MONITORIZAÇÃO</b>	Medições de rotina das variáveis padrão, que descrevem o impacto da piscicultura no seu meio envolvente. Estes programas são adaptados a cada situação.
<b>PQA</b>	Um grupo de valores limite para as variáveis utilizadas na monitorização e nos modelos. Valores acima destes limites excedem a capacidade de carga do sistema.
<b>NÍVEL DE EXPLORAÇÃO</b>	A relação entre o impacto da piscicultura e a capacidade de carga do local. O local encontra-se sobre-explorado quando a capacidade de carga foi excedida.
<b>NÍVEL DE MONITORIZAÇÃO</b>	A frequência e tipo de amostragens dos programas de monitorização. Cada nível de exploração corresponde um nível de monitorização.

Assim, uma vez que este conceito é geral, vários modelos e programas de monitorização podem ser utilizados aquando da aplicação do MOM noutros países.

A vantagem deste sistema de modelação é o facto de poder ser utilizado em pisciculturas a implementar ou em piscicultura já implementadas e, dos elementos que o constituem poderem ser modificados em novas situações (novos métodos na monitorização, legislação e PQA novos, novas espécies e técnicas, entre outros) (ERVIK *et al.*, 1997).

A monitorização e a modelação visando a protecção do meio ambiente são duas ferramentas que partilham uma interdependência elevada, uma vez que a modelação sintetiza o resultado de programas de observação e é bastante importante para o estabelecimento de programas de monitorização. Por outro lado a monitorização fornece os dados necessários para a calibração, verificação, validação dos modelos, assim como as condições iniciais, as condições limite e as funções de forçamento ou variáveis externas (ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OFFICE, 2000).

#### **1.4 - MONITORIZAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA NA ÁREA CIRCUNDANTE DAS PISCICULTURAS EM GAIOLAS**

No ambiente marinho, os elementos circulam em contínuo entre produtores primários, secundários e decompositores (HOLMER, 1991). O ciclo destes elementos está interligado com o meio envolvente existindo um padrão típico de variação (HOLMER, 1991).

Nos locais onde se instala uma aquacultura o padrão de variação dos elementos poderá alterar-se devido à libertação contínua de material (orgânico e inorgânico) para a coluna de água e para o sedimento e, daí a necessidade de monitorizar a qualidade destes dois compartimentos ambientais.

Nos últimos anos efectuaram-se uma série de estudos que visam compreender estas alterações, particularmente nos sedimentos, onde os resíduos associados à piscicultura se irão acumular e causar maior impacto. Como exemplo podem-se citar trabalhos realizados por HALL *et al.* (1990, 1992) e HOLBY & HALL (1991, 1994) relativos às alterações de carbono, azoto, fósforo e silício nos sedimentos de gaiolas de trutas em mar aberto no fiorde Gullmar (Suécia); HOLMER & KRISTENSEN (1992, 1996) que estudaram as alterações a nível de sulfatos nos sedimentos de gaiolas de truta arco-íris no fiorde Kolding (Dinamarca); HENDERSON & ROSS (1996) que analisaram alterações nas comunidades macrobentónicas em gaiolas de salmão na Escócia; HARGRAVE *et al.* (1997) que avaliou a nível das comunidades bentónicas várias pisciculturas de salmão na Baía de Fundy (Canadá); MAZZOLA *et al.* (1999) que avaliaram o impacto de gaiolas de robalo na meiofauna dos sedimentos no Golfo da Gaeta (Mar Tirreno, Itália) e MCGHIE *et al.* (2000) que estudaram a composição e taxa de degradação de matéria orgânica no sedimento de gaiolas com “smolts” de salmão no estuário do Huon (Tasmânia, Austrália). No entanto, não são abundantes os estudos do impacto das pisciculturas marinhas na coluna de água. De entre os poucos existentes podemos realçar o de GOWEN (1990) para pisciculturas no Mar da Irlanda; KATAVIĆ & ANTOLIĆ (1999) para gaiolas na Croácia e MUÑOZ *et al.* (1997) para gaiolas na zona mediterrânica de Espanha. Apenas se encontrou um grupo de trabalho que estudou as interacções entre as alterações verificadas na coluna de água e o fitoplâncton (ARZUL *et al.*, 1996).

Em todas as aquaculturas parâmetros ambientais tais como temperatura, salinidade, oxigénio dissolvido e pH, são monitorizados regularmente, pois estes parâmetros são essenciais para a sobrevivência dos peixes e para os bons resultados económicos da piscicultura. Para esta monitorização utiliza-se normalmente equipamento que permite a leitura imediata *in situ*. Outros parâmetros como os nutrientes, clorofila *a*, sólidos em suspensão e identificação de fitoplâncton são igualmente importantes para caracterizar a

qualidade da água, mas a sua monitorização é mais complexa uma vez que requer análises laboratoriais, mais morosas e dispendiosas. Contudo, apesar da qualidade da água poder ser monitorizada, esta por si só não é suficiente para prever situações futuras de alteração da qualidade da água, uma vez que só retrata instantaneamente o que se está a passar no sistema, e daí a necessidade de se recorrer a modelos apropriados de qualidade de água.

## **1.5 - MODELAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA**

Como ferramenta para a resolução dos mais variados problemas, o Homem utiliza desde há bastante tempo modelos, que reflectem a realidade de uma forma simplificada, (JØRGENSEN, 1994) e, que são muito úteis não só para compreender como funcionam os ecossistemas mas também para prever a sua evolução/alteração (CARAPETO, 1994).

Os primeiros modelos surgiram no início do séc. XX (anos 20), mas só por volta dos anos 70 é que começaram a ser largamente usados em ecologia (JØRGENSEN *et al.*, 1996). O primeiro modelo matemático para um ecossistema marinho foi elaborado por RILEY, em 1946, onde o fitoplâncton e o zooplâncton eram tratados conjuntamente como um todo, na componente plâncton (HOFFMANN, 1997). No entanto, a estrutura destes primeiros modelos era limitada pela falta de dados, o que impedia a resolução de modelos complexos (HOFFMANN, 1997).

Nos anos 70, com o aparecimento dos computadores registou-se um grande avanço na modelação, o que permitiu o aparecimento de modelos cada vez mais complexos (JØRGENSEN *et al.*, 1996). A evolução dos modelos deu-se no sentido de uma maior estruturação dos seus componentes, através da adição de estruturas de diferentes partes da população, comportamentos alimentares distintos e também as migrações (HOFFMANN, 1997). Houve

assim uma aproximação mais quantitativa do ecossistema, o que se revelou muito importante para o aumento da qualidade dos modelos ecológicos. Estes foram, assim, tendo cada vez mais uma base ecológica, com ênfase para o realismo e a simplicidade, tornando-se possível a sua validação (JØRGENSEN *et al.*, 1996).

No entanto, este desenvolvimento requer maiores conhecimentos da estrutura complexa do ecossistema em estudo, fazendo com que a modelação ainda hoje continue a ter como grande limitação a falta de conhecimentos relativos ao funcionamento de todos os processos físicos/químicos/biológicos que decorrem dentro do mesmo ecossistema (JØRGENSEN *et al.*, 1996; HOFFMANN, 1997).

Foram identificados três critérios através dos quais se pode proceder à avaliação dos modelos: ① realismo - o grau com que determinada estrutura do modelo imita o mundo real. Este realismo está subjacente na formulação das equações que estão correctas e não apenas no correcto resultado do modelo; ② precisão - a exactidão dos resultados obtidos pelo modelo. A precisão não é vista em termos estatísticos, mas sim na exactidão dos resultados do modelo quando se compara com o observado na realidade; ③ generalista - o número de sistemas e situações a que o modelo se aplica correctamente deve ser grande (HAEFNER, 1996).

Contudo, é impossível a qualquer modelo cumprir, em simultâneo, estes três pressupostos. Assim a escolha do modelo e o tipo de aproximação pretendida vão depender do objectivo final do estudo (MUIR, 1996).

A matemática é a linguagem utilizada na modelação devido à formalidade e síntese na descrição, possibilidade de manipulação e a descoberta de propriedades emergentes (GILMAN & HAILS, 1997).

Segundo JØRGENSEN (1994), a formulação dos modelos é composta por cinco componentes: variáveis de estado, funções de forçamento ou variáveis externas, equações matemáticas, parâmetros e constantes universais.

Um sistema é definido pelo valor instantâneo de todas as componentes físicas, químicas e biológicas (MORRIS, 1983). Estas componentes são denominadas variáveis de estado. Como na prática é impossível medir todas as variáveis de estado, para cada tipo de estudo seleccionam-se as variáveis que melhor descrevem o sistema de modo a concretizar os objectivos propostos (MORRIS, 1983). As funções de forçamento ou variáveis externas são funções, ou variáveis, de natureza externa que influenciam o estado do ecossistema, em que as equações matemáticas representam os processos biológicos, químicos e físicos, descrevendo as relações entre as variáveis externas e as variáveis de estado (JØRGENSEN, 1994). Os parâmetros são coeficientes na representação matemática dos processos referidos anteriormente, podendo ser considerados constantes para um ecossistema específico. No entanto, na literatura são dados muitas vezes como limites e constituem um dos elementos mais fracos da modelação (JØRGENSEN, 1994). As constantes são valores estabelecidos para determinado processo físico/químico/biológico.

A construção de um modelo é um processo interactivo que passa por várias etapas numa cadeia integrada onde se torna difícil estabelecer fronteiras exactas (SEPPÄEN, 1995). Na primeira fase da modelação é preciso estabelecer o objectivo do estudo, definir o que se pretende com o modelo, de modo a decidir quais as componentes funcionais e as relações relevantes (BEEDY, 1993). As fases de construção de um modelo encontram-se resumidas na Figura 1.4.

Para uma correcta elaboração de um modelo é ainda preciso cumprir uma série de pressupostos que incluem a verificação das fórmulas matemáticas, a calibração, a sensibilidade e a validação do modelo (JØRGENSEN, 1994; HAEFNER, 1996).

Diz-se que um modelo é sensível a um determinado parâmetro, se uma pequena alteração no valor desse parâmetro altera significativamente os resultados do mesmo, sendo este tipo de análise importante uma vez que identifica os parâmetros que necessitam de ser medidos com exactidão (HALL & DAY Jr., 1977).

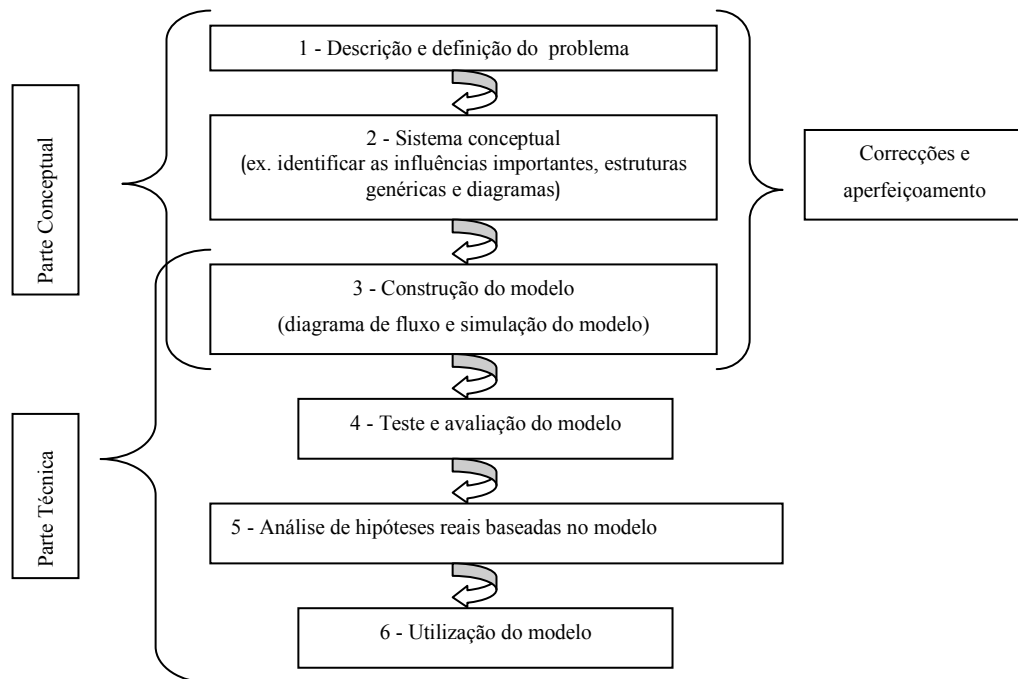


Figura 1.4 - Etapas de construção de um modelo (adaptado de SEPPÄEN, 1995).

Medições repetidas no tempo não são necessárias para a construção de modelos, mas são essenciais para a verificação e validação dos modelos aplicados (MORRIS, 1983). É necessário que, pelo menos uma vez, as variáveis de estado seleccionadas sejam medidas ou estimadas simultaneamente, de modo a servirem de condições iniciais para o modelo funcionar (MORRIS, 1983).

Em todos os modelos há a tendência para enfatizar os processos melhor compreendidos e negligenciar outros processos potencialmente tão importantes, mas mais difíceis de compreender (SILVERT, 1995). Devido a este facto, a grande maioria dos modelos desenvolvidos focam apenas alguns dos tipos de impacte verificado. As mudanças causadas

por acção bacteriana são as mais difíceis de entender, sendo por isso raramente modeladas explicitamente.

A modelação do impacte ambiental causado pelas pisciculturas pode ser aplicada na determinação de níveis aceitáveis do manancial, no efeito da mudança do alimento e das espécies cultivadas e, na determinação se as zonas costeiras são apropriadas à instalação deste tipo de cultura (WU *et al.*, 1999).

Modelar as interacções de uma piscicultura envolve diferentes processos que actuam em escalas espaciais e temporais diferentes e que se traduzem numa acção multidisciplinar. Para se poder efectuar um modelo deste tipo é necessário possuir, entre outros, conhecimentos da fisiologia dos organismos cultivados, do transporte físico dos efluentes/resíduos lançados no meio ambiente e dos sedimentos, das mudanças ecológicas e geoquímicas que ocorrem nos sedimentos e na coluna de água (SILVERT, 1995).

Quando se pretende efectuar um modelo aplicado a uma determinada zona de cultivo é necessário ou desejável saber: a) o que determina o estado trófico do ambiente; b) o que é que o peixe cultivado produz/consome em termos de resíduo/alimento; c) como é que o ambiente responde a essas descargas de resíduos (BEVERIDGE, 1984).

Os modelos utilizados em pisciculturas podem ser empíricos ou mecanísticos. Os modelos empíricos baseiam-se nas relações estatísticas, obtidas por observação, entre as variáveis, não necessitando obrigatoriamente da compreensão dos princípios básicos. Os modelos mecanísticos descrevem as relações causa-efeito, esperando que todas as variáveis tenham significado dentro do sistema natural, sendo este tipo de modelo vulgarmente utilizado nos modelos ecológicos complexos (GESAMP, 1996).

Os modelos mais utilizados, em piscicultura, têm sido modelos de diluição simples, apesar de serem pouco adequados para estimar a difusão dos resíduos desta actividade (SILVERT & SOWLES, 1996). A utilização deste tipo de modelos é justificada pelo facto desta

ser uma nova área de estudo e dos modelos precisarem de um incremento no seu desenvolvimento. A utilização de modelos mais complexos exige dados mais pormenorizados que, para a maioria das situações, ainda não se encontram disponíveis (SILVERT & SOWLES, 1996).

Actualmente já é possível encontrar diversos modelos aplicados à aquacultura, mas desenvolvidos em particular para águas temperadas (GESAMP, 1996). Os modelos desenvolvidos englobam a dispersão das partículas orgânicas e de produtos químicos, a carência bioquímica de oxigénio, a sedimentação das partículas, estimativa dos resíduos através de modelos bioenergéticos, ciclo do azoto e do fósforo, produção primária, impacte na fauna bentónica e no sedimento, entre outros (ACKEFORS & ENELL, 1990; SILVERT, 1992; AXLER *et al.*, 1993; HEVIA *et al.*, 1996; KELLY, 1995; SILVERT & SOWLES, 1996; GILLIBRAND & TURREL, 1997; CHAPELLE *et al.*, 2000; PASPATIS *et al.*, 2000).

## **1.6 - OBJECTIVOS DO TRABALHO**

Este trabalho teve como principal objectivo avaliar a influência de uma piscicultura de gaiolas flutuantes na qualidade da água da zona envolvente, através da sua monitorização físico-química e biológica, incluindo a zona costeira adjacente, e da modelação de alguns dos parâmetros de forma a prever a sua distribuição na área de estudo. Para tal foi determinado: temperatura; salinidade; pH; oxigénio dissolvido; carência bioquímica de oxigénio; sólidos em suspensão; nutrientes (amónia, nitritos, nitratos, silicatos e fosfatos); clorofila *a* e análise qualitativa do fitoplâncton. Para a modelação utilizou-se um modelo hidrodinâmico e um modelo de qualidade da água.

## 2 - MATERIAL & MÉTODOS

### 2.1 - LOCAL DE AMOSTRAGEM

A piscicultura estudada situa-se em Portugal e possui um sistema de gaiolas com diferentes profundidades de rede. Os três tipos de gaiolas são denominadas genericamente de grandes, médias e pequenas e possuem 22 m, 14 m e 9 m de profundidade, respectivamente.

Os locais de amostragem foram seleccionados de modo a serem o mais representativos da possível influência das gaiolas, tendo em atenção a direcção dominante das correntes (NE↗SO) na área da piscicultura. Assim, na zona da piscicultura seleccionaram-se cinco pontos de amostragem, que foram identificados por estação 1, estação 2, estação 3, estação 4 e estação 5. Para estabelecer uma situação de referência ou fronteira, para haver termos comparativos, escolheu-se uma estação num local fora da zona de influência das gaiolas, na zona marinha costeira adjacente, denominada de estação referência (Figura 2.1).

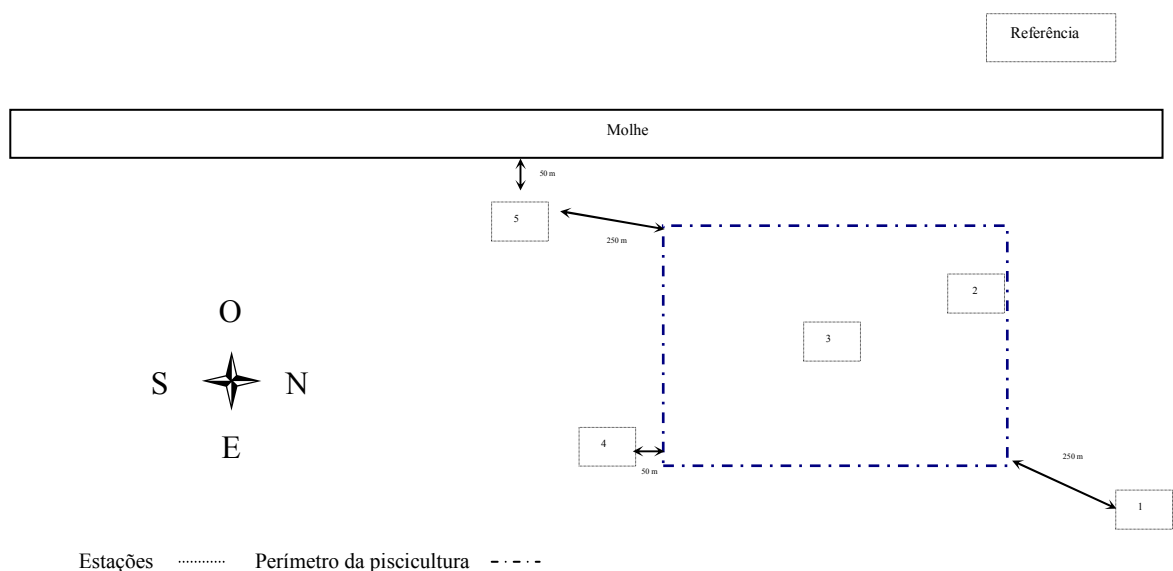


Figura 2.1 - Esquema da localização das estações de amostragem na piscicultura. A localização da estação referência não se encontra à escala, uma vez que esta se encontrava bastante mais distanciada da piscicultura.

A estação 1 foi seleccionada, por ser a que poderia sofrer menor influência da piscicultura, por ser a menos confinada e já relativamente afastada desta (250 m). A estação 2 por se encontrar localizada junto a uma gaiola "média". A estação 3 por ocupar uma posição central na piscicultura, junto a uma gaiola "pequena" e por sofrer teoricamente uma menor influência das correntes. A estação 4 por se localizar junto a uma gaiola "grande" e, a estação 5 por se localizar na área mais confinada da piscicultura, junto do molhe.

## **2.2 - AMOSTRAGEM**

Os estudos de impacte efectuados até à presente data em pisciculturas de gaiolas incidiram predominantemente sobre os sedimentos sob a piscicultura. Neste estudo não se efectuou o estudo do sedimento pois segundo Neves *et al.* (1999), o fundo é rochoso e sofre acção de correntes, não estando por isso sujeito a assoreamentos, o que, de facto, foi confirmado por informações dadas pelos mergulhadores da empresa que realizaram mergulhos com escafandro autónomo. Desta forma optou-se apenas pela caracterização da qualidade da água.

As amostragens foram efectuadas entre Maio e Outubro de 2000, quinzenalmente em Maio, Junho e Outubro e semanalmente em Julho, Agosto e Setembro, os meses potencialmente mais problemáticos devido às mais elevadas temperaturas, taxas metabólicas e de excreção.

As amostragens foram efectuadas todas as segundas-feiras correspondendo alternadamente a condições de maré morta e maré viva (quando se regista a menor e a maior amplitude de maré, respectivamente) e em Baixa-mar, que corresponde à pior situação de maré, por ocorrer o menor efeito de diluição.

Para avaliar o impacto da piscicultura sobre a qualidade da água, a nível espacial e temporal, foram monitorizadas nas seis estações, a superfície, o nível intermédio da coluna (metade da altura da coluna de água) e o fundo, por corresponderem às profundidades onde se esperará verificar maior impacto da piscicultura. A estes três níveis mediram-se *in situ* os parâmetros: temperatura, salinidade, pH e percentagem de saturação de oxigénio dissolvido e recolheram-se amostras de água em garrafa horizontal da Wildco (2 L de capacidade) para posterior análise de carência bioquímica de oxigénio (CBO<sub>5</sub>), sólidos em suspensão, amónia, nitritos, nitratos, fosfatos, silicatos, clorofila *a* e análise qualitativa de fitoplâncton. Destas seis estações amostradas apenas na estação 4 não se recolheu água ao nível intermédio da coluna de água, uma vez que esta se localizava junto a uma gaiola "grande" e a rede estendia-se quase até ao fundo da coluna de água.

Pretendeu-se ainda com este estudo avaliar a variação da qualidade da água em profundidade, seleccionando-se para tal as estações referência e 3 (por ser a mais central e potencialmente a que sofreria maior influência da piscicultura). Foram medidos *in situ*, de 2 em 2 metros ao longo da coluna de água, a temperatura, salinidade, pH e oxigénio dissolvido. Esta caracterização permitiu estabelecer a comparação dos dados obtidos entre estas duas estações.

De forma a avaliar também o efeito tidal sobre a qualidade da água, foram ainda efectuadas amostragens na estação 3, de 2 em 2 horas, durante dois ciclos de maré completos (12-13 horas), em maré viva e em maré morta. O ciclo em maré viva foi realizado a 14 de Agosto e o ciclo de maré morta a 5 de Setembro. Neste estudo foram também medidos *in situ* os parâmetros: temperatura, salinidade, pH e percentagem de saturação de oxigénio dissolvido e recolhidas amostras de água aos três níveis de amostragem já mencionados para determinar todos os parâmetros anteriormente referidos.

## 2.3 - PARÂMETROS DETERMINADOS *IN SITU*

Os parâmetros analisados *in situ* foram temperatura, salinidade, pH e percentagem de saturação de oxigénio dissolvido, medidos com uma sonda multiparamétrica, modelo YSI 600XL, previamente calibrada antes da sua utilização.

## 2.4 - ANÁLISE LABORATORIAL

### 2.4.1 - CARÊNCIA BIOQUÍMICA DE OXIGÉNIO (CBO<sub>5</sub>)

A determinação do CBO<sub>5</sub> é um teste empírico, indicador da presença de matéria orgânica na água. Este teste determina a quantidade de oxigénio consumido durante um período específico de incubação de 5 dias para a degradação bioquímica/oxidação da matéria orgânica a 20°C (APHA, 1992). Consiste, assim, na determinação da diferença entre a concentração de oxigénio dissolvido inicial e a concentração ao fim de 5 dias de incubação a 20 °C. O método utilizado para a determinação do oxigénio foi o Método de Winkler (1888) modificado por CARRIT & CARPENTER (1966).

$$\text{CBO}_5 = O_2 \text{ inicial} - O_2 \text{ final}$$

$$\text{Oxigénio Dissolvido (mg L}^{-1}\text{)} = \frac{(a - b) \times f \times 0,16 \times 10^3}{V - 2}$$

*a* - volume de tiosulfato utilizado na titulação da amostra (mL)

*b* - volume de tiosulfato utilizado na titulação do branco (mL)

*f* - factor *f* de padronização da solução de tiosulfato (*N* = 0.02)

*V* - volume do frasco de Winkler (mL)

0,16 - factor devido a 1 mL de tiosulfato 0.02 N corresponder a 0.16 mg de oxigénio

### 2.4.2 - SÓLIDOS EM SUSPENSÃO

Os sólidos em suspensão são definidos como matéria orgânica ou mineral com dimensões superiores a 0.45 µm (APHA, 1992). Podem ser constituídos por partículas de sedimento, partículas de matéria orgânica (restos da decomposição de plantas e animais, restos de comida e fezes), células de fitoplâncton e outros microrganismos (STIRCKNEY, 1979).

Para a determinação de sólidos em suspensão utilizou-se o método gravimétrico descrito por APHA (1992).

$$\text{Sólidos em Suspensão (mgL}^{-1}\text{)} = \frac{(B - A)}{V} \times 1000$$

A - Peso do filtro (g)

B - Peso do filtro + filtrado (g)

V - Volume da amostra filtrada (L)

### 2.4.3 - NUTRIENTES INORGÂNICOS

A água para a determinação dos nutrientes inorgânicos foi filtrada em filtros de acetato de celulose com 0.45 µm de porosidade, previamente lavados e pesados, que foram utilizados para a determinação do teor de sólidos em suspensão.

Como não se procedeu à análise imediata da água após a colheita, esta após filtrada foi congelada a -20 °C.

A determinação dos diversos nutrientes foi efectuada, por métodos espectrofotométricos em que amostras e solução padrão foram analisadas em triplicado. A

determinação da concentração foi baseada em rectas de calibração efectuadas com soluções padrão e de acordo com os métodos descritos por GRASSHOFF *et al.* (1983).

O volume das amostras e das soluções padrão foi de 5 mL adicionando-se o respectivo volume de reagente. O coeficiente de correlação ( $r$ ) obtido para as rectas de calibração foi sempre  $> 0.999$  e sempre que o desvio padrão em relação à média de absorvância das amostras foi superior a 5 % rejeitou-se o valor e a análise da amostra foi repetida.

#### 2.4.4 - CLOROFILA *a*

Como indicador de biomassa fitoplanctónica usou-se a concentração em clorofila *a*, com base no método de LORENZEN (1967), tendo a água sido filtrada em filtros Whatman GF/F.

$$\text{Teor de clorofila } a \text{ (}\mu\text{g L}^{-1}\text{)} = 26,7 \times (A_{665a} - A_{665d}) \times V \times L^{-1} \times p^{-1}$$

$A_{665a}$  - absorvância corrigida antes da acidificação  
 $A_{665d}$  - absorvância corrigida depois da acidificação  
 $V$  - volume da acetona (90%) (mL)  
 $L$  - volume da amostra (em L)  
 $p$  - espessura da célula do espectrofotómetro (cm)

#### 2.4.5 - FITOPLÂNCTON

O registo de alterações nas comunidades fitoplanctónicas na área da piscicultura é importante uma vez que pode ocorrer o aparecimento de espécies tóxicas, que inclusivamente podem afectar os peixes da piscicultura.

Para este estudo procedeu à análise qualitativa do fitoplâncton, sendo a identificação efectuada de acordo com o sistema taxonómico de CHRISTENSEN (1962, 1966). Esta análise apenas foi efectuada nas estações referência e 3.

## **2.5 - ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS**

### **2.5.1 - ANÁLISE GRUPAL (CLUSTER ANALYSIS)**

De modo a se poder analisar as relações existentes entre as seis estações com base no seu nível de similaridade, efectuou-se uma análise grupal (cluster analysis). Este procedimento tem como objectivo identificar grupos relativamente homogéneos de casos (ou variáveis) baseando-se em determinadas características. Para tal usou-se um algoritmo que se inicia considerando cada caso como um “cluster” separado e combinando todos os “clusters” até apenas restar um único.

Após a padronização dos dados efectuou-se a análise utilizando como medida de distância ou similaridade a Distância Euclédiana e o método de aglomeração UPGA (Unweighted Pair-Group Average).

Esta análise grupal permitiu-nos elaborar um dendrograma onde foi possível observar as relações de semelhança entre as estações amostradas.

O programa utilizado para a elaboração desta análise foi o Statistic for Windows.

### **2.5.2 - *T*-STUDENT**

De forma a verificar a existência de diferenças significativas entre as médias observadas para as variáveis determinadas para cada estação efectuou-se o teste *t*-student, com um nível de confiança de  $\alpha = 0,05$ .

O programa de computador utilizado para gerar este teste foi o Excel (Office 2000).

### **2.5.3 - CORRELAÇÃO**

Pretendeu-se verificar que parâmetros melhor se correlacionavam significativamente entre si e para tal efectuou-se um teste de correlação. Este teste mede a relação entre dois conjuntos de dados que são independentes da unidade de medição da variável. Este teste permite-nos verificar a forma como 2 variáveis estão relacionadas (correlação positiva – quando grande parte dos valores de uma variável estão associados a grande parte dos valores da outra variável; correlação negativa – quando apenas uma pequena parte dos valores de uma variável estão associados com uma grande parte dos valores de outra variável) ou se não estão relacionadas (correlação próximo de zero).

Utilizou-se o programa de computador Excel (Office 2000), que usa o coeficiente de correlação de Pearson.

### **2.5.4 - ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS**

De forma a verificar quais os factores que explicam a maior parte da variância dos resultados, efectuou-se uma análise de componentes principais (ACP).

Esta análise transforma um conjunto de dados correlacionados em um conjunto novo de dados não correlacionados, sendo por isso apenas útil quando os dados analisados estão de alguma forma correlacionados. A ACP vai encontrar componentes que estão próximo das variáveis originais, arranjando-as em ordem decrescente de importância, de modo a que as primeiras componente principais explicam o máximo possível da variância dos dados.

Este teste é uma técnica matemática que não requer a especificação de nenhum modelo estatístico para explicar o erro (CHATFIELD & COLLINS, 1980).

Para efectuar este teste utilizou-se o programa Minitab for Windows.

## 2.6 - ÍNDICE DE EUTROFIZAÇÃO

Neste estudo pretendeu-se caracterizar o estado trófico das estações amostradas. Para tal, efectuou-se o Índice de Eutrofização proposto por KARYDIS *et al.* (1983) para águas marinhas costeiras, que é dado pela expressão:

$$\text{Índice de eutrofização (I)} = \left( \frac{\log C}{C - \log X} \right) + \log A$$

C -  $\Sigma$  concentração total do nutriente  
X - concentração do nutriente em determinada estação  
A - número de estações

De acordo com os índices (I) encontrados as águas marinhas são classificadas da seguinte forma:

I > 5 águas eutróficas;  
3 < I < 5 águas mesotróficas  
I < 3 água oligotróficas.

## 2.7 - MODELAÇÃO DO SISTEMA

Para a compreensão dos mecanismos associados aos fenómenos físicos, químicos e biológicos, assim como à dispersão dos resíduos metabólicos e particulados gerados pela piscicultura recorreu-se à utilização de modelos que simulam o comportamento hidrodinâmico e biogeoquímico do local.

A modelação do local das gaiolas foi efectuado utilizando-se o modelo *Mohid*. Este modelo tem sido utilizado em zonas com características muito diferentes como sejam o caso do oceano profundo (casos do Atlântico Nordeste), do mar Mediterrâneo, zonas fluviais e

estuarinas, zonas costeiras, lagoas e albufeiras. Uma descrição mais pormenorizada do modelo encontra-se no Anexo I.

O modelo *Mohid* possui incorporado vários módulos que podem ou não ser utilizados em simultâneo e que permitem simular, por exemplo, hidrodinâmica, interações ecológicas e qualidade da água.

Este modelo permite a utilização simultânea de malhas e de batimetrias diferentes aplicados a cada área específica de modo a aumentar a sua sensibilidade. Neste estudo a zona costeira, modelo geral, e a zona da piscicultura, sub-modelo, foram simuladas com malhas e com batimetrias diferentes. Assim para o modelo geral utilizou-se um malha de 2 km, enquanto que na área da piscicultura a malha foi de 20 m.

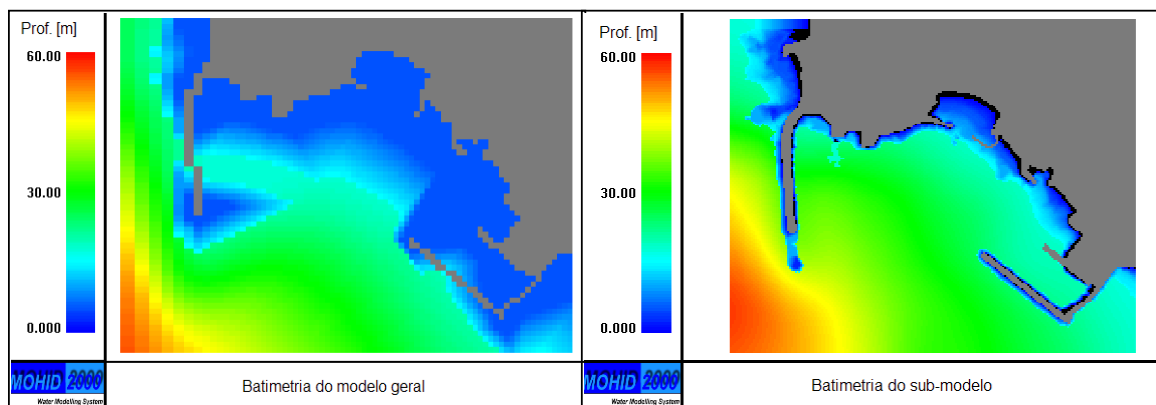


Figura 2.2 - Batimetria utilizada durante a simulação com o modelo *Mohid* na zona da costa e na zona da piscicultura.

Neste estudo utilizou-se o módulo hidrodinâmico de modo a avaliar-se o sistema de correntes e o factor dispersão no local da piscicultura e ao longo da costa. O módulo lagrangeano ou de dispersão de partículas usou valores padrão para as concentrações iniciais dos traçadores na simulação da concentração dos nutrientes e todas as interações associadas para a zona costeira adjacente. Para o sub-modelo a simulação efectuada utilizou como valores iniciais para os traçadores dados reais obtidos na amostragem de 14 de Agosto.

Esta simulação foi efectuada com valores referentes ao mês de Agosto, uma vez que nesta altura do ano se registam as temperaturas mais elevadas, logo maiores taxas de consumo de alimento, de respiração e excreção e um conseqüente aumento dos valores nos parâmetros analisados. Este dia corresponde ao ciclo de maré viva estudado, e este é o tipo de maré que proporciona maiores trocas com a área costeira adjacente, tornando assim possível verificar qual o impacte causado não só na área envolvente da piscicultura mas também na zona costeira adjacente.

### **3 - RESULTADOS**

De forma a avaliar a influência da piscicultura na qualidade da água da zona envolvente, os resultados são apresentados em 4 sub-capítulos referentes a 4 tipos de abordagem diferentes. No sub-capítulo 3.1 descreve-se a variação espacial e temporal de todos os parâmetros analisados nas 6 estações. No sub-capítulo 3.2 é feita a caracterização da variação dos parâmetros determinados *in situ* em profundidade nas estações referência e 3. No sub-capítulo 3.3 caracteriza-se a influência tidal na variação da qualidade da água para a estação 3, ao longo de dois ciclos de maré completos (maré viva e maré morta). Por fim no sub-capítulo 3.4 apresenta-se os dados referentes à modelação efectuada para a zona da piscicultura através do programa *Mohid*.

#### **3.1 - CARACTERIZAÇÃO DA VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA QUALIDADE DA ÁGUA NAS ESTAÇÕES AMOSTRADAS**

Em cada uma das 6 estações efectuou-se a análise de vários parâmetros, aos níveis amostrados que permitiram caracterizar a qualidade da água na zona de influência da piscicultura comparativamente com a estação referência. Os dados referentes à média e amplitude de variação registadas para os parâmetros analisados em todas as estações encontram-se no Quadro 3.I.

Quadro 3.1-Valores dos parâmetros analisados para todos as estações ao longo do período de amostragem.

	Referência	Estação 1	Estação 2	Estação 3	Estação 4	Estação 5
	Média (Amplitude)	Média (Amplitude)	Média (Amplitude)	Média (Amplitude)	Média (Amplitude)	Média (Amplitude)
<b>Temperatura (°C)</b>	16.72 (14.65-19.30)	16.72 (14.37-19.22)	16.73 (14.31-19.51)	16.68 (14.35-20.02)	16.94 (14.32-19.56)	16.97 (14.36-19.92)
<b>Salinidade (S)</b>	36.3 (35.7-37.0)	36.2 (35.7-37.1)	36.2 (35.7-37.1)	36.3 (35.7-37.1)	36.2 (35.7-37.1)	36.2 (35.6-37.1)
<b>pH</b>	8.16 (7.91-8.26)	8.17 (7.87-8.33)	8.18 (8.08-8.27)	8.12 (7.54-8.28)	8.18 (8.00-8.28)	8.18 (8.00-8.31)
<b>O<sub>2</sub> (%)</b>	102 (79-148)	101 (76-127)	99 (79-122)	97 (70-117)	101 (80-119)	101 (82-119)
<b>Sólidos (mgL<sup>-1</sup>)</b>	7.3 (0.3-26.2)	13.1 (0.7-53.6)	10.2 (0.4-63.8)	11.3 (0.5-52.6)	23.4 (0.3-92.5)	11.9 (0.4-89.4)
<b>Clorofila (µgL<sup>-1</sup>)</b>	0.86 (<0.01-5.12)	0.86 (<0.01-5.56)	0.77 (<0.01-4.01)	0.66 (<0.01-2.23)	0.65 (<0.01-1.56)	0.85 (<0.01-4.23)
<b>CBO<sub>5</sub> (mgL<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>)</b>	1.08 (0.01-93.85)	1.18 (0.03-3.20)	1.17 (0.19-4.19)	1.14 (0.11-4.65)	1.14 (0.06-3.02)	1.22 (0.04-5.97)
<b>Amônia (µM)</b>	0.39 (<0.01-1.56)	0.54 (<0.01-2.73)	0.62 (<0.01-3.20)	0.95 (<0.01-5.2)	0.60 (<0.01-2.22)	0.60 (<0.01-2.33)
<b>Nitritos (µM)</b>	0.09 (<0.01-0.40)	0.10 (<0.01-0.37)	0.10 (<0.01-0.35)	0.09 (<0.01-0.36)	0.12 (<0.01-0.46)	0.07 (<0.01-0.32)
<b>Nitratos (µM)</b>	2.06 (<0.01-7.29)	1.88 (<0.01-7.20)	2.22 (<0.01-7.98)	2.47 (<0.01-8.42)	2.66 (<0.01-8.16)	2.14 (<0.01-7.48)
<b>Razão NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/AIT (%)</b>	26.3	28.3	29.3	35.6	25.4	28.7
<b>Fosfatos (µM)</b>	0.22 (0.02-0.91)	0.20 (<0.01-1.19)	0.28 (<0.01-1.14)	0.29 (0.01-1.26)	0.23 (<0.01-1.11)	0.24 (<0.01-1.06)
<b>Razão N : P</b>	15.7	24.3	21.4	23.7	16.2	15.9
<b>Silicatos (µM)</b>	1.23 (<0.01-5.53)	1.27 (<0.01-3.78)	1.43 (<0.01-3.89)	1.36 (<0.01-3.72)	1.53 (<0.01-5.59)	1.35 (<0.01-6.00)
<b>Razão N : Si</b>	4.4	3.8	2.5	3.7	4.2	3.5

De modo a analisar globalmente os resultados obtidos em todas as estações e verificar o comportamento de maior ou menor semelhança entre as várias estações efectuou-se uma análise grupal das estações (“cluster analysis”), cujos resultados estão expressos no dendograma da Figura 3.1. Através da análise do dendograma pode observar-se a formação de 4 grupos, sendo as estações 1 e 5 as mais semelhantes entre si e as mais diferentes a 4 e, a 3 em particular. As estações 1, 5 e 2 são relativamente semelhantes entre si, formando um outro grupo relativamente semelhante à estação referência.

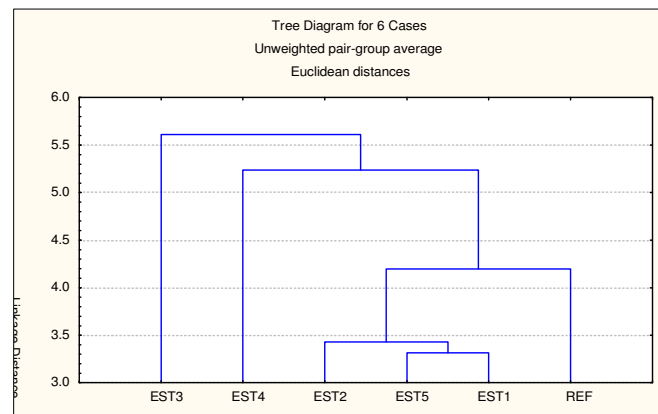


Figura 3.1 - Dendrograma da associação das 6 estações amostradas neste estudo.

Assim de forma a caracterizar as estações mais representativas da área de estudo foram seleccionadas, para além da estação de referência, uma estação de cada um dos grupos formados na área da piscicultura. Foi escolhida dentro do grupo das estações mais semelhantes, a estação 5, por ser a mais confinada, e a 4 e a 3, por terem revelado um comportamento mais distinto, sofrendo maior impacte da piscicultura. A estação 4 por se localizar na área adjacente a uma gaiola grande e a estação 3 por se localizar na parte mais central da piscicultura, junto a uma gaiola pequena.

Para os vários parâmetros analisados passa-se seguidamente à sua análise para o conjunto destas quatro estações referidas.

### 3.1.1 - TEMPERATURA

A temperatura na área de estudo variou entre  $\approx 14-20$  °C e as médias determinadas para as 4 estações amostradas foram relativamente semelhante, variando entre 16.72 e 16.97 °C (Quadro 3.I). No entanto, a estação 5 por se localizar numa zona mais confinada/protegida, foi a única que registou valores significativamente superiores aos da estação referência ( $p < 0.05$ ).

Todas as estações apresentaram uma diminuição da temperatura em profundidade (Figura 3.2), sendo a estação referência a que apresentou menor variação ao longo da coluna de água e a estação 5 a que apresentou maior diferença entre a superfície e o nível intermédio.

Todas as estações registaram os valores máximos à superfície, nos finais de Julho e meados de Agosto e os mínimos em Outubro. No fundo, os valores máximos encontram-se desfasados relativamente aos da superfície em cerca de um mês, sendo estes observados no final de Setembro.

Parte da variação oscilatória observada entre amostragens deverá ficar a dever-se não só às diferentes horas a que a situação de Baixa-Mar foi amostrada, que ocorreu no período da tarde e no da manhã mas também ao tipo de maré, que alternou entre maré viva (máximo de amplitude de maré) e maré morta (mínimo de amplitude de maré).

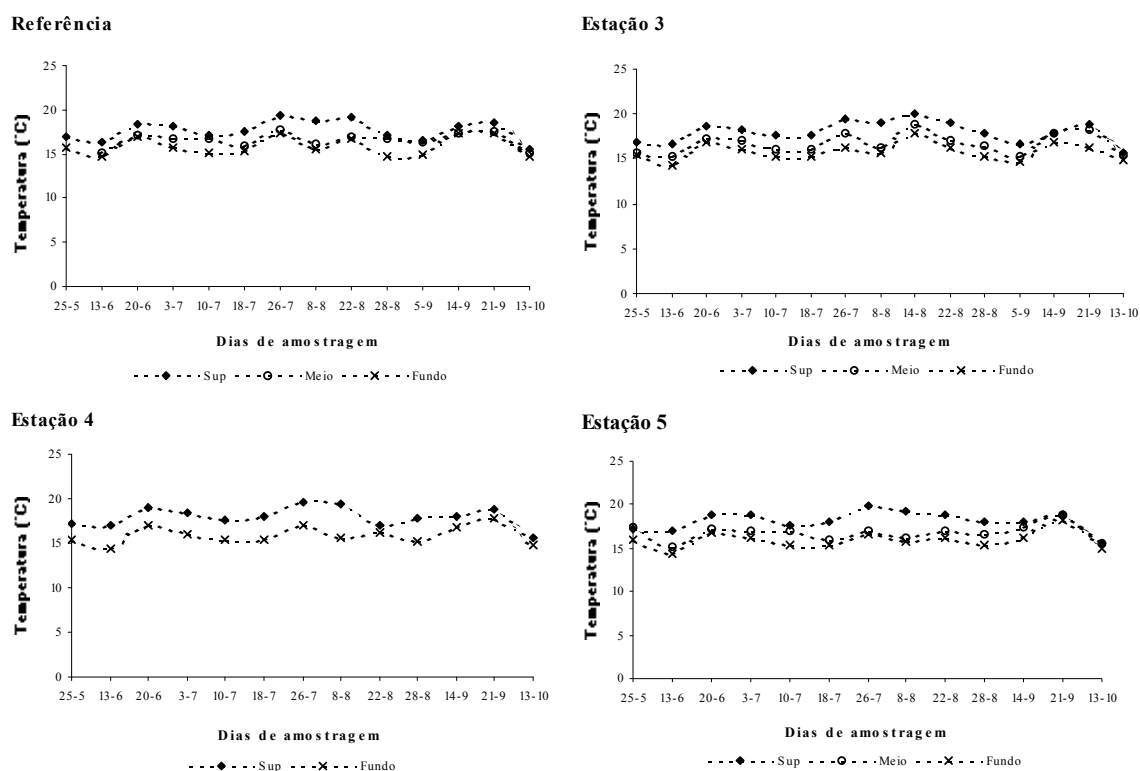


Figura 3.2 - Variação da temperatura ao longo do período de amostragem.

### 3.1.2 - SALINIDADE

Todas as estações registaram, ao longo do período de amostragem, uma amplitude de variação de salinidade pequena (35.7-37.1 S; Quadro 3.I) e valores semelhantes entre si, o que fez com que não se registassem diferenças significativas entre as médias das quatro estações ( $p > 0.05$ ). Os valores médios de salinidade para as 4 estações variaram entre 36.2 e 36.3 S (Quadro 3.I).

Ao longo da coluna de água, todas as estações apresentaram também uma pequena variação ao longo da coluna de água ( $< 0.5$  S), tendo as estações referência e 4 apresentado uma menor variação do que as estações 3 e 5 (Figura 3.3).

Todas as estações, para todas as profundidades, registaram à superfície o valor máximo de salinidade em Julho, e os mínimos em Maio e Setembro.

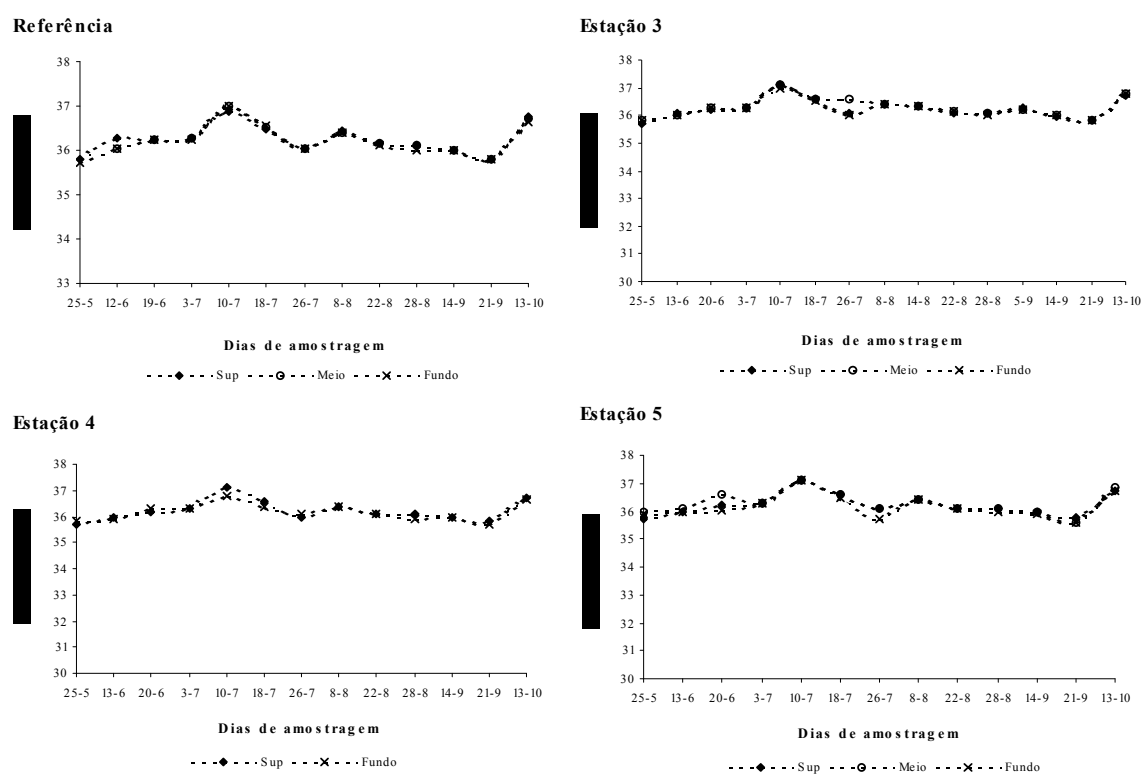


Figura 3.3 - Variação da salinidade ao longo do período de amostragem.

### 3.1.3 - pH

Para todas as estações, os valores de pH mantiveram-se relativamente constantes e muito próximos de 8, à excepção da estação 3. Os valores médios de pH, que variaram entre 8.12-8.18 (Quadro 3.I), aumentaram ligeiramente da estação referência para as estações localizadas na piscicultura, à excepção da estação 3 (8.12; Quadro 3.I). Contudo, não se registaram diferenças significativas entre qualquer uma das estações da piscicultura e a referência ( $p > 0.05$ ).

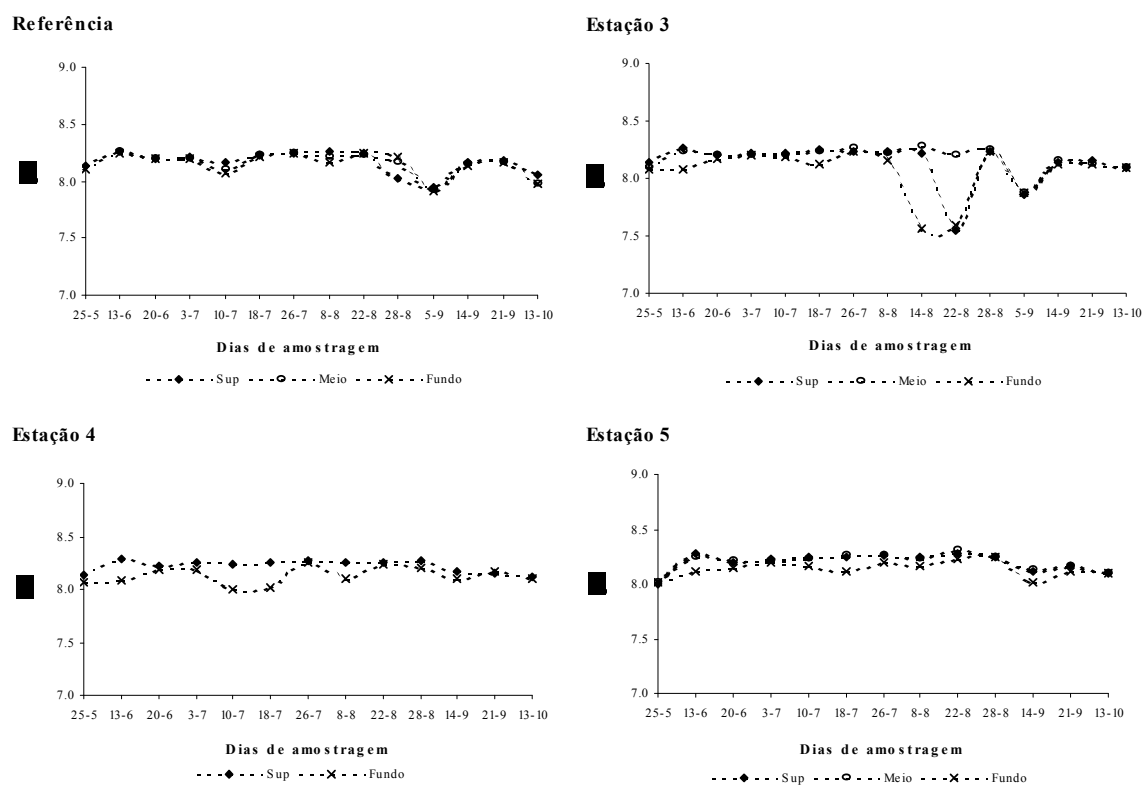


Figura 3.4 - Variação do pH ao longo do período de amostragem.

De uma forma geral, todas as estações no interior da piscicultura apresentaram maior variação em profundidade do que a estação referência, onde os valores foram bastante homogêneos (Figura 3.4). A estação 3 foi a que apresentou o maior gradiente vertical (0.71), registado em Agosto. Na estação 4, junto da gaiola grande, a variação em profundidade foi

menos acentuada do que na 3, mas mais evidente no mês de Julho. Temporalmente os valores extremos foram observados no período de Julho e Agosto, normalmente mínimos no fundo e máximos à superfície ou ao nível intermédio.

### **3.1.4 - PERCENTAGEM DE OXIGÉNIO DISSOLVIDO**

A percentagem média de oxigénio dissolvido nas 4 estações variou entre 97-102% (Quadro 3.I), observando-se uma diminuição dos valores médios da estação referência para as estações na área da piscicultura. Esta diminuição foi mais evidente na estação 3, a única onde se registaram valores significativamente inferiores aos da estação referência ( $p < 0.05$ ). No entanto, é importante salientar que qualquer um destes valores médios determinados nas 4 estações esteve muito próximo da saturação (100%).

A estação referência foi, contudo, ao longo do período de amostragem a estação que apresentou um comportamento mais variável, apesar de registar uma menor amplitude de valores entre os níveis amostrados (Figura 3.5).

De uma forma geral, as estações amostradas registaram, valores máximos no final de Julho, à superfície e nível intermédio (120-148%), e valores mínimos no final de Agosto (70-82%), no fundo.

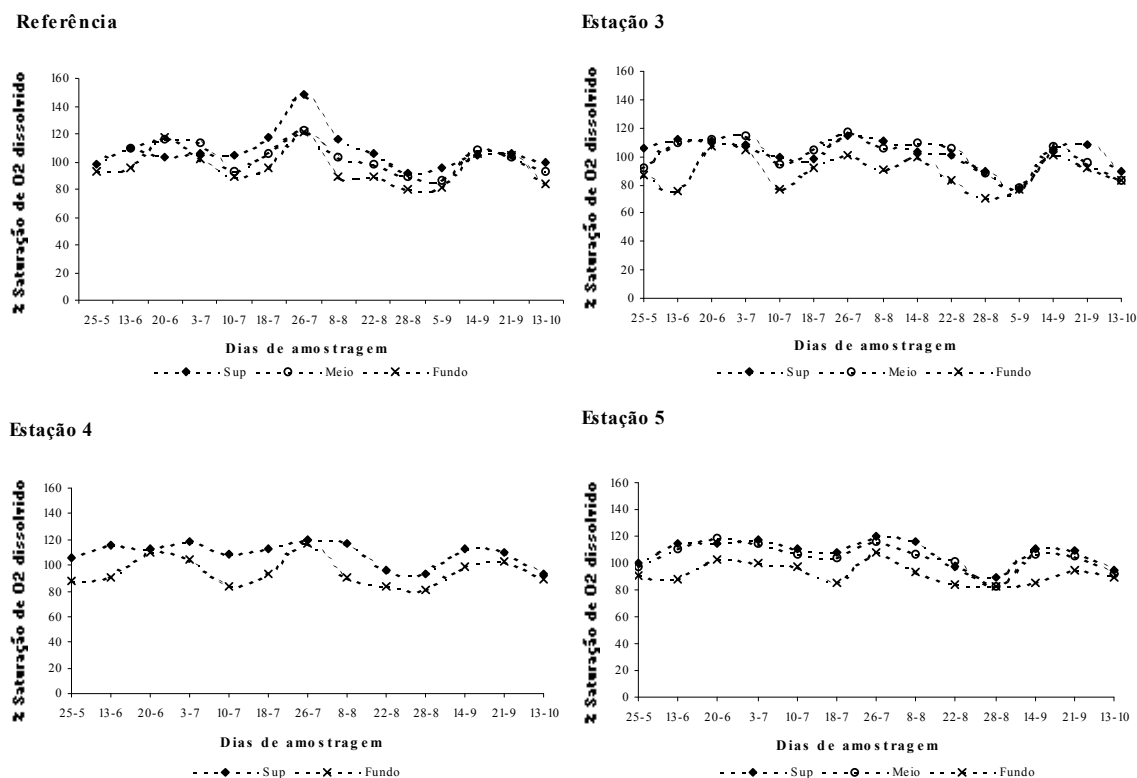


Figura 3.5 - Variação da percentagem de saturação de oxigénio dissolvido ao longo do período de amostragem.

### 3.1.5 - SÓLIDOS EM SUSPENSÃO

Relativamente aos sólidos em suspensão, cujas médias das 4 estações variaram entre 7.3 e 23.4 mg L<sup>-1</sup> (Quadro 3.I), observou-se um aumento da concentração média da estação referência para as estações na área da piscicultura. Este aumento foi mais acentuado nas estações 3 e 4, que registaram valores significativamente superiores aos da estação referência ( $p < 0.05$ ).

A estação referência apresentou as concentrações mais baixas ( $< 30$  mg L<sup>-1</sup>) e uma maior homogeneidade de valores ao longo da coluna de água, registando-se os valores máximos à superfície (Figura 3.6). Nas estações no interior da piscicultura, a concentração de sólidos em suspensão foi mais variável e com valores mais elevados no fundo ( $\approx 90$  mg L<sup>-1</sup>).

A estação que obteve as concentrações mais elevadas foi a 4, situada junto a uma gaiola grande.

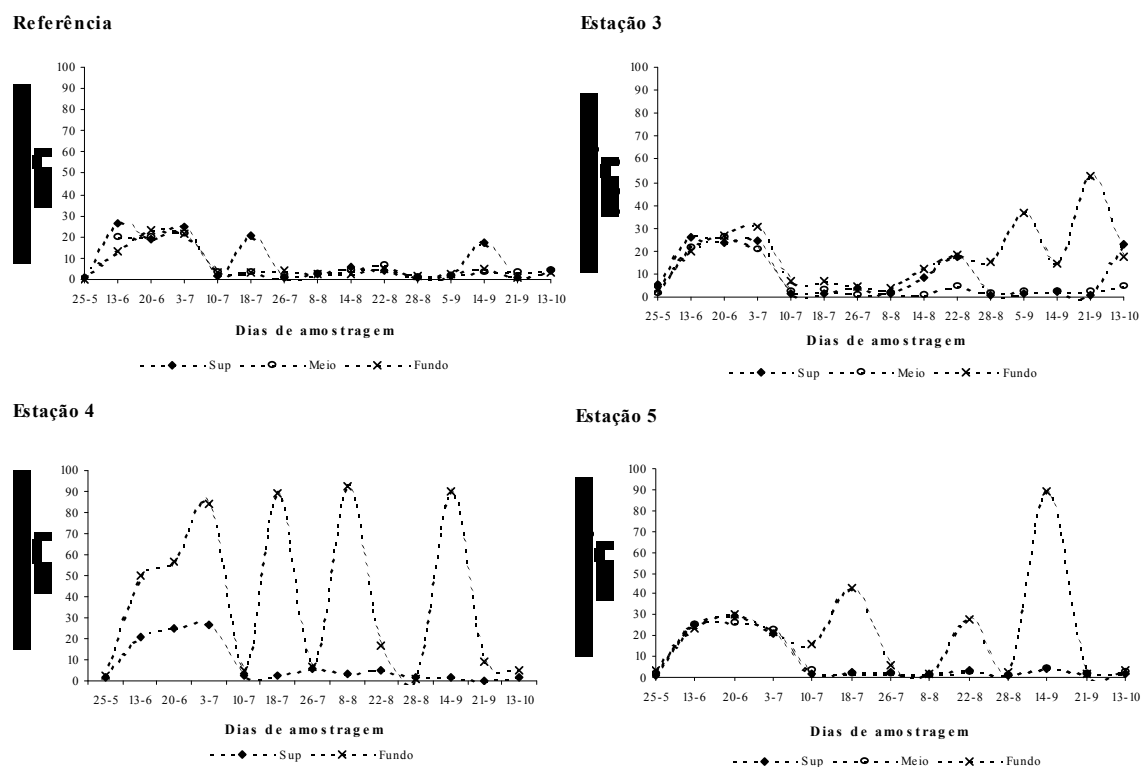


Figura 3.6 - Variação dos sólidos em suspensão ao longo do período de amostragem.

Todas as estações, à exceção da 4, apresentam dois períodos de concentração máxima, um no período de Junho a Julho e um outro em Setembro. Na estação 4, o comportamento foi mais oscilatório ao longo do período de amostragem. Relativamente aos valores mínimos, durante várias amostragens, em todas as estações, a concentração de sólidos em suspensão foi muito baixa ( $< 1 \text{ mg L}^{-1}$ ).

### 3.1.6 - CLOROFILA *a*

Para o parâmetro clorofila *a*, verificou-se que os valores médios de concentração foram normalmente baixos para as 4 estações, variando entre  $0.65$  e  $0.86 \mu\text{g L}^{-1}$  (Quadro 3.I).

Verificou-se uma diminuição dos valores médios da estação referência para as estações localizadas na área da piscicultura. A estação referência registou os valores máximos absolutos a todas as profundidades ( $\approx 3-5 \mu\text{g L}^{-1}$ ), contudo não se registaram diferenças significativas ( $p>0.05$ ) entre esta estação e as situadas na área da piscicultura.

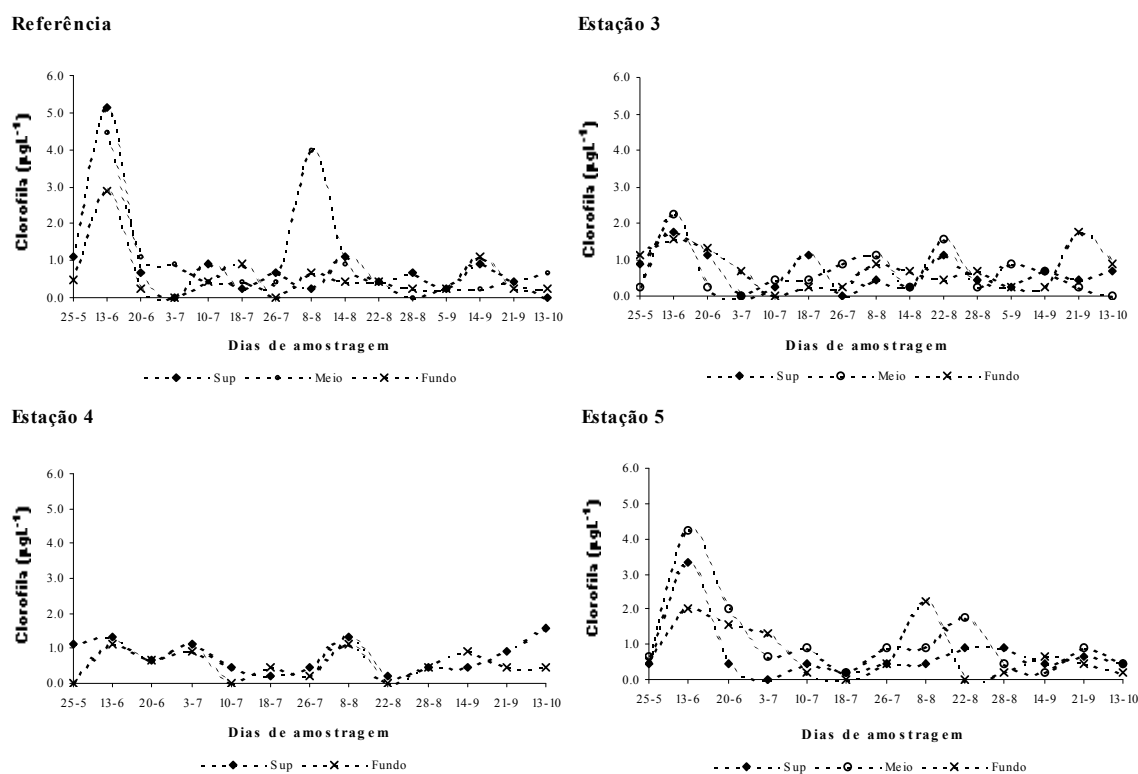


Figura 3.7 - Variação da clorofila *a* ao longo do período de amostragem.

Na área da piscicultura, ao longo do período de amostragem, a estação 4 foi a que apresentou as concentrações mais baixas e um comportamento mais homogêneo quer entre amostragens quer em profundidade, seguindo-se a estação 3 e por fim a 5, onde se registaram os maiores valores e a maior amplitude de variação (Figura 3.7).

De uma maneira geral, todas as estações apresentaram máximos à superfície e nível intermédio ( $\approx 1-5 \mu\text{g L}^{-1}$ ) em meados de Junho e Agosto. Quanto aos mínimos, todas as estações registaram, ao longo de todo o período de amostragens, vários valores inferiores ao limite de deteção ( $< 0.01 \mu\text{g L}^{-1}$ ).

### 3.1.7 - CBO<sub>5</sub>

Os valores médios de CBO<sub>5</sub> que variaram nas 4 estações entre 1.08 e 1.22 mg L<sup>-1</sup> (Quadro 3.I) podem considerar-se baixos, apesar de aumentaram da estação referência para as estações na área da piscicultura. O valor médio mais elevado e o máximo absoluto ( $\approx 6$  mg L<sup>-1</sup>; Quadro 3.I) foram registados na estação 5, a mais confinada, contudo não se registaram diferenças significativas em relação à estação de referência ( $p > 0.05$ ). A estação 5 foi também a que apresentou uma maior variação entre os níveis amostrados, tendo as estações 3 e 4 um comportamento mais homogêneo ao longo da coluna de água.

Todas as estações apresentam máximos de CBO<sub>5</sub>, no período de Junho - Julho, à superfície ou no fundo, à excepção da estação 5 que registou o máximo em Agosto.

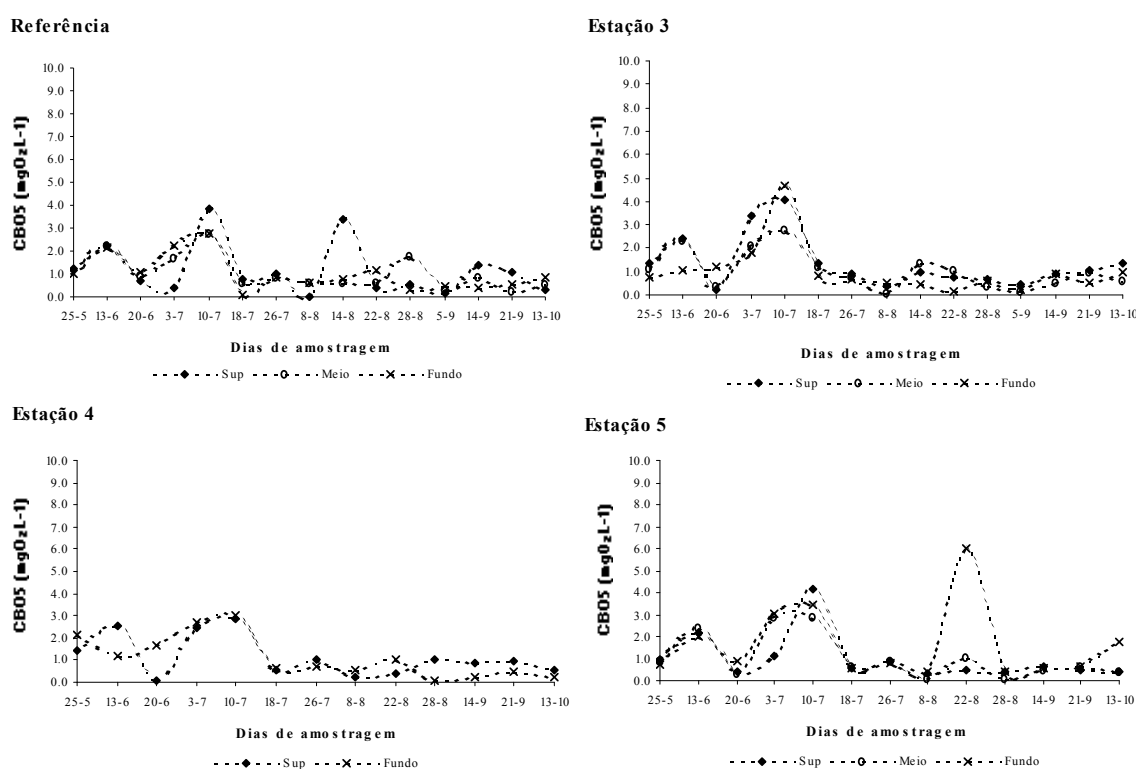


Figura 3.8 - Variação da carência bioquímica de oxigénio ao longo do período de amostragem.

### 3.1.8 - NUTRIENTES

#### 3.1.8.1 - AMÓNIA

Relativamente à amónia, os valores médios nas 4 estações foram baixos, variando entre 0.39 e 0.95  $\mu\text{M}$  (Quadro 3.I), contudo verificou-se um aumento significativo de todas as estações na área da piscicultura, em relação à estação referência ( $p < 0.05$ ). Os valores mais elevados foram observados na estação 3 ( $\approx 5 \mu\text{M}$ ) (Figura 3.9).

Verificou-se que a estação referência apresentou uma pequena variação quer temporal quer ao longo da coluna de água, opostamente ao observado para a estação 3.

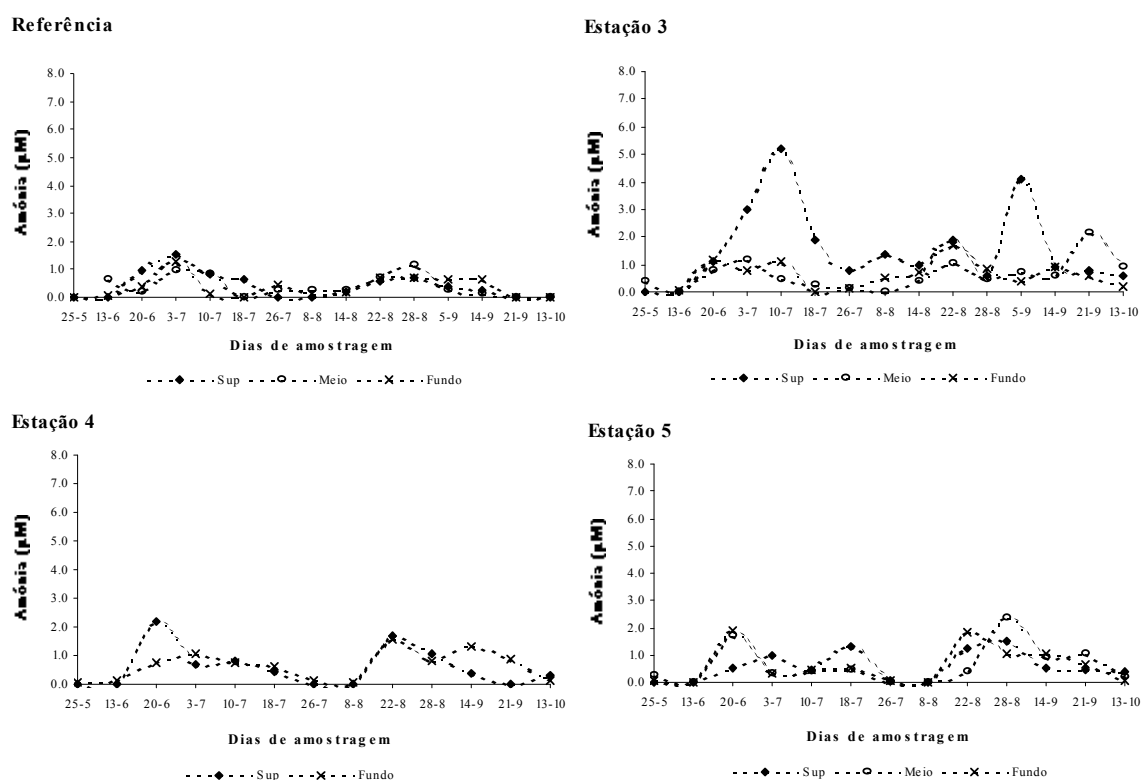


Figura 3.9 - Variação da amónia ao longo do período de amostragem.

De uma forma geral, observaram os valores máximos à superfície, à excepção da estação 5, que apresentou os valores mais elevados no fundo e ao nível intermédio. Para todas as estações, os períodos em que se registaram as concentrações máximas corresponderam ao início de Julho e final de Agosto/início de Setembro enquanto as

concentrações mais baixas ( $<0.01 \mu\text{M}$ ) foram também observadas durante o período entre Julho e Agosto.

### 3.1.8.2 - NITRITOS

As concentrações médias de nitritos foram baixas para as 4 estações, uma vez que todas elas foram  $< 0.10 \mu\text{M}$  (Quadro 3.I), apesar da estação 4 ter registado valores significativamente superiores aos da estação referência ( $p<0.05$ ).

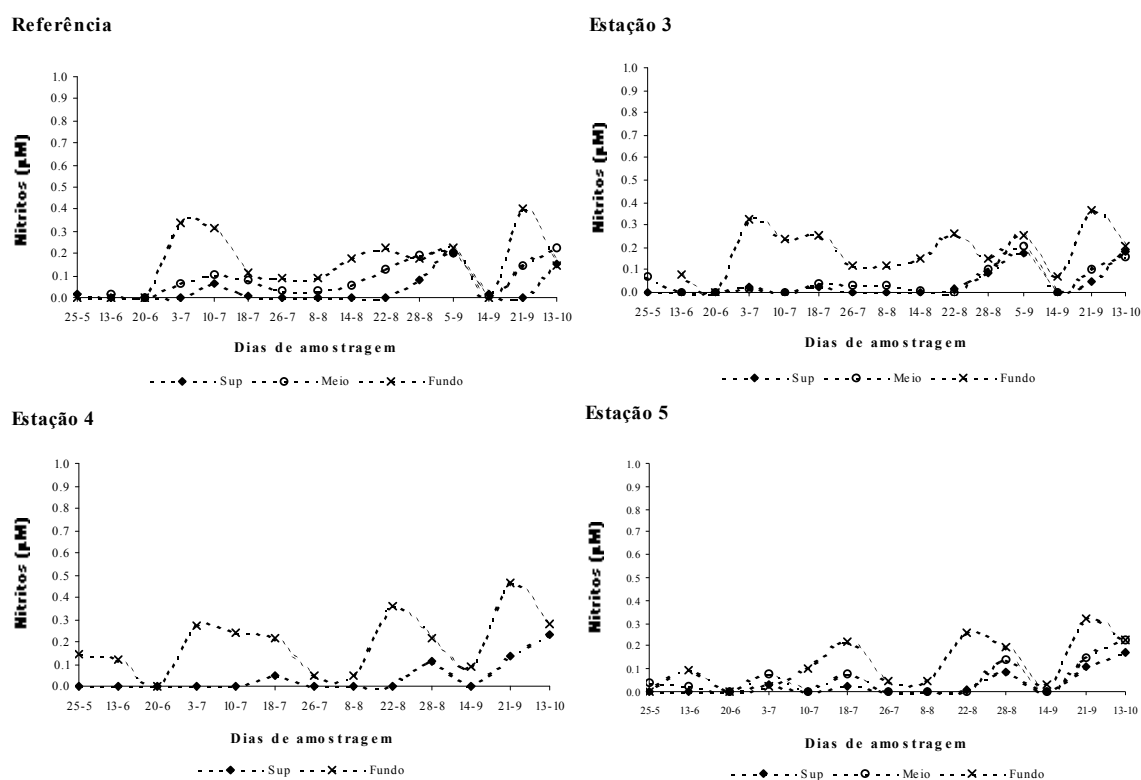


Figura 3.10 - Variação de nitritos ao longo do período de amostragem.

Em todas as estações foi possível observar concentrações mais elevadas de nitritos no fundo (Fig 3.10). A estação 5 foi a que apresentou normalmente as concentrações mais baixas e uma maior homogeneidade de concentrações ao longo da coluna de água.

Para todas as estações pode observar-se 3 períodos de concentração mais elevada - Julho, final de Agosto/início de Setembro e particularmente no final Setembro/Outubro,

quando se registaram os valores máximos absolutos ( $0.3\text{-}0.5\ \mu\text{M}$ ). Quanto aos valores mínimos ( $< 0.01\ \mu\text{M}$ ), estes foram observados em muitas das amostragens.

### 3.1.8.3 - NITRATOS

As concentrações médias dos nitratos que variaram, nas estações da área da piscicultura, entre  $1.88$  e  $2.66\ \mu\text{M}$  (Quadro 3.I) podem considerar-se relativamente baixas, observando-se, contudo, um aumento das concentrações da estação referência para as estações na zona da piscicultura. A estação 3 e particularmente a 4 apresentaram valores significativamente superiores aos da estação referência ( $p < 0.05$ ).

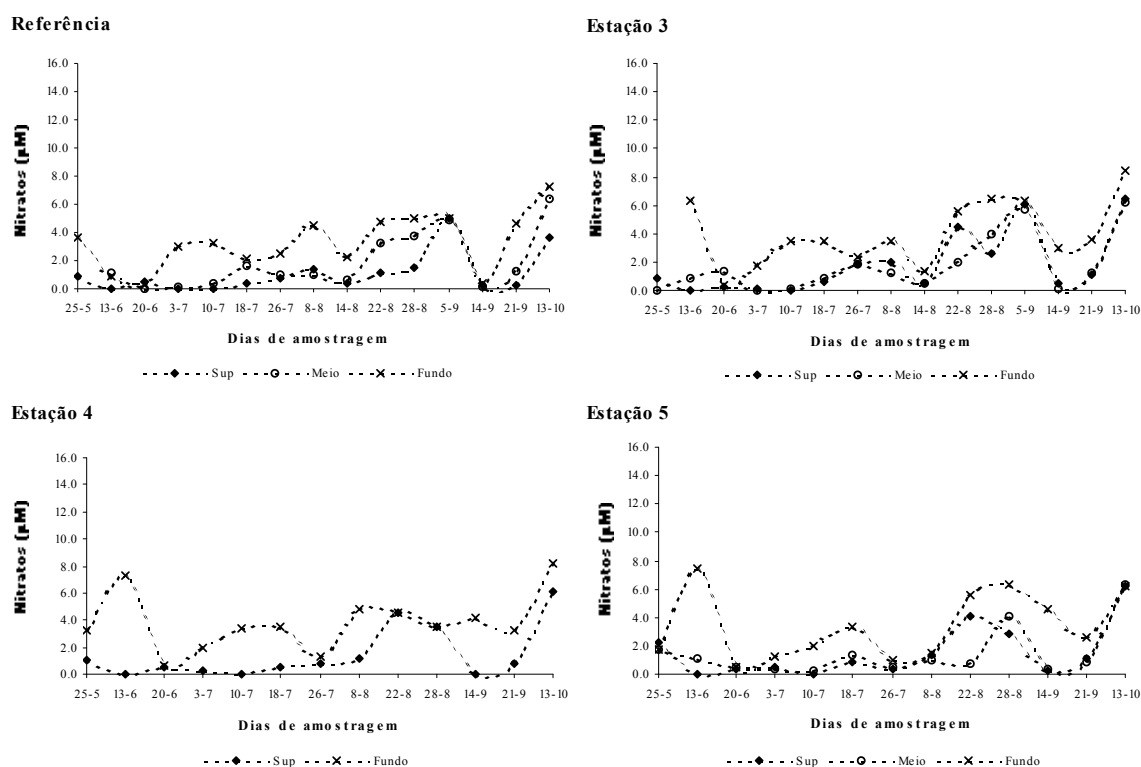


Figura 3.11 - Variação de nitratos ao longo do período de amostragem.

Verificou-se que, em todas as estações, a concentração de nitratos aumentou em profundidade, tendo sido o padrão de variação temporal e ao longo da coluna de água semelhante nas 4 estações. Os valores máximos ( $\approx 7\text{-}8\ \mu\text{M}$ ) registaram-se, de um modo geral,

---

em meados de Outubro, desfasados em cerca de um mês relativamente aos máximos dos nitritos. Quanto aos valores mínimos ( $< 0.01 \mu\text{M}$ ), estes foram observados em muitas das amostragens.

#### **3.1.8.4 - RAZÃO $\text{NH}_4^+$ /AIT (RAZÃO AMÓNIA/AZOTO INORGÂNICO TOTAL)**

Relativamente aos valores médios da razão  $\text{NH}_4^+$ /AIT ( $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ ), estes variaram nas 4 estações entre 26 e 36% (Quadro 3.I) e podem considerar-se baixos, revelando que a amónia não é o principal composto de azoto inorgânico presente na água. Registou-se um aumento dos valores da estação referência para a zona da piscicultura e, que de uma forma geral os valores mais elevados foram observados à superfície, para todas as estações.

Ao longo do período de amostragem a estação 3 foi a que apresentou valores da razão  $\text{NH}_4^+$ /AIT mais elevados, tendo a estação 4 registado um valor médio (25%) ligeiramente inferior àquele encontrado na estação referência (26%). Para todas as estações os valores máximos observaram-se no período Junho/Julho e em Setembro.

#### **3.1.8.5 - FOSFATOS**

As concentrações médias de fosfatos determinadas nas estações da zona da piscicultura foram baixas uma vez que variaram entre  $0.22$  e  $0.29 \mu\text{M}$  (Quadro 3.I), aumentando, no entanto, da estação referência para as estações na área da piscicultura. As estações 3 e 4 registaram valores significativamente superiores aos da referência ( $p < 0.05$ ).

Ao longo do período de amostragem verificou-se que a estação referência para além dos valores mais baixos apresentou também um comportamento menos variável ao longo da coluna de água, tendo-se encontrado as maiores diferenças ao longo da coluna de água nas estações 3 e 4 (Figura 3.12). Para todas as estações, os valores máximos de fosfatos ( $\approx 1 \mu\text{M}$ ) foram observados no fundo, em Maio e/ou no período de Setembro/Outubro. Quanto aos

valores mínimos ( $< 0.01 \mu\text{M}$ ), tal como para os compostos de azoto, estes foram observados em muitas das amostragens.

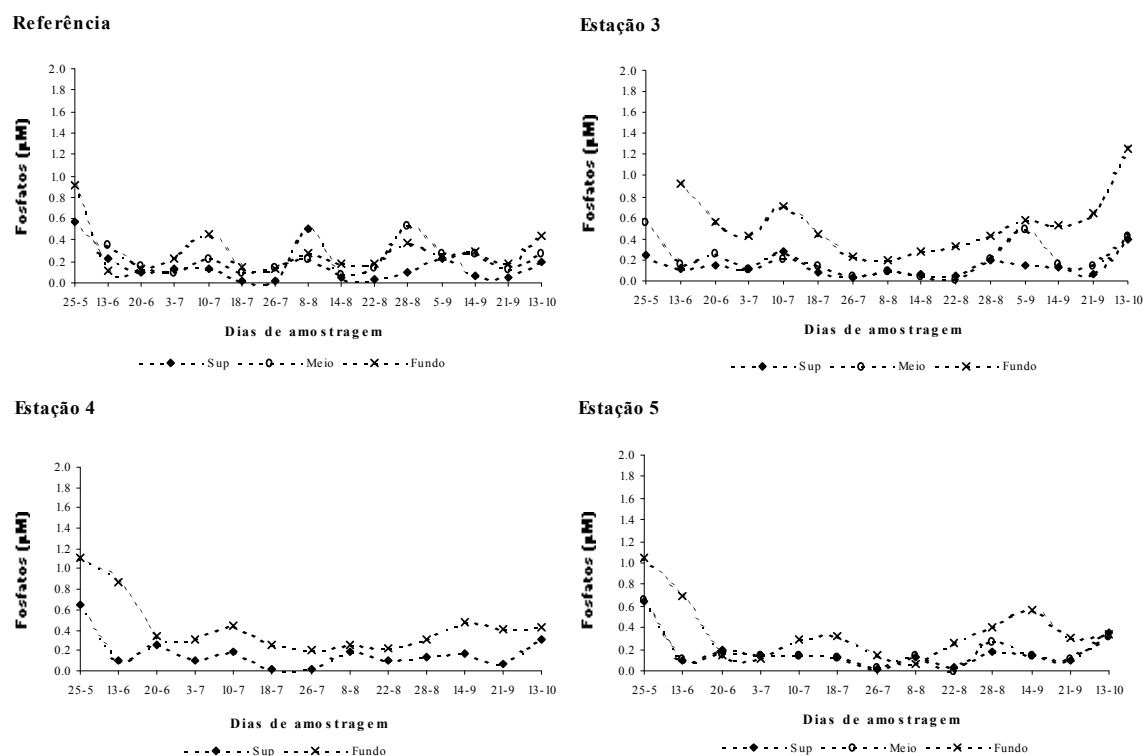


Figura 3.12 - Variação de fosfatos ao longo do período de amostragem.

### 3.1.8.6 - RAZÃO N:P

Os valores médios na razão N:P variaram entre 15.7-23.7 (Quadro 3.I), observando-se um aumento geral da estação referência para as estações na área da piscicultura. O valor médio máximo (23.7) foi detectado na estação 3, revelando o fósforo como o elemento limitante, ou seja um excesso de azoto relativamente ao fósforo. Os restantes valores médios, muito próximos de 16, indicam uma situação de equilíbrio entre compostos de azoto e fósforo uma vez que a razão atómica óptima de assimilação destes compostos por parte do fitoplancton é 16N:1P (razão de Redfield).

Contudo, ao longo do período de amostragem, e para todas as estações, registou-se uma limitação por parte do fósforo durante o período Julho/Setembro, tendo-se observado na

zona da piscicultura uma diminuição desta limitação em profundidade. A estação 3 foi praticamente a única que não apresentou limitações por azoto.

### **3.1.8.7 - SILICATOS**

Para este parâmetro, as concentrações médias nas 4 estações foram baixas, variando entre 1.23 e 1.53  $\mu\text{M}$  (Quadro 3.I). Verificou-se um aumento das concentrações da estação referência para as estações no interior da piscicultura, onde a estação 4 registou a concentração média mais elevada ( $\approx 1.5 \mu\text{M}$ ). Contudo, este aumento não foi estatisticamente significativo ( $p > 0.05$ ). Para todas as estações, o padrão de variação temporal e vertical de silicatos foi semelhante, apesar da estação referência ser a que apresentou uma menor variação de concentração ao longo da coluna de água (Figura 3.13).

De uma forma geral, ao longo do período de amostragem os valores de silicatos aumentaram em profundidade, registando-se os valores mais elevados no fundo.

Os valores máximos absolutos ( $\approx 5 \mu\text{M}$ ) foram atingidos na estação referência no início de Junho enquanto nas estações na zona da piscicultura ( $\approx 4\text{-}5 \mu\text{M}$ ) em Agosto/Setembro. Quanto aos valores mínimos ( $< 0.01 \mu\text{M}$ ), estes foram observados em muitas das amostragens, como relatado para os compostos de azoto e fósforo.

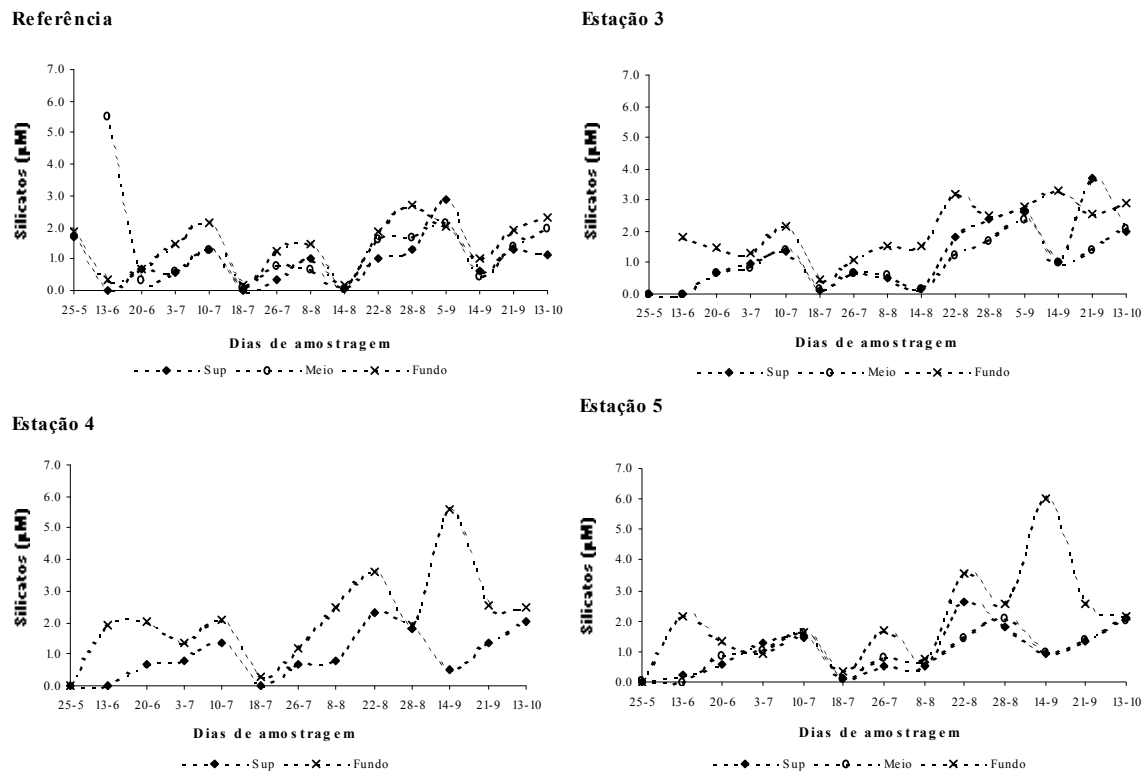


Figura 3.13 - Variação de silicatos ao longo do período de amostragem.

### 3.1.8.8 - RAZÃO N:Si

Ao longo do período de amostragem, os valores médios da razão N:Si nas 4 estações variaram entre 3.5-4.4 (Quadro 3.I), indicando os silicatos como o elemento limitante em todas as estações. Assim, os valores desta razão revelam que houve um excesso de azoto relativamente aos silicatos, uma vez que a razão atômica óptima de assimilação é de 1N:1Si. Para este parâmetro, observou-se uma diminuição dos valores da estação referência para a zona da piscicultura.

De uma forma geral, a limitação por silicatos foi máxima em Julho. Apesar de ocorrer com uma frequência muito baixa, a estação 4 foi a apresentou o maior número de amostragens em que o azoto foi limitante (razão N:Si<1) e contrariamente ao observado para a razão N:P não se registou uma alteração do composto limitante com a profundidade.

### 3.1.9 - FITOPLÂNCTON

De forma a avaliar a evolução temporal do fitoplâncton na estação referência e a sua variação em relação à área da piscicultura, foi escolhida a estação 3 como a mais representativa desta área e realizada uma análise qualitativa do fitoplâncton, à superfície, no período de Junho a Setembro.

Quadro 3.2 - Análise qualitativa de fitoplâncton nas estações referência e 3.

Dia	Referência	Observações	Estação 3	Observações
13/6	Baccillariophyceae Clorophyceae Prasinophyceae Ciliados	**** *** *** **	Baccillariophyceae	**** penais e centrais
3/7	Dynophyceae Prasinophyceae Clorophyceae Baccillariophyceae Algas flageladas e não flageladas	** ** ** ** **	Chlorophyceae	*
8/8	Baccillariophyceae Clorophyceae Ciliados Cromophyta	** *** ** **	penais Baccillariophyceae Ciliados Algas flageladas Dynophyceae <i>Prorocentrum</i> sp. <i>Ceratium</i> sp.	* ** ** ** **** *** grandes e cosmopolitas (formam colónias) autotróficos
5/9	Baccillariophyceae Dynophyceae Ciliados	*** ** ****	pequenos Baccillariophyceae Dynophyceae Ciliados Algas flageladas	* *** ** *

\* - presença; \*\* - pouco abundante ; \*\*\* - abundante; \*\*\*\* - muito abundante

Conforme se pode observar no Quadro 3.II, a estação referência apresentou maior diversidade e abundância de fitoplâncton. A estação 3, para além de apresentar menor diversidade registou densidades mais baixas e maiores diferenças de abundância entre amostragens, alternando entre espécies presentes e abundantes/muito abundantes. Esta estação registou, por outro lado, também uma menor densidade de diatomáceas que foi superada por uma maior abundância de dinoflagelados. No entanto, mesmo nos grupos de fitoplâncton muito abundantes, esta abundância não se apresentou em concentrações típicas de florescências algais.

### **3.1.10 - ANÁLISE ESTATÍSTICA**

De modo a verificar a existência de correlações significativas entre os parâmetros analisados e verificar quais os que melhor explicaram a variância dos resultados na área amostrada realizou-se uma análise de correlação e uma análise de componentes principais, respectivamente. Os dados referentes a estes tratamentos estatísticos encontram-se no Anexo II.

#### **3.1.10.1 - CORRELAÇÃO**

A análise de correlações foi efectuada para a totalidade dos dados referentes ao conjunto das estações amostradas e para cada estação individualmente (Quadro II 1-7; Anexo II).

Assim, para a globalidade dos resultados, verificou-se que o parâmetro  $\text{CBO}_5$  apenas se correlacionou positivamente com a salinidade e que a clorofila *a* se correlacionou negativamente com a amónia e os nitritos, enquanto que os sólidos em suspensão apenas se correlacionou positivamente com os fosfatos e silicatos. O oxigénio dissolvido foi o parâmetro que apresentou o maior número de correlações, quer positivas com o pH e a temperatura, quer negativas com todos os nutrientes, excepto a amónia. O mesmo tipo de correlação negativa foi observada entre o pH e os nutrientes. A temperatura apresentou-se correlacionada negativamente com todos os nutrientes, à excepção da amónia (que foi positiva). Todos os nutrientes, com excepção da amónia, apresentaram correlações positivas entre si. A amónia esteve apenas correlacionada positivamente com os silicatos.

---

### 3.1.10.2 - ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS

Os resultados da análise de componentes principais apresentados no Quadro II.8 do Anexo II é somente respeitante às três primeiras componentes que explicam 89 % da variância dos resultados. A primeira componente principal (CP1) explica 38 % da variância e deve-se ao consumo de nutrientes por parte do fitoplâncton, o que é demonstrada pela co-variância positiva entre os nutrientes, que tiveram um comportamento inverso à clorofila *a*. A segunda componente (CP2) tem praticamente tanto peso como a primeira, explica 34% da variância dos resultados e deve-se à presença de diatomáceas, dada a co-variância positiva entre sólidos em suspensão e silicatos. Por fim a terceira componente principal (CP3) que explica somente 16% da variância dos resultados e que pode associar-se à decomposição da matéria orgânica, dada a co-variância positiva registada entre CBO5, amónia e fosfatos, com um comportamento inverso à % de saturação de oxigénio (e salinidade).

### 3.1.11 - ÍNDICE DE EUTROFIZAÇÃO

De modo a verificar se a zona da piscicultura estaria a sofrer um enriquecimento em nutrientes (eutrofização) foi determinado o estado trófico de todas as estações através da aplicação do Índice de Eutrofização de Nutrientes proposto por KARYDIS *et al.* (1983) para o meio marinho, cujos resultados se apresentam no Quadro III.1 do Anexo III. Através deste índice foi possível verificar que a zona da piscicultura não pareceu estar a sofrer um enriquecimento substancial em nutrientes, pois não ocorreram grandes diferenças em relação à estação referência, sendo todas as estações classificadas de oligotróficas ou mesotróficas.

Apenas a estação 3, para a amónia, à superfície apresenta um comportamento distinto das restantes, sendo classificada de mesotrófica ( $3 < I < 5$ ) ao invés de oligotrófica ( $I < 3$ ).

Para os nitratos, o fundo de todas as estações foi classificado de mesotrófico enquanto o resto da coluna de água apresentou valores característicos de estações oligotróficas.

Os fosfatos e os silicatos apresentaram uma homogeneidade de valores ao longo de toda a coluna de água, sendo todas estações mesotróficas para os fosfatos e oligotróficas para os silicatos.

### **3.2 - CARACTERIZAÇÃO DA VARIAÇÃO EM PROFUNDIDADE DOS PARÂMETROS RECOLHIDOS *IN SITU* NAS ESTAÇÕES REFERÊNCIA E 3**

De modo a avaliar a variação vertical dos parâmetros: temperatura, salinidade, pH e percentagem de saturação de oxigénio dissolvido estes foram medidos *in situ* de 2 em 2 metros ao longo da coluna de água nas estações referência e 3, aquela que potencialmente sofre maior impacte da piscicultura, junto a uma gaiola pequena e na zona central da área de estudo.

#### **3.2.1 - TEMPERATURA**

Conforme se pode observar na Figura 3.14, ao longo do período de amostragem, para ambas as estações, verificou-se uma diminuição gradual dos valores de temperatura ao longo da coluna de água, sem ocorrência de uma estratificação evidente. Para ambas as estações, como seria de esperar, os valores mais elevados foram registados à superfície e os mais baixos no fundo. Na estação referência registou-se uma menor variação da temperatura em profundidade e valores geralmente mais baixos do que na estação 3.

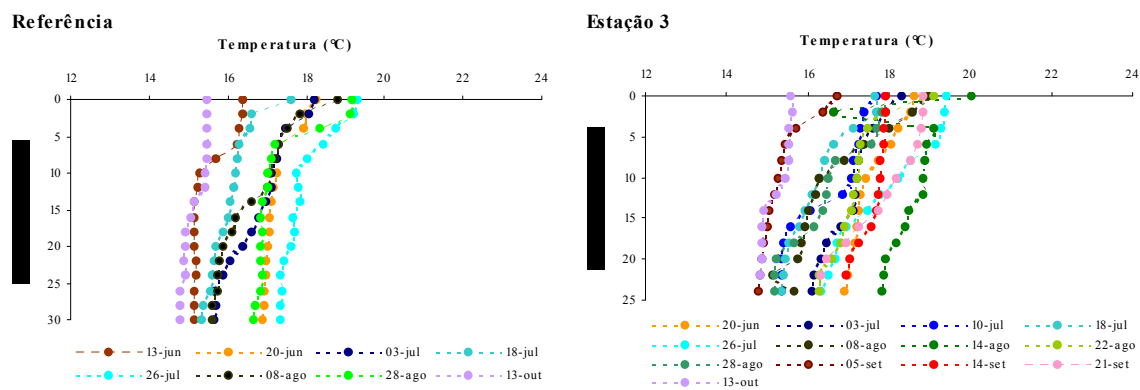


Figura 3.14 - Variação da temperatura em profundidade ao longo do período de amostragem.

### 3.2.2 - SALINIDADE

Para ambas as estações, verificou-se uma pequena variação de salinidade em profundidade, ao longo de todo o período de amostragem e como tal não se verificou a ocorrência de haloclina (Figura 3.15). O máximo de amplitude da variação observado ao longo da coluna de água foi registado na estação referência (0.09 S), em meados de Julho e na estação 3 (0.12 S), no fim de Agosto. Para ambas as estações, a gama de valores obtida foi muito semelhante.

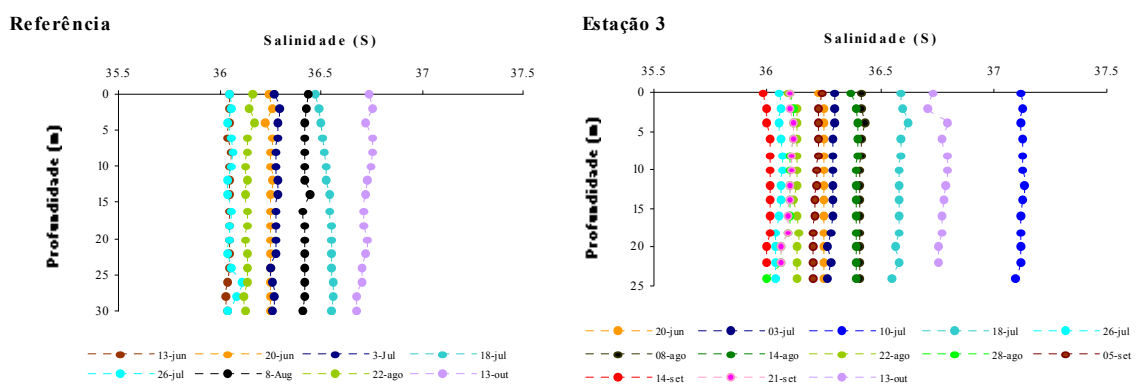


Figura 3.15 - Variação da salinidade em profundidade ao longo do período de amostragem.

### 3.2.3 - PH

Para ambas as estações, como os valores de pH praticamente não variaram ao longo da coluna de água e por serem muito próximos de 8, em ambas as estações optou-se por não se apresentar graficamente a sua variação.

### 3.2.4 - PERCENTAGEM DE SATURAÇÃO DE OXIGÉNIO DISSOLVIDO

Para a estação referência a percentagem de saturação de oxigénio dissolvido, registou de uma forma geral, uma diminuição gradual com o aumento de profundidade (Figura 3.16).

Na estação 3, este tipo de variação ao longo da coluna de água não foi tão evidente sendo a variação mais heterogénea e, registando-se em quase todas as amostragens um aumento da concentração ao nível intermédio da coluna de água, seguida de uma diminuição para o fundo.

Para ambas as estações os valores mais elevados foram observados à superfície e ao nível intermédio enquanto os mínimos no fundo, sem que se registasse uma estratificação das massas de água.

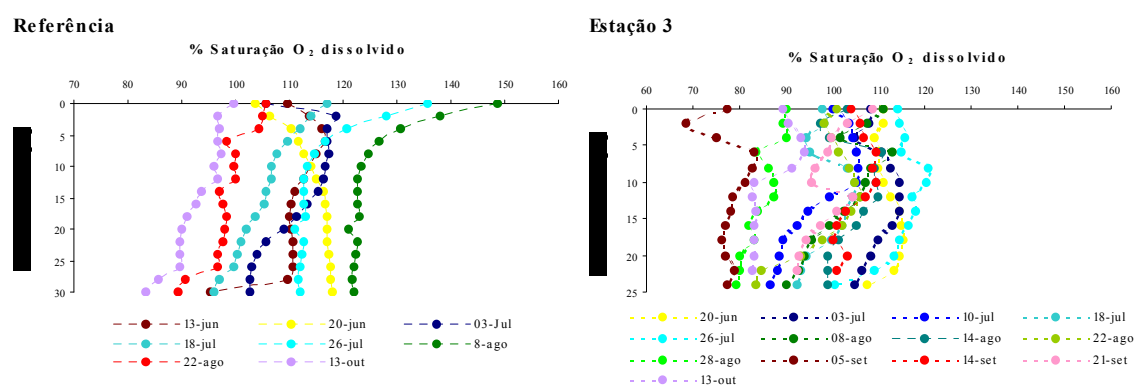


Figura 3.16 - Variação da percentagem de saturação de oxigénio dissolvido em profundidade ao longo do período de amostragem.

Contudo, a estação referência apresentou uma amplitude de variação vertical mais elevada, tendo-se observado na estação 3 os valores mais baixos.

### **3.3 - CARACTERIZAÇÃO DA VARIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA AO LONGO DOS CICLOS DE MARÉ NA ESTAÇÃO 3**

Pretendeu-se ainda com este estudo, avaliar a variação da qualidade da água na estação 3, em função da amplitude de maré, isto é do efeito de diluição. Para tal, foram recolhidas amostras em situações extremas de amplitude de maré, ao longo de 2 ciclos de maré completos (13h), em maré viva (14 de Agosto) e maré morta (5 de Setembro). Estes dois tipos de maré corresponderam àqueles amostrados no estudo de caracterização espacial e temporal das 6 estações estudadas.

#### **3.3.1 - TEMPERATURA**

A temperatura ao longo dos dois ciclos de maré foi relativamente constante, registando-se os valores mais elevados à superfície e os mais baixos no fundo.

Durante o ciclo de maré viva, verificaram-se valores significativamente mais elevados do que em maré morta ( $p < 0.05$ ), assim como uma maior variação em profundidade (Figura 3.17). Tal facto parece estar associado às temperaturas atmosféricas mais elevadas observadas no mês de Agosto.

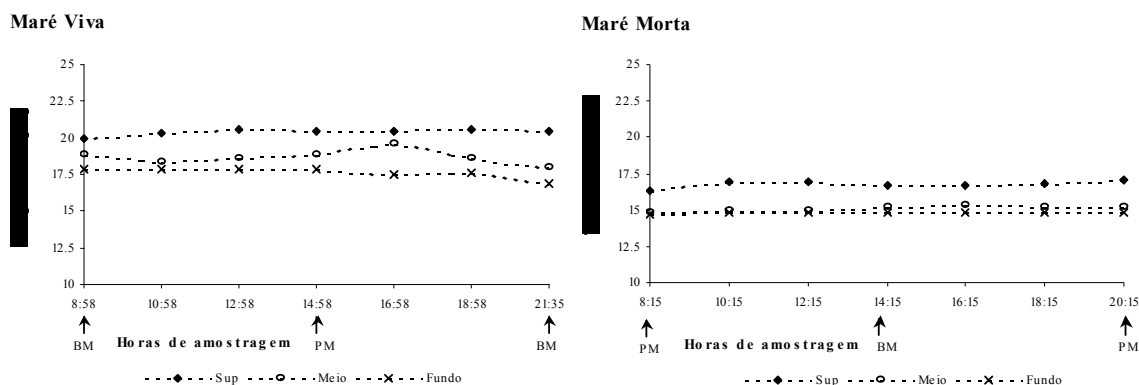
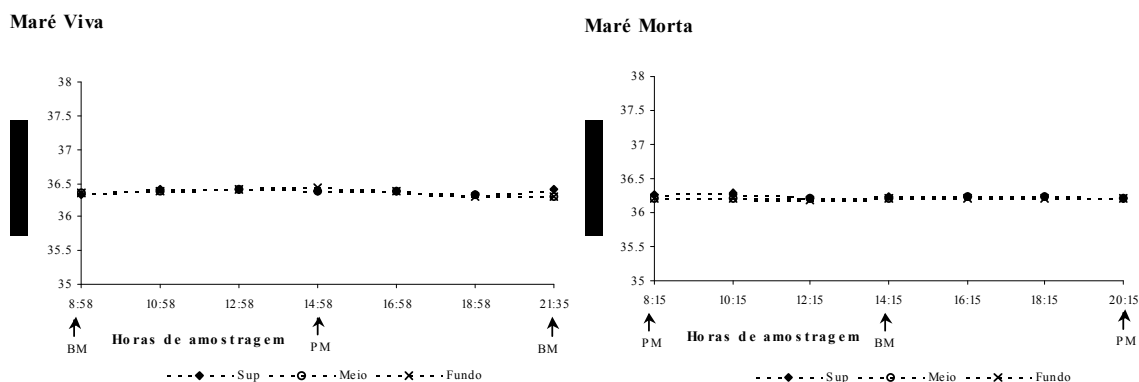


Figura 3.17 - Variação de temperatura ao longo dos ciclos maré.

### 3.3.2 - SALINIDADE

A variação da salinidade ao longo dos dois ciclos de maré foi muito pequena, apesar de se registaram os valores máximos em Preia-Mar e os mínimos em Baixa-Mar (Figura 3.18). Nos dois ciclos de maré, os valores foram muito semelhantes, contudo, verificou-se que em maré viva os valores foram significativamente superiores aos registados em maré morta ( $p < 0.05$ ), o que também pode estar associado às temperaturas mais elevadas registadas



em Agosto.

Figura 3.18 - Variação da salinidade ao longo dos ciclos maré.

### 3.3.3 - pH

A variação do pH ao longo dos dois ciclos de maré foi semelhante, contudo, observou-se tal como para a temperatura e salinidade de que em maré viva os valores foram significativamente superiores aos de maré morta ( $p < 0.05$ ).

A maior amplitude de variação de pH na coluna de água registou-se em maré viva, em preia-mar ( $\approx 15$ h), tendo-se observado o valor máximo no nível intermédio (Figura 3.19). Para ambos os ciclos de maré, de um modo geral, os valores máximos foram observados em Preia-Mar e os mínimos em Baixa-Mar.

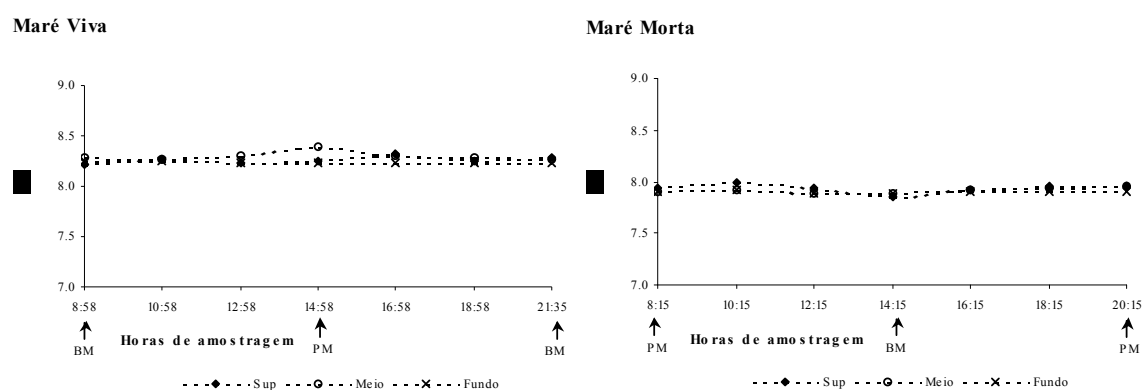


Figura 3.19 - Variação do pH ao longo dos ciclos maré.

### 3.3.4 - PERCENTAGEM DE SATURAÇÃO DE OXIGÉNIO DISSOLVIDO

Durante o ciclo de maré viva observaram-se, também para a percentagem de saturação de oxigénio dissolvido, valores significativamente superiores aos de maré morta e um maior gradiente de variação em profundidade. Neste ciclo de maré, a maior diferença na coluna de água foi observada no período da tarde ( $\approx 17$  h), com 2 h de vazante (Figura 3.20), em que o valor máximo foi registado no nível intermédio e o mínimo no fundo.

Ao longo do ciclo de maré morta, foi à superfície que se registaram os valores mais elevados, também 2 h após a Preia-Mar, mas durante o período da manhã ( $\approx 10$  h). Os valores mínimos, à superfície e nível intermédio foram observados em Baixa-Mar, enquanto no fundo foi no final do dia.

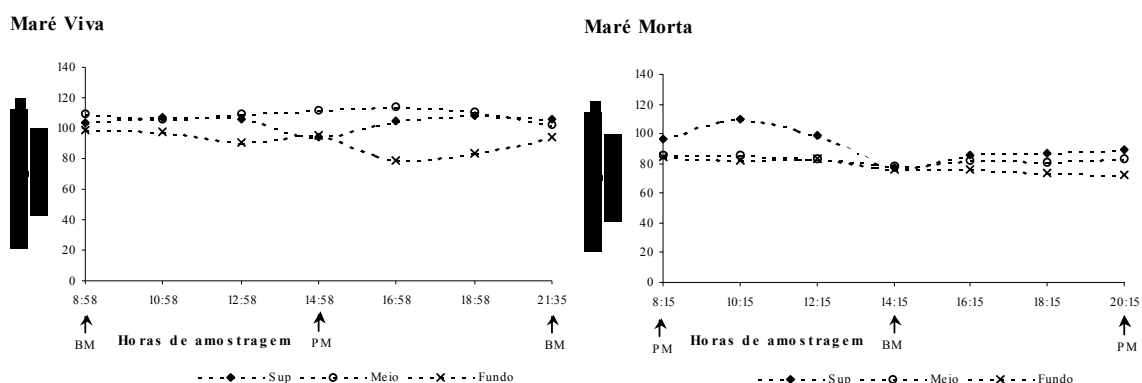


Figura 3.20 - Variação da percentagem de saturação de oxigénio dissolvido ao longo dos ciclos maré.

### 3.3.5 - SÓLIDOS EM SUSPENSÃO

Para os sólidos em suspensão, ao longo dos dois ciclos de maré, apesar dos valores em maré morta serem significativamente mais elevados do que em maré viva ( $p < 0.05$ ), verificou-se que o padrão de variação ao longo do ciclo tidal apresentou um comportamento semelhante. Os valores máximos e mínimos não coincidiram com os extremos de amplitude de maré, isto é nem com Preia nem com a Baixa-Mar (Figura 3.21).

Para ambos os ciclos, a superfície e o nível intermédio apresentaram concentrações relativamente semelhantes, valores baixos ( $< 10 \text{ mg L}^{-1}$ ) e relativamente estáveis, enquanto que no fundo os valores foram bastante superiores e com um comportamento muito mais instável ao longo do tempo.

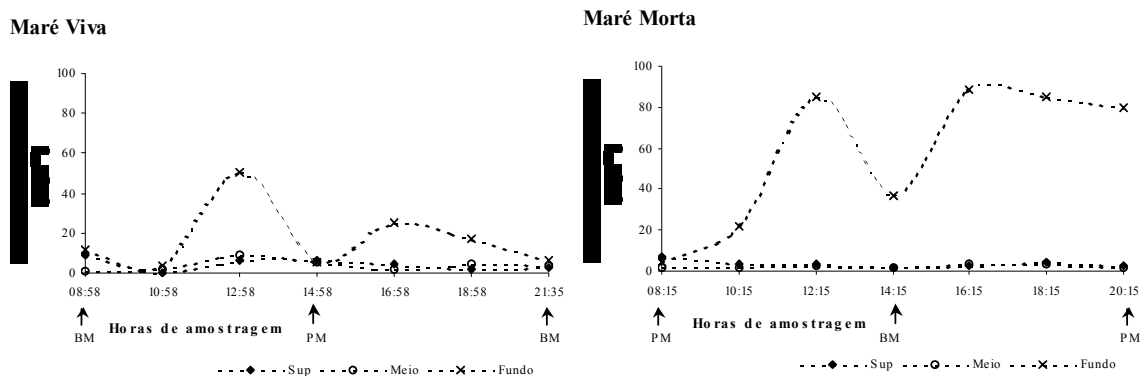


Figura 3.21 - Variação de sólidos em suspensão ao longo dos ciclos maré.

### 3.3.6 - CLOROFILA *a*

Em ambos os ciclos de maré, as concentrações de clorofila *a* foram semelhantes ( $p > 0.05$ ) e apresentaram uma variação irregular ao longo do tempo, não apresentando uma relação evidente com a amplitude de maré. Quer em maré viva quer em maré morta, os valores registados foram baixos ( $< 1 \mu\text{g L}^{-1}$ ) tendo-se registado várias vezes valores abaixo do valor mínimo de detecção ( $< 0.01 \mu\text{g L}^{-1}$ ).

Para ambos os ciclos de maré os valores mais elevados foram encontrados à superfície e no nível intermédio, no período da tarde, por volta das 14 h (Figura 3.22).

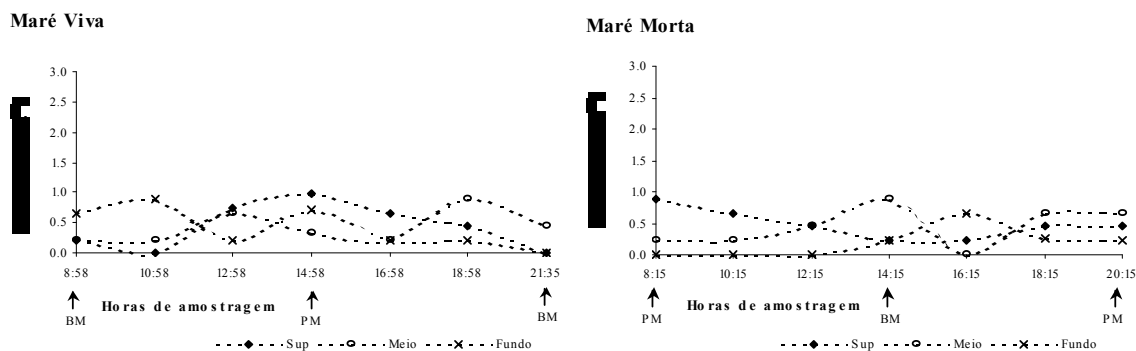


Figura 3.22 - Variação de clorofila ao longo dos ciclos maré.

### 3.3.7 - CBO<sub>5</sub>

A gama de valores de concentração de CBO<sub>5</sub> e variação em profundidade para ambos os ciclos de maré foram semelhantes (Figura 3.23), não se registando, por isso, diferenças significativas entre ciclos de maré ( $p > 0.05$ ). As concentrações encontradas para a maioria das amostragens foram baixos ( $< 2 \text{ mg L}^{-1}$ ).

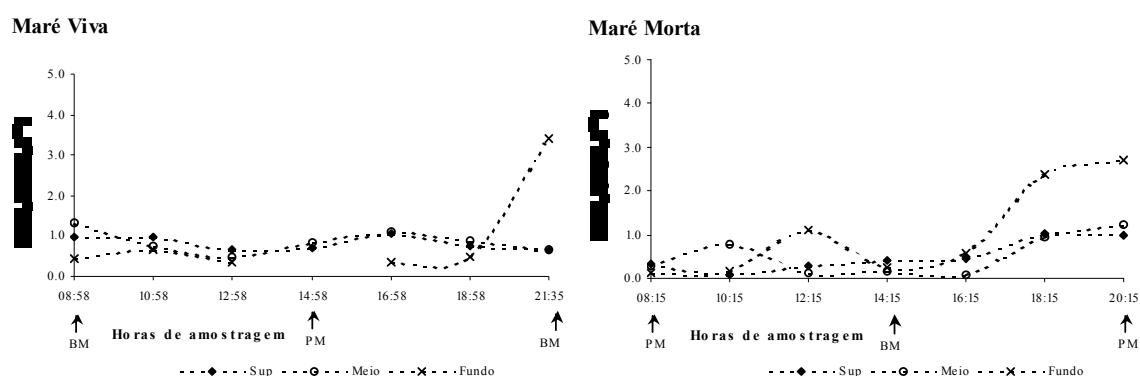


Figura 3.23 - Variação de carência bioquímica de oxigénio ao longo dos ciclos maré.

Para nenhum dos ciclos de maré ou qualquer uma das profundidades analisadas se registou um padrão de variação evidente em função da amplitude de maré. Os valores mais elevados ( $\approx 3 \text{ mg L}^{-1}$ ) registaram-se no fundo, a partir das 18 h. O nível intermédio apresentou um comportamento mais estável e com valores geralmente mais baixos.

### 3.3.8 - NUTRIENTES

#### 3.3.8.1 - AMÓNIA

Conforme se pode observar na Figura 3.24, para ambos os ciclos de maré, a variação da concentração de amónia foi semelhante ( $< 4.5 \mu\text{M}$ ), não se registando diferenças

significativas entre ciclos de maré ( $p>0.05$ ). Contudo, o padrão de variação em maré viva foi bastante mais irregular do que em maré morta (Figura 2.24).

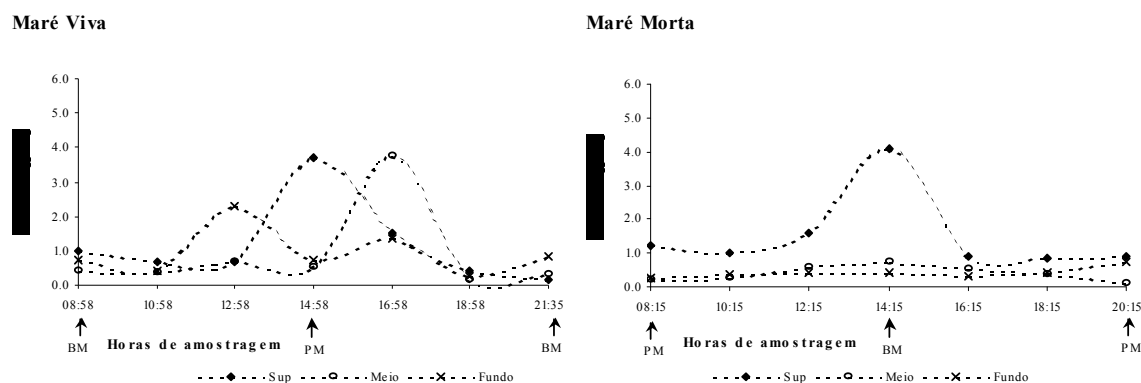


Figura 3.24 - Variação de amónia ao longo dos ciclos maré.

Em ambos os ciclos de maré, observaram-se os valores máximos à superfície, entre as 14-15 horas, o que coincidiu com a Preia-Mar, no ciclo de maré viva e com a Baixa-Mar, no ciclo de maré morta.

Durante o ciclo de maré viva, pareceu haver desfazamento (de cerca de 2 h) entre as concentrações máximas observadas às três profundidades. Em maré morta, registaram-se sempre valores baixos ( $<1 \mu\text{M}$ ) e semelhantes, no nível intermédio e no fundo. À superfície os valores foram ligeiramente superiores, à excepção do valor máximo registado em Baixa-Mar, por volta das 14h ( $\approx 4.5 \mu\text{M}$ ), como já foi referido.

### 3.3.8.2 - NITRITOS

Conforme se pode observar na Figura 3.25, os valores de concentração de nitritos apesar de baixos em ambos os ciclos de maré ( $< 0.4 \mu\text{M}$ ), em maré morta foram significativamente superiores aos registados em maré viva ( $p<0.05$ ).

Para as três profundidades e ao longo dos dois ciclos de maré não se verificou um padrão de variação evidente da concentração de nitritos em função da maré.

Durante o ciclo de maré viva, a superfície e o nível intermédio registaram valores muito baixos ( $<0.1 \mu\text{M}$ ) e homogéneos ao longo do tempo. O fundo registou os valores mais elevados, à excepção da hora da Preia-Mar, quando os valores baixaram notoriamente.

No ciclo de maré morta, durante o período da vazante, o fundo e o nível intermédio apresentaram um comportamento e valores relativamente homogéneos entre si e bastante superiores aos registados na superfície. A partir da Baixa-Mar, as concentrações aos três níveis amostrados foram semelhantes, variando entre  $0.2\text{-}0.3 \mu\text{M}$ .

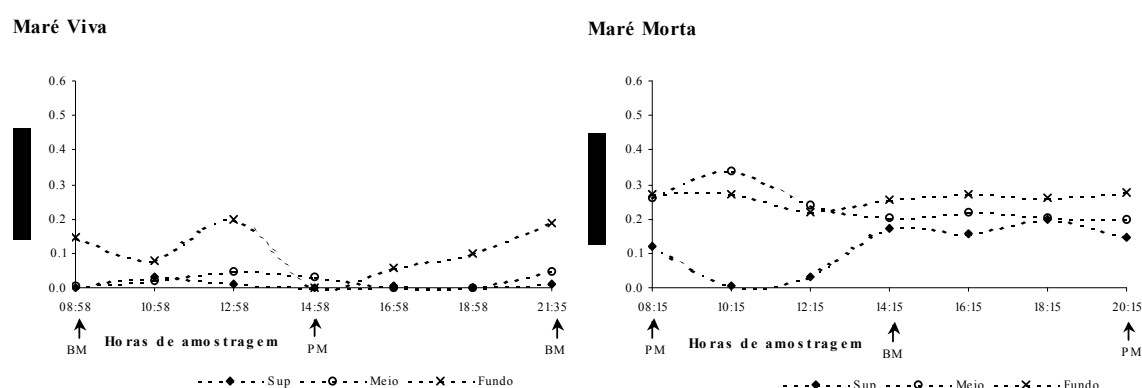


Figura 3.25 - Variação de nitritos ao longo dos ciclos maré.

### 3.3.8.3 - NITRATOS

Conforme se pode observar na Figura 3.26, as concentrações de nitratos em maré morta foram significativamente superiores às registadas em maré viva ( $p < 0.05$ ), tendo-se verificado para ambos os ciclos os valores mais elevados no fundo.

Em maré viva, ao longo do ciclo tidal, as concentrações foram baixas ( $< 2 \mu\text{M}$ ) e homogéneas aos três níveis amostrados. Para as três profundidades, obtiveram-se os valores mínimos durante a enchente (manhã), com o máximo registado em Baixa-Mar, às 21h30 ( $\approx 3 \mu\text{M}$ ). No ciclo de maré morta, a variação vertical da concentração de nitratos foi bastante mais elevada. Registou-se o mínimo ( $< 1 \mu\text{M}$ ) à superfície durante a manhã (vazante),

ocorrendo um aumento substancial em Baixa-mar, às 14 horas ( $\approx 6 \mu\text{M}$ ). Ao nível intermédio, a gama de concentrações e o padrão de variação foi muito semelhante ao do fundo, com valores a variar sempre entre 5-7  $\mu\text{M}$ .

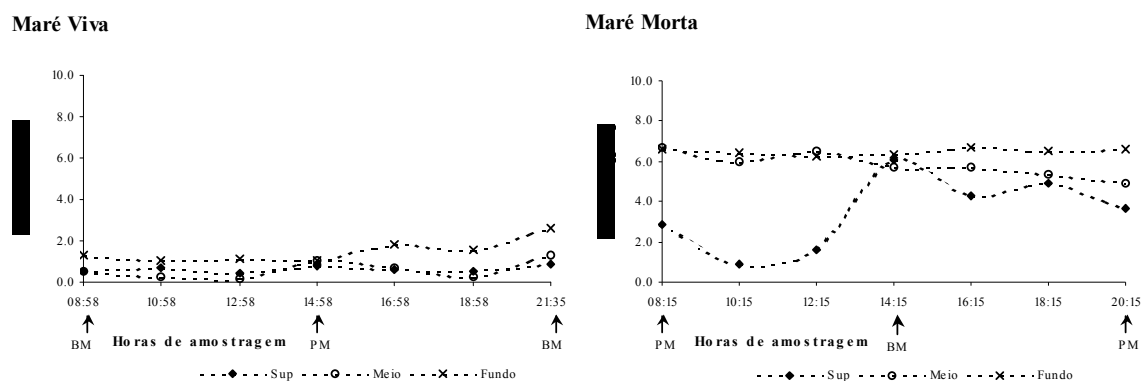


Figura 3.26 - Variação de nitratos ao longo dos ciclos maré.

### 3.3.8.4 - FOSFATOS

Apesar de em ambos os ciclos de maré, os fosfatos apresentarem uma variação semelhante e com valores mais elevados no fundo (Figura 3.27), em maré morta registaram-se concentrações significativamente superiores às registadas em maré viva ( $p < 0.05$ ). Em maré viva, as concentrações foram geralmente baixas ( $< 0.25 \mu\text{M}$ ), tendo os valores mínimos sido observados em Preia-Mar e os máximos em enchente, por volta das 13 h.

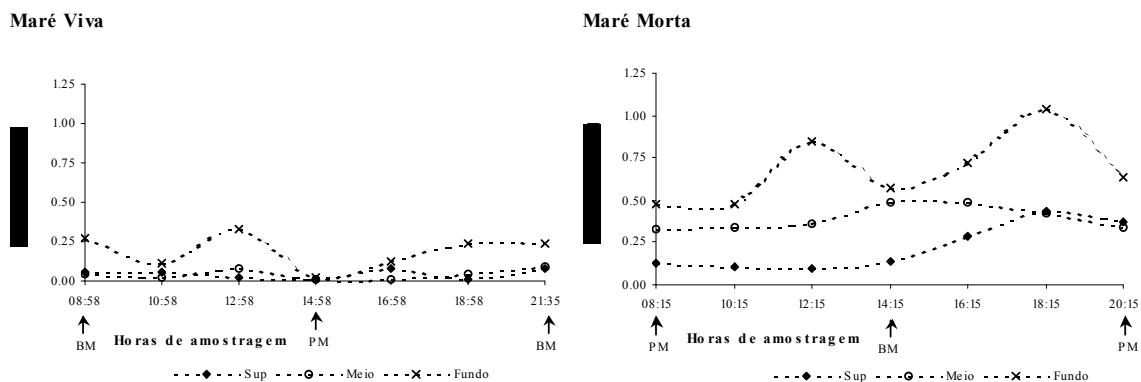


Figura 3.27 - Variação de fosfatos ao longo dos ciclos maré.

Em maré morta, registou-se uma variação vertical de concentração muito mais acentuada do que em maré viva, em que a superfície e o nível intermédio apresentarem um comportamento semelhante e em sincronia com o ciclo tidal. Isto é, as concentrações máximas foram observadas em Baixa-Mar e as mínimas em Preia-Mar. No fundo, as concentrações foram bastante superiores (0.5-1  $\mu\text{M}$ ) às registadas nos outros dois níveis.

### 3.3.8.5 - SILICATOS

A variação da concentração de silicatos ao longo do ciclo tidal e em profundidade foi diferente entre os dois ciclos de maré (Figura 3.28). Os valores foram significativamente mais elevados em maré morta do que em maré viva ( $p < 0.05$ ). Ao longo dos dois ciclos de maré não se verificou um padrão de variação de silicatos evidente em função da amplitude de maré. A exceção foi observada à superfície em maré morta, com valores máximos em Baixa-Mar e no fundo em maré viva, com valores mínimos em Preia-Mar.

Durante o ciclo de maré viva, a variação das concentrações às três profundidades foi bastante irregular. No ciclo de maré morta o nível intermédio e o fundo registaram as concentrações mais elevadas, verificando-se no fundo um aumento da concentração ao longo de todo o dia e uma diminuição no nível intermédio a partir da Baixa-Mar ( $\approx 14$  h).

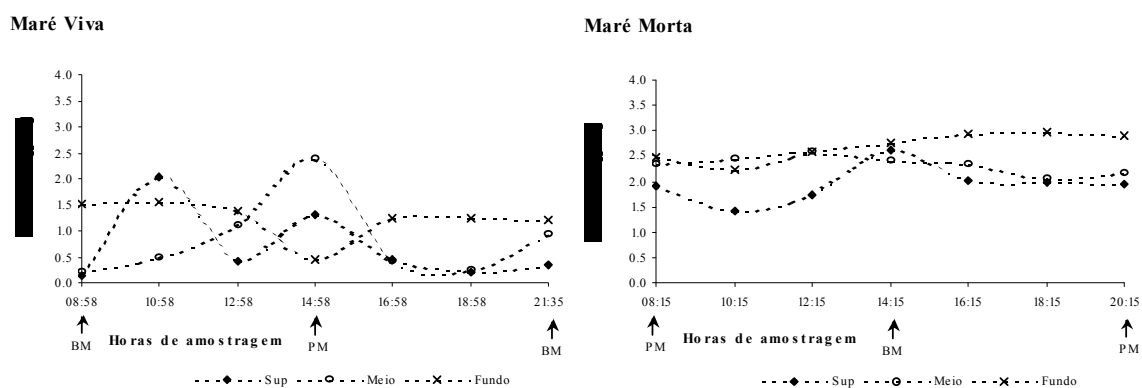


Figura 3.28 - Variação de silicatos ao longo dos ciclos maré.

---

### 3.3.9 - ANÁLISE ESTATÍSTICA

#### 3.3.9.1 - CORRELAÇÕES

Em maré morta, devido ao maior tempo de residência, menor efeito de mistura e renovação da água na área da piscicultura ocorreu uma menor variabilidade na qualidade da água em função da amplitude de maré, registrando-se um maior número de correlações e mais fortes entre os vários parâmetros do que em maré viva. Assim, em maré morta quase todos os parâmetros apresentaram correlações significativas entre si, à exceção de  $\text{CBO}_5$  que só se correlacionou positivamente com os sólidos em suspensão e fosfatos e negativamente com a % de saturação de oxigênio dissolvido; e clorofila *a* que só se correlacionou negativamente com os nitritos e os nitratos (Quadro Anexo II.7; Anexo II). Já o pH correlacionou-se com vários parâmetros: positivamente com a temperatura e % de saturação de oxigênio dissolvido e negativamente com a amônia, os nitratos e os fosfatos. A amônia correlacionou-se negativamente com os nitritos e os fosfatos. Os sólidos em suspensão positivamente com fosfatos e silicatos e negativamente com a % de saturação de oxigênio dissolvido, temperatura e salinidade. A % de saturação de oxigênio dissolvido correlacionou-se negativamente com todos os nutrientes, à exceção da amônia. Os nutrientes correlacionam-se positivamente entre si, à exceção da amônia.

Em maré viva, muitos dos parâmetros não apresentaram quaisquer correlações entre si, apesar de se continuarem a manter correlações positivas entre sólidos em suspensão e os fosfatos e os nutrientes entre si e, negativas entre sólidos em suspensão e percentagem de saturação de oxigênio e entre percentagem de saturação de oxigênio e nutrientes.

### 3.4 - MODELAÇÃO NA ÁREA DA PISCICULTURA

De forma a avaliar o hidrodinamismo quer da zona da piscicultura quer da zona adjacente e verificar como o sistema reagiu ao possível impacte causado pela piscicultura utilizou-se o sistema *Mohid*.

#### 3.4.1 - HIDRODINÂMICA

Numa primeira fase avaliou-se o hidrodinamismo na zona costeira e na área da piscicultura através da modelação da velocidade das correntes, a 2 de Agosto, em maré viva. Neste tipo de maré, a influência da maré é máxima e há uma maior renovação de água, sendo possível avaliar o efeito extremo de dispersão dos resíduos gerados pela piscicultura, em enchente e em vazante. Esta data foi seleccionada devido à grande amplitude de maré, 3.28 m, em comparação com a amplitude registada a 14 de Agosto, 2.36 m, permitindo assim visualizar de forma mais evidente o hidrodinamismo da zona.

Para aquela zona da região da costa portuguesa verifica-se um forte hidrodinamismo (Figura 3.29), sendo as correntes relativamente elevadas, muitas vezes  $\approx 0.1 \text{ ms}^{-1}$ , em função da fisiografia da linha de costa, da circulação geral da água, das correntes costeiras e da velocidade do vento. Pode-se observar que a velocidade das correntes na zona de estudo é maior em vazante do que em enchente, sendo a direcção predominante das correntes nordeste-sudoeste.

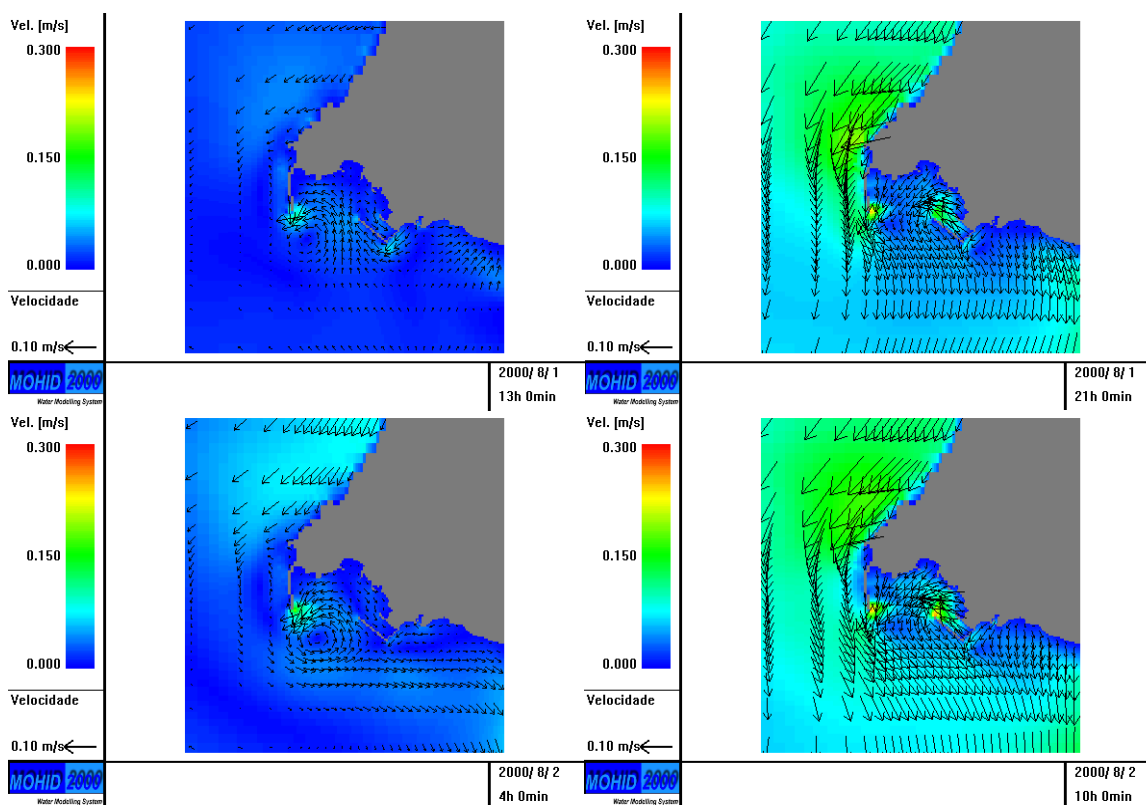


Figura 3.29 -Velocidade das correntes na zona adjacente à piscicultura

### 3.4.1.1 - VELOCIDADE DA CORRENTE NA ZONA DA PISCICULTURA

Na zona da piscicultura, a modelação do hidrodinamismo, foi realizada com uma malha mais pequena, de 20 m, para se obter mais detalhe e maior aproximação à realidade, já que para a zona costeira a malha usada foi de 2 km. Os dados obtidos e ilustrados na Figura 3.30, mostram que apesar da velocidade da corrente diminuir na área da piscicultura, relativamente à zona costeira, o efeito das correntes é ainda acentuado, fazendo-se sentir um elevado efeito de maré.

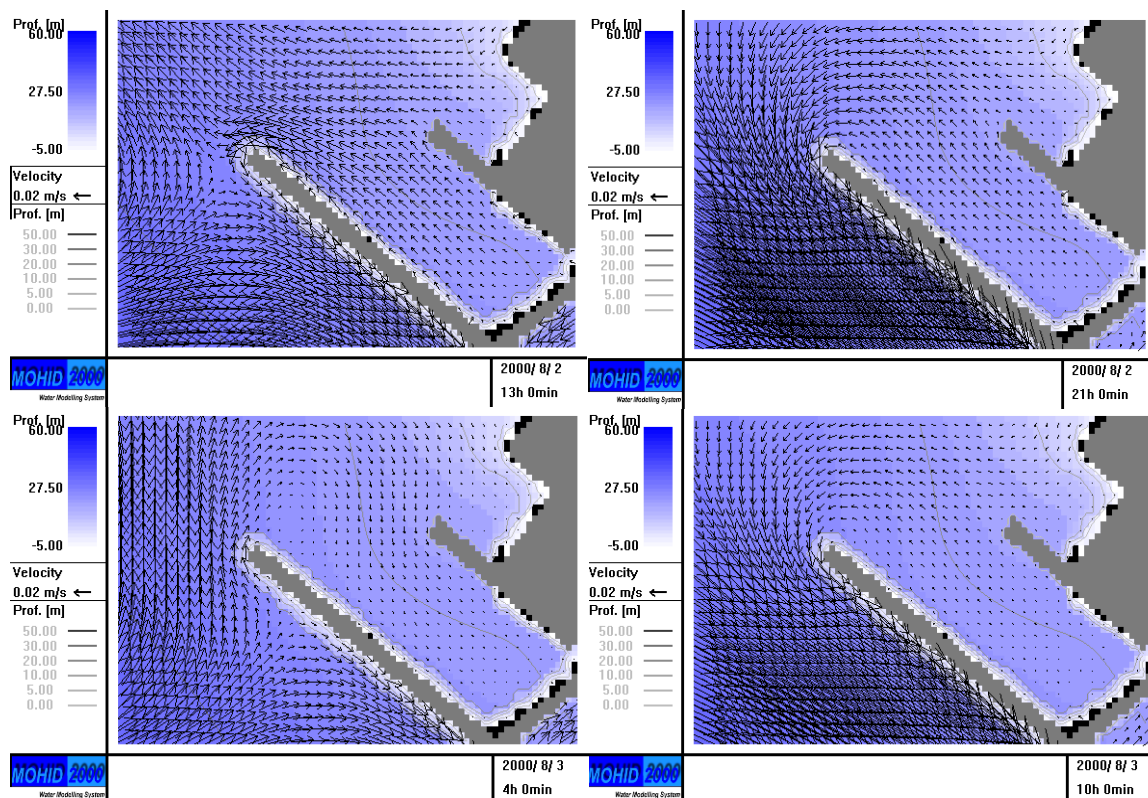


Figura 3.30 - Velocidade das correntes na área da piscicultura

Também nesta área se verifica que na vazante as correntes são mais intensas do que na enchente, registando-se valores na ordem dos  $0.02 \text{ m s}^{-1}$ .

### 3.4.1.2 - QUALIDADE DA ÁGUA

Relativamente à possível influência da piscicultura na qualidade da água da zona envolvente, apenas se modelou o impacte das concentrações da amónia, o composto que mais esteve associado às excreções dos peixes, à superfície e o que apresentou maiores diferenças em relação à estação de referência. Não foi modelada a concentração dos fosfatos, uma vez que se observou um excesso de azoto em relação a este composto, revelando-se em baixas concentrações e que o seu impacte como espécie inorgânica dissolvida (nutriente) é pouco significativo na alteração da qualidade da água. Por outro lado, os sólidos como indicadores

da presença de resíduos gerados pela piscicultura, também não foram modelados, por não se terem registado concentrações muito elevadas e porque os valores mais elevados estiveram associados ao facto da garrafa de recolha de amostras ter batido no fundo e ter causado por consequência ressuspensão dos mesmos.

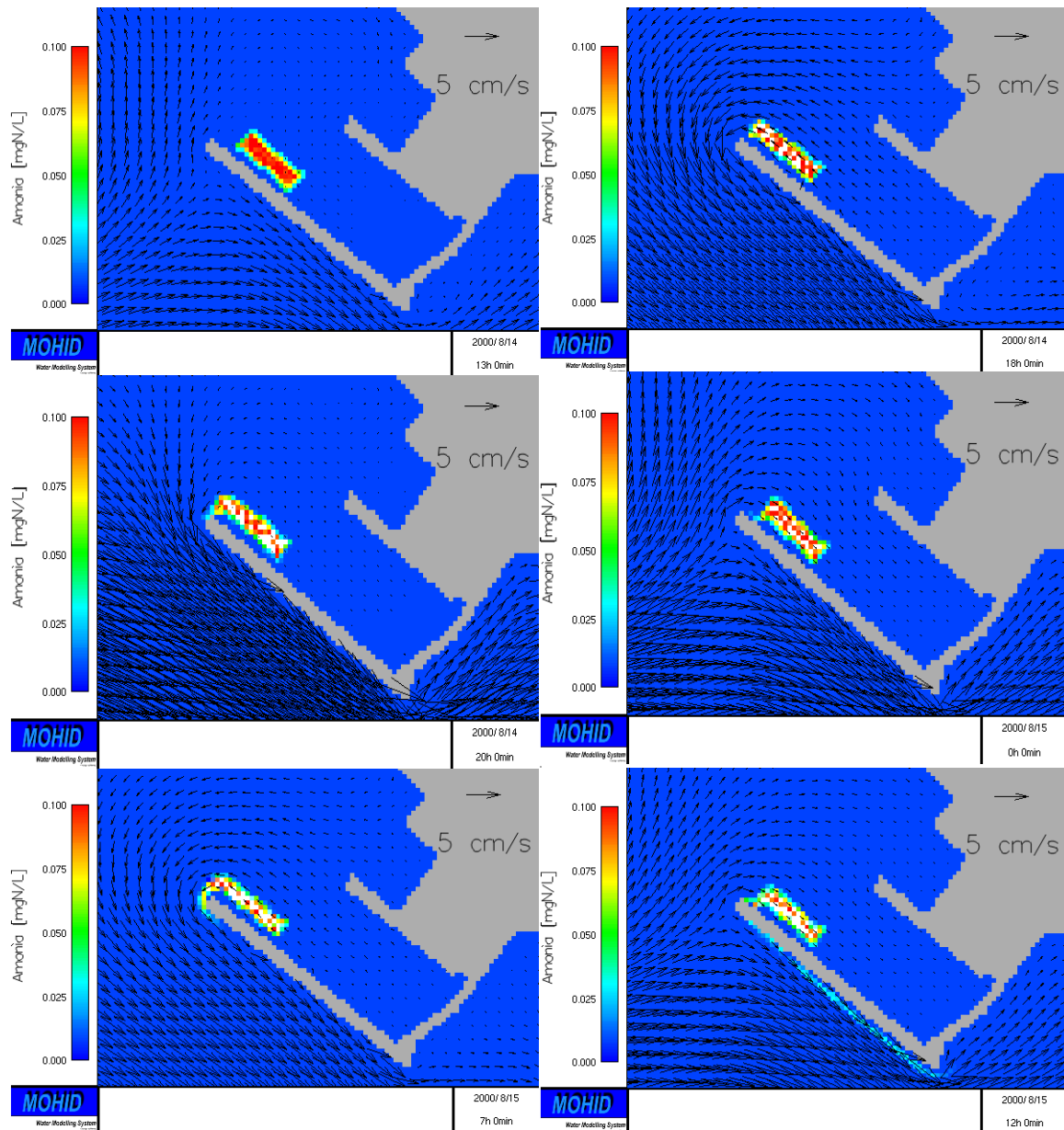


Figura 3.31 – Modelação ao longo de um período de 24 horas da emissão de amónia no sistema.

Assim para modelar as concentrações de amónia e avaliar a sua dispersão na área da piscicultura e zona costeira adjacente foram usados os dados reais medidos durante este

trabalho, no dia 14 de Agosto, pelos motivos já referidos para a modelação do hidrodinamismo agravado pelo facto de neste mês, de temperaturas mais elevadas, se registarem maiores taxas de respiração e excreção dos peixes.

A modelação da amónia mostrou que este composto sofre forte dispersão e diluição ao longo de 24 h de ciclo tidal. Após uma hora (13 horas na Figura 3.31) já é possível verificar uma ligeira diminuição das concentrações máximas de amónia, junto às fronteiras da caixa de emissão.

Ao fim das primeiras 8 horas já se verifica uma diminuição substancial, apresentando a zona da piscicultura, em média, valores menores em cerca de 50% e que parte da concentração da amónia começa a dissipar-se para a zona costeira adjacente à piscicultura. Ao fim de 12h, em enchente, observa-se que as concentrações da amónia não se dispersaram totalmente para a zona adjacente à piscicultura mas que parte retorna novamente para a zona da piscicultura. Ao fim do período de tempo modelado (24 h), a concentração de amónia na maior parte da zona piscicultura diminui consideravelmente apesar de haver pontualmente na zona mais central da piscicultura uma concentração próximo de  $7 \mu\text{M}$  ( $\approx 0.1 \text{ mgN L}^{-1}$ ).

No final das 24h de simulação, na zona costeira adjacente, verifica-se que o efeito de diluição para o meio exterior à piscicultura é feito através das correntes que ocorrem junto ao molhe, predominantes para sudeste, onde as concentrações são próximas de  $1 \mu\text{M}$ , típicas de zonas costeiras sem grande influência antropogénica.

---

## 4 - DISCUSSÃO

Nos últimos anos, e por todo o mundo verificou-se uma rápida expansão da aquacultura, com especial revelo para o cultivo de peixes marinhos. Portugal não constitui excepção e na última década registou-se um forte aumento desta actividade económica, sendo a dourada e o robalo as principais espécies produzidas.

A rápida expansão desta actividade resultou numa crescente preocupação quanto ao impacte ambiental causado por esta actividade, uma vez que o cultivo intensivo de peixes gera e liberta, de forma contínua, para o meio ambiente quantidades relativamente elevadas de matéria orgânica e inorgânica (GOWEN, 1990). A quantidade de contaminantes/poluentes e a qualidade dos efluentes das pisciculturas está bem estudada para salmonídeos cultivados em sistemas fechados, como são os tanques em terra (ALABASTER, 1982), no entanto em sistema marinhos abertos como são os de gaiolas, e em especial para espécies não-salmonídeas estes estudos são raros.

Assim, este estudo pretendeu dar um contributo para o conhecimento do possível impacte ambiental causado por uma piscicultura de gaiolas localizada em Portugal.

No estudo espaço-temporal da caracterização da qualidade da água, a análise grupal dos parâmetros determinados nas 6 estações de amostragem, permitiu verificar que as estações que sofreram maior impacto da piscicultura ou um comportamento mais diferente em relação à estação referência foram as estações 3 e 4, o que se ficou a dever particularmente à influência da gaiola pequena e grande, respectivamente numa zona mais confinada e de menor hidrodinamismo do que a de referência.

Nas estações na área da piscicultura, de uma forma geral, os valores de temperatura e salinidade foram semelhantes aos encontrados na estação referência, apesar de nesta última a variação temporal e em profundidade ter sido menos acentuada, como resultado de uma maior acção hidrodinâmica, menor taxa de evaporação e maior exposição ao vento do que a

---

área da piscicultura. Somente a estação 5 registou valores de temperatura da água significativamente mais elevados do que a estação referência, mas o que não se reflectiu num aumento significativo de salinidade. Quer a temperatura quer a salinidade registaram valores máximos no Verão e mínimos na Primavera/Outono, apresentando assim, uma variação típica para a zona costeira portuguesa, apresentando valores entre  $\approx 14-20$  °C e 35.7-37.1 S.

No que diz respeito à percentagem de saturação de oxigénio, as diferenças entre as estações dentro da piscicultura e a estação referência foram mais notórias, registando-se os valores médios mais baixos na área da piscicultura, devido à maior influência da matéria orgânica em decomposição. Aqui, os valores baixaram particularmente nos meses de Julho, Agosto e Setembro, o que se ficará a dever à menor solubilidade do oxigénio pelo aumento da temperatura e da salinidade (BROECKER, 1974; KEGLEY & ANDREWS, 1998) mas também às elevadas taxas de respiração e metabólicas dos peixes (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1992). Este facto foi particularmente visível na estação 3, à superfície, localizada junto a uma gaiola pequena, com peixes pequenos, que se distribuem preferencialmente à superfície. No entanto, os valores médios obtidos para todas as estações demonstram que estas águas estão bem oxigenadas, pois todas se aproximam da saturação (100%), provando que a influência da matéria orgânica é relativamente baixa e que há boa mistura e renovação de água, mesmo na zona mais interior da piscicultura.

O aumento de matéria orgânica, que se observou através do parâmetro  $CBO_5$ , na área da piscicultura pode ser relacionado também com a concentração de sólidos em suspensão. Se por um lado este aumento de  $CBO_5$  na zona da piscicultura não foi significativo em relação à estação referência o mesmo já não se pode dizer em relação aos sólidos em suspensão, onde as concentrações foram significativamente mais elevadas nas estações 3 e 4. Estes dados revelam que a quantidade de matéria orgânica gerada pela piscicultura foi pequena, com médias próximas de  $1 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$  e mesmo os valores máximos absolutos não ultrapassaram  $\approx 6 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$ . É curioso salientar que somente na estação referência o

---

parâmetro  $CBO_5$  apresentou uma correlação positiva com a clorofila *a* (Quadro Anexo II.1; Anexo II), o que indica que a matéria orgânica que existe nesta estação se deve à presença de algas e não a outro tipo de matéria orgânica em decomposição. Na estação 3, ocorreu uma correlação positiva entre  $CBO_5$  e a amónia e inversa com os nitratos (Quadro Anexo II.1; Anexo II), indicando que quando ocorre degradação de matéria orgânica forma-se principalmente amónia (composto de azoto reduzido), e não nitratos, que é o composto de azoto mais oxidado.

Quanto aos sólidos em suspensão, as maiores diferenças entre as estações na área da piscicultura e a estação referência, ocorreram ao nível do fundo, onde se depositam naturalmente os resíduos gerados pela piscicultura. Contudo este facto pode ter sido agravado pelo toque da garrafa de colheita de água no fundo, provocando alguma ressuspensão. Na estação referência a evolução temporal dos valores de sólidos em suspensão, parece estar associada à evolução dos valores de clorofila *a*, como indicadores da biomassa fitoplanctónica (CARPENTER, 1993), registando-se uma correlação positiva entre estes dois parâmetros (Quadro Anexo II.1; Anexo II). Esta correlação não é de estranhar uma vez que dos sólidos em suspensão fazem parte o fitoplâncton (STIRCKNEY, 1979). No entanto, na estação 3, um dos parâmetros que melhor se correlacionou com os sólidos foi os fosfatos (Quadro Anexo II.2; Anexo II), o que parece indicar que estes se devem à presença de fezes ou a restos de ração não assimilada .

Quanto ao pH, apesar deste registar um comportamento mais variável nas estações da piscicultura do que na estação referência, não ocorreram diferenças significativas entre estas estações. Os valores médios registados foram tipicamente marinhos ( $\approx 8$ ; LIBES, 1992), não apresentando uma variação espaço/temporal relevante, como encontrado em águas marinhas não poluídas. Neste tipo de águas, os valores de pH variam muito pouco devido ao efeito tampão do sistema carbonato (STUMM & MORGAN, 1995). Uma vez que este sistema é regulado por processos de fotossíntese e de respiração/oxidação da matéria orgânica (FØYN,

1969; BOYD, 1990), é natural que a superfície e o nível intermédio tenham apresentado valores de pH ligeiramente mais elevados, por acção de maior actividade fotossintética e o fundo valores ligeiramente mais baixos por maior oxidação da matéria orgânica, mediada por bactérias. Este facto foi confirmado pela correlação positiva do pH com os valores de % de saturação de oxigénio dissolvido (Quadro Anexo II.5; Anexo II). Quanto às ligeiras variações que se registaram entre amostragens, parte podem ser explicadas não só pela maior ou menor presença de matéria orgânica na água, mas também pela altura do dia a que as amostragens se realizaram (dia/tarde), associando-se assim também a processos fotossintéticos (FØYN, 1969).

Quanto aos nutrientes, durante este estudo observou-se um aumento de concentrações na área envolvente da piscicultura, apresentando todos os compostos de azoto, fosfatos e silicatos concentrações significativamente mais elevadas do que a estação referência. Este facto pode associar-se à maior influência das excreções, que se evidencia nas concentrações mais elevadas de amónia, fezes e restos de comida. Apesar de já se ter provado a possibilidade do aparecimento de marés vermelhas estimuladas pelas elevadas concentrações de nutrientes presentes nos efluentes de pisciculturas (WU, 1995), tal não ocorreu neste estudo, uma vez que as concentrações de nutrientes existentes na área da piscicultura não foram particularmente elevadas. A adição de nutrientes na área da piscicultura não condicionou um aumento da concentração de clorofila *a*, pois inclusivamente registaram-se valores mais elevados de clorofila *a* na estação referência do que na área da piscicultura. Este facto poderá ficar a dever-se ou à variação típica anual, que ocorre na costa ou ainda a fenómenos de afloramento costeiro, que aumentam a disponibilidade de nutrientes na água e que ocorrem nesta zona da costa portuguesa (SILVA, 1999) e condicionam o aumento da produção primária.

No entanto, apesar de não se verificar um aumento da biomassa fitoplanctónica na zona da piscicultura, verificou-se uma alteração ao nível da biodiversidade em relação à estação de referência, onde só se registaram a presença de diatomáceas, dinoflagelados e

---

ciliados. As diatomáceas e os dinoflagelados foram os grupos do fitoplâncton mais abundantes durante o período de amostragem, ocorrendo uma substituição temporal das diatomáceas pelos dinoflagelados. Tal facto é típico de águas, onde ocorre depleção de silicatos, o que de facto aconteceu. Esta mudança na biodiversidade poderá também estar associada à libertação de produtos de excreção e de determinados compostos da dieta tais como vitaminas, e que podem influenciar o crescimento ou a toxicidade de determinadas espécies de fitoplâncton (GESAMP, 1991; ARZUL *et al.*, 1996; 1999; 2002).

Em águas costeiras bem oxigenadas e em oceano aberto o azoto na forma de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) é a forma inorgânica mais abundante (DVIR *et al.*, 1999), contrastando com sistemas muito ricos em nutrientes e matéria orgânica, onde predominam a amónia ( $\text{NH}_4^+$ ) e nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) (PAACHE, 1988). Neste trabalho, as concentrações quer de nitritos (muitas vezes abaixo do limite de detecção) quer de amónia podem considerar-se baixas, o que está relacionado com a boa oxigenação das águas (JONES *et al.* 1982; POXTON & ALLOUSE, 1982). Os pequenos aumentos dos nitritos registados ao longo do período de amostragem podem ser explicados pelo facto deste ser um composto intermédio quer no processo de nitrificação quer no de desnitrificação (DVIR *et al.*, 1999). Uma vez que a amónia é o principal produto de excreção dos peixes (HANDY & PAXTON, 1993), não é de estranhar que todas as estações na área da piscicultura registassem valores de amónia significativamente maiores do que os observados na estação referência. Na estação 3, os valores máximos foram observados à superfície, estando este aumento associado ao facto desta se encontrar junto a uma gaiola com douradas pequenas, que se concentram preferencialmente à superfície e, por estas terem taxas de excreção de amónia superiores à dos peixes adultos (PORTER *et al.*, 1987). Contudo, este nutriente em relação ao azoto inorgânico total ( $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ ) representa uma percentagem baixa (30%), o que é típico de zonas costeiras oxigenadas (SAUTHIER *et al.*, 1998), como já foi referido e que prova que, neste meio a amónia é rapidamente nitrificada. A ocorrência deste processo de nitrificação é confirmado pelas correlações negativa entre

---

nitritos e nitratos e o oxigénio dissolvido (Quadro Anexo II.5; Anexo II). A assimilação dos compostos azotados por parte do fitoplâncton é confirmada pela correlação negativa entre amónia e nitritos, e a clorofila *a* (Quadro Anexo II.5; Anexo II).

Em relação ao fósforo, o composto mais importante no oceano é o fosfato (NEHRING, 1981). Nas pisciculturas este composto é principalmente introduzido através das rações fornecidas e das excreções. As excreções dos peixes podem ser ricas em fosfatos dependendo da quantidade e qualidade das rações que são fornecidas (ENELL, 1995). Na área de influência da piscicultura, também se observaram concentrações significativamente superiores às encontradas na estação referência, em particular nas estações 3 e 4, e no fundo, possivelmente por ocorrer aí maior sedimentação, quer de fezes quer de resto de comida.

Durante este estudo observou-se uma limitação de fósforo (razão N:P>16), o que não é comum encontrar em águas marinhas costeiras, de zonas temperadas e do Oceano Atlântico, onde efectivamente o azoto costuma ser a elemento limitante e regulador da produção primária (TALBOT & HOLE, 1994; ANDERSON *et al.*, 1996; HERBERT, 1999). No entanto, em água marinhas, por vezes pode observar-se uma limitação tanto de azoto como de fósforo (HECKY & KILHAM, 1988). Neste caso, o facto do fitoplâncton ser limitante, pode ser explicado por parte das fezes sólidas ou restos de comida, que contêm fósforo sofrerem uma remineralização muito mais lenta do que às excreções líquidas ricas em azoto se encontram na forma dissolvida (STEFFENS, 1997) e que são à partida mais fáceis de remineralizar e assimilar. Esta limitação em fósforo foi mais acentuada nos meses mais quentes, quando os peixes têm taxas metabólicas mais aceleradas.

No que diz respeito aos silicatos, estes foram o único nutriente que não registaram um aumento significativo relativamente à estação referência, tal como registado por VERGARA *et al.* (1997), para um sistema de gaiolas na ilha da Grande Canária (Espanha). No entanto, estes tiveram um comportamento muito semelhante aos fosfatos, que se traduziu pela correlação positiva entre estes dois parâmetros (Quadro Anexo II.5; AnexoII).

Para este nutriente, registou-se também uma limitação relativamente ao azoto (razão N:Si>1) e que pode ficar a dever à taxa de remineralização dos exosqueletos dos organismos que incorporam este nutriente, como por exemplo: diatomáceas, radiolários, esponjas siliciosas e silicoflagelados, que é mais lenta quando comparada com os composto de azoto e fósforo (HALL *et al.*, 1992). Tal facto poderá explicar a substituição espacial/temporal que se verificou das diatomáceas por dinoflagelos, uma vez que se existirem quantidades de azoto muito superiores aos silicatos, existem condições favoráveis ao desenvolvimento de dinoflagelados (SCHÖLLHORN & GRANÉLI, 1993).

Contudo, do conjunto de parâmetros analisados, o impacte ambiental desta actividade sobre a qualidade da água na área envolvente da piscicultura pode considerar-se localizada e pouco importante. De facto, quando se efectuou a análise de componentes principais ao conjunto de todos os parâmetros determinados na área de estudo, os dois principais factores explicam 72% da variância dos resultados são o consumo de nutrientes pelo fitoplâncton (CP1=38%) e a presença das diatomáceas (CP2=34%) e não a libertação de matéria orgânica, como se poderia esperar, que correspondeu somente ao terceiro componente principal (CP3=16%). Estes resultados são importantes uma vez que demonstram que o sistema está em equilíbrio, ou que está pouco perturbado, atribuído ao forte efeito de mistura e renovação de água em cada ciclo de maré que permitem conjuntamente diluição e dispersão dos resíduos gerados pela piscicultura.

Analisando globalmente todos os nutrientes e aplicando o índice de eutrofização proposto por KARYDIS *et al.* (1983) para meios marinhos (Quadro Anexo III.1; AnexoIII) constata-se que não há grande diferenças a nível trófico entre as várias estações amostradas e que nenhuma da área da piscicultura se revelou eutrófica. Verificou-se que todas as estações amostradas foram mesotróficas para fosfatos, e que a maioria das estações foram oligotróficas à superfície e nível intermédio, com excepção da amónia na estação 3, que foi mesotrófica. Não seria surpreendente se no fundo o estado trófico das águas fosse superior,

uma vez que este local está sujeito à influência da sedimentação de fezes e restos de alimento. Tal facto prova que no fundo as taxas de acumulação deste tipo de material são baixas, devido à acção das correntes que ocorrem nesta zona. Ou seja, os dados revelam que não está a ocorrer eutrofização do local.

Quanto à análise da variação dos parâmetros medidos *in situ*, ao longo da coluna de água, pode afirmar-se que não ocorreu estratificação das massas de água quer na zona costeira quer na zona envolvente à piscicultura, dado o forte efeito de mistura que se faz sentir em ambos os locais. No entanto, os valores mais elevados de temperatura e salinidade observados na estação 3 resultam da sua localização numa zona mais protegida e de menor profundidade. Quanto aos valores mais baixos de percentagem de saturação de oxigénio observados também nesta estação, estes devem-se, não só à sua localização mas também à maior influência da decomposição dos resíduos orgânicos gerados pela piscicultura.

Quanto ao estudo do efeito tidal na variação da qualidade da água na estação 3, observou-se que os valores de temperatura, salinidade, pH e oxigénio dissolvido foram mais baixos em maré morta do que em maré viva. A diminuição da temperatura prende-se com a diferença temporal entre as amostragens, uma vez que a maré morta foi realizada em Setembro, um mês menos quente do que Agosto. No entanto, os valores mais baixos de salinidade, pH e oxigénio dissolvido podem também ser explicados pelo menor efeito de mistura/renovação e diluição que ocorre neste tipo de maré. De facto, este é o principal factor responsável pelas concentrações significativamente maiores de CBO<sub>5</sub>, sólidos em suspensão e nutrientes observadas durante este ciclo de maré. Estas concentrações foram geralmente mais elevadas no fundo, à excepção da amónia, associado aos fenómenos de sedimentação e remineralização da matéria orgânica junto ao sedimento. Os valores mais elevados de amónia, à superfície, cerca da 14 h, podem associar-se à presença de excreções dos peixes, pois estes foram alimentados por volta do meio-dia (informação dada pelos operadores da piscicultura). É conhecido que os níveis de amónia variam dramaticamente após as refeições

---

(POXTON & ALLOUSE, 1987), sofrendo aumentos bastante acentuados 2 a 4 horas após as mesmas (BRETT & ZALA, 1975). Este facto tornou-se particularmente evidente junto à gaiola de peixes pequenos, visto que estes se distribuem preferencialmente na camada superior da coluna de água. Quanto à clorofila *a*, esta apresentou para ambos os ciclos de maré valores semelhantes e um comportamento muito instável ao longo do período de tempo amostrado. Tal parece indicar que este parâmetro é mais influenciado pela hora do dia do que propriamente com o tipo de maré. Este estudo permitiu verificar, que a maré morta correspondeu à pior situação de qualidade da água, por se registar menor hidrodinamismo, menor efeito de troca, mistura e diluição com a água costeira adjacente. Contudo, mesmo nesta situação, e registando-se diferenças significativas em relação às condições de maré viva, a qualidade da água não pode considerar-se má, dados os valores próximos daqueles encontrados na estação de referência. Por outro lado, os dados obtidos neste estudo tidal também são úteis para explicar parte da variabilidade obtida no estudo espacial/temporal que pretendeu ser representativo de ambos os tipos de maré. É também de salientar que a condição de maré escolhida no estudo espaço-temporal foi a Baixa-Mar, quando ocorre menor efeito de diluição, proporcionando assim uma detecção mais fácil do impacto da piscicultura. Apesar da qualidade da água observada durante este período de amostragem ser representativa da pior das condições de maré, globalmente ou em média, esta deve ser melhor do que aquela que aqui se retrata. Isto reforça a ideia de que a piscicultura não estará a alterar significativamente a qualidade da água na área envolvente nem da zona costeira adjacente.

A comparação dos valores médios obtidos neste estudo com outros trabalhos realizados em zonas costeiras e pisciculturas é apresentada no Quadro 4.1. Para a área da piscicultura foram somente seleccionadas as estações 3 e 4, por serem aquelas que revelaram sofrer um maior impacto por parte desta. Da análise destes dados (Quadro 4.1) mais uma vez se corrobora a ideia de que a qualidade da água na área da piscicultura é semelhante à de outros locais costeiros como é o caso do estudo efectuado muito próximo da área deste

Quadro 4.1– Valores médios dos parâmetros determinados neste estudo e noutros locais

Local	Salinidade (S)	pH	Oxigénio dissolvido (%)	Sólidos (mg L <sup>-1</sup> )	Clorofila <i>a</i> (µg L <sup>-1</sup> )	Amónia (µM)	Nitritos (µM)	Nitratos (µM)	Azoto Inorgânico Total (µM)	Fosfatos (µM)	Silicatos (µM)	Referência
<b>Referência</b>	36.2	8.16	102	7.3	0.81	0.39	0.09	1.56	2.54	0.22	1.23	Este estudo
<b>Estação 3</b>	36.3	8.12	98	11.3	0.66	0.95	0.09	1.48	3.52	0.29	1.39	Este estudo
<b>Estação 4</b>	36.2	8.18	102	23.4	0.65	0.60	0.12	3.38	3.38	0.31	1.53	Este estudo
<b>Zona costeira junto a esta área de estudo</b>	35.9		104		2.74		0.21	6.25		0.40	2.0	PISSARRA <i>et al.</i> , 1993
<b>Praia de Faro</b>	36.0		101			1.4	0.40	7.8		0.8	6.7	NEWTON, 1995
<b>Barra do Farol</b>	36.3	8.25			0.95	0.3		0.9		0.3	0.8	FALCÃO 1997
<b>Praia da Falésia</b>	36.0	8.1	105	8.5		1.5	0.20	3.5		0.40	1.1	CRAVO, 1996
<b>Grécia gaiolas</b>			71						166			KLAUDATOS <i>et al.</i> , 1996
<b>Espanha gaiolas</b>						1.83	0.81	2.00	4.43			MUÑOZ <i>et al.</i> , 1997
<b>Espanha tanques de terra</b>		7.7	74	45		55.4	12.10	17.90				TOVAR <i>et al.</i> , 2000
<b>Croácia gaiolas</b>			80		0.47							KATAVIĆ & ANTOLIĆ, 1999
<b>Irlanda gaiolas</b>						0.10		0.62				GOWEN, 1990

---

estudo (PISSARRA *et al.*, 1993), na costa Algarvia (NEWTON, 1995; CRAVO, 1996; FALCÃO, 1997) ou nas pisciculturas de gaiolas em Espanha (MUÑOZ *et al.*, 1997) e na Croácia (KATAVIĆ & ANTOLIĆ, 1999). Somente uma piscicultura de gaiolas na Irlanda (GOWEN, 1990), apresentou valores de amónia e nitratos inferiores aos deste trabalho enquanto uma piscicultura de gaiolas na Grécia (KLAUDATOS *et al.*, 1996) uma concentração em azoto inorgânico total cerca de 50 vezes superior. Ou seja, esta piscicultura representa uma situação típica associada a sistemas de gaiolas em zonas costeiras em que as correntes relativamente fortes podem rapidamente dispersar os nutrientes dissolvidos libertados para uma zona exterior à piscicultura ou diluí-los rapidamente num grande volume de água (TROELL *et al.*, 1999), ao contrário do que registou numa piscicultura em tanques de terra em Espanha, sob influência duma coluna de água pequena e fraco hidrodinamismo (TOVAR *et al.*, 2000).

Dos trabalhos realizados na zona costeira, é de salientar o de PISSARRA *et al.* (1993), em que a amostragem foi conduzida num local próximo desta área de estudo, onde os valores de salinidade, pH e percentagem de saturação de oxigénio dissolvido foram semelhantes aos deste trabalho e semelhantes aos observados na costa Algarvia (NEWTON, 1995; CRAVO, 1996; FALCÃO, 1997). Todos os valores de pH encontram-se dentro do limite estabelecido ( $7 \leq \text{pH} \leq 9$ ) quer para águas balneares (Dec. Lei 236/98) quer para pisciculturas de salmão (S.E.P.A., 2000). Quanto ao oxigénio dissolvido, somente nos estudos efectuados por KLAUDATOS *et al.* (1996), para uma piscicultura de gaiolas na Grécia, e por TOVAR *et al.* (2000), nos efluentes de uma piscicultura de terra instalada junto a um braço de mar, com uma coluna de água de apenas 3-4 m, se observaram níveis médios de oxigénio variaram bastante mais baixos, entre 71-74% (Quadro 4.I). Assim, apesar de neste trabalho se observar uma diminuição dos valores de oxigénio na área das gaiolas, os valores apresentados encontram-se dentro dos limites estabelecidos e legislados para águas balneares (80-120%, Dec. Lei 236/98) e recomendados como mínimos pelo S.E.P.A. (2000), 80% (ou  $7 \text{ mgL}^{-1}$ ) para pisciculturas de salmão na Escócia.

Quanto aos sólidos em suspensão, apesar dos valores médios registados na área da piscicultura (11-23 mg L<sup>-1</sup>) serem superiores aos da estação de referência, e numa praia da costa do Algarve (CRAVO, 1996) foram inferiores aos 45 mg L<sup>-1</sup> registados por TOVAR *et al.* (2000), no efluente da piscicultura de tanques de terra. Os valores determinados neste estudo podem ser considerados baixos, e se os valores extremos não forem considerados (por consequência do toque da garrafa no fundo), as concentrações são inferiores a 15 mg L<sup>-1</sup> recomendados por HANDY & POXTON (1993) para pisciculturas marinhas.

Quanto à clorofila *a*, observou-se que no trabalho de PISSARRA *et al.* (1993), os valores foram bastante mais elevados do que os deste trabalho e na barra do Farol (FALCÃO, 1997), o que pode resultar da variação anual típica ou ainda de fenómenos de afloramento costeiro que ocorrem nesta zona da costa (SILVA, 2000). No entanto os valores obtidos neste estudo foram superiores aos obtidos por KATAVIĆ & ANTOLIĆ (1999) para uma zona de gaiolas de robalos na Croácia, podendo esta diferença ser atribuída aos diferentes ecossistemas em estudo (Atlântico e Mar Adriático). O valor médio máximo detectado na área da piscicultura (1.1 µg L<sup>-1</sup>) foi bastante inferior a 10 µg L<sup>-1</sup>, estabelecido como valor máximo para zonas sob influência de pisciculturas (S.E.P.A., 2000).

Para as concentrações de nutrientes, verificou-se que de uma maneira geral, os valores foram normalmente mais baixos do que na zona da costa algarvia (Quadro 4.I), Praia de Faro e Praia da Falésia (NEWTON, 1995; CRAVO, 1996, respectivamente), à excepção da barra do Farol (FALCÃO, 1997). Para a amónia estes valores foram semelhantes aos encontrados no Mar Báltico (0.3-0.4 µM), onde ocasionalmente se podem encontrar valores entre 0.5-1 µM (GUNDERSEN, 1981). No entanto, foram inferiores aos registados por MUÑOZ *et al.* (1997) para um sistema de gaiolas com douradas no Mar Mediterrâneo (1.83 µM) e por TOVAR *et al.* (2000) no efluente de pisciculturas em tanques de terra (55.4 µM), onde ocorre eutrofização do local onde a piscicultura está instalada e aos máximos estipulados pelo BOJA

---

(1997) para água costeiras atlânticas ( $55.5 \mu\text{M}$ ;  $\approx 1 \text{ mgL}^{-1}$ ). Os restantes compostos azotados (nitritos e nitratos) foram também bastante inferiores aos valores máximos recomendados por BOJA (1997) ( $16.13 \mu\text{M}$  para os nitratos e  $13.04 \mu\text{M}$  para os nitritos) e inferiores aos registados por TOVAR (2000), na piscicultura dos tanques em terra, mas superiores aos observados em Espanha, por MUÑOZ *et al.* (1997), numa piscicultura em gaiolas.

O azoto inorgânico total, neste trabalho foi muito inferior ao valor registado na piscicultura em gaiolas na Grécia (KLAUDATOS *et al.*, 1996)  $166 \mu\text{M}$ , mas próximo do valor encontrado para a piscicultura de gaiolas em Espanha (MUÑOZ *et al.*, 1997),  $4.43 \mu\text{M}$ . É de salientar que na piscicultura da Grécia (KLAUDATOS *et al.*, 1996) se produzem 200 ton/ ano de robalos e que na piscicultura deste estudo a produção é semelhante, 250 ton/ano, o que mostra bem a diferença entre as duas áreas (Mediterrâneo e Atlântico) e o maior impacto da piscicultura causado na Grécia. Os valores de azoto inorgânico total registados para esta piscicultura encontram-se abaixo do limite máximo ( $12 \mu\text{M}$ ) estabelecido pelo S.E.P.A. (2000).

As concentrações de fosfatos e silicatos registadas na área da piscicultura, apesar de não haver dados de comparação com outros estudos (Quadro 4.I.), encontram-se dentro dos valores considerados típicos para águas oceânicas costeiras ( $< 0.2 \mu\text{M}$  no Verão e  $> 0.5 \mu\text{M}$  no Inverno), como indicado por BENITEZ-NELSON (2000).

Com a aplicação de modelo hidrodinâmico confirmou-se que a zona da piscicultura e a zona adjacente possuem um forte hidrodinamismo, com velocidades de corrente relativamente elevadas e forte efeito tidal, o que significa que ocorrem elevadas taxas de renovação de água em cada ciclo de maré, responsáveis pela rápida dispersão dos resíduos e diluição dos compostos gerados pela piscicultura.

Quando se aplicou o módulo de qualidade da água observou-se que grande parte da adição de amónia é removida do sistema ao fim de 24 horas, estando esta remoção

particularmente associada a factores de dispersão e não às rápidas taxas de nitrificação que devem existir dada a boa oxigenação da água, demonstrado pela baixa razão amónia/azoto inorgânico total.

Assim, os dados da modelação confirmam que o impacte da piscicultura é localizado na sua área mais central e que apesar da adição de amónia ser contínua nunca se verificaram valores muito elevados, ao longo de todo o estudo e de facto o valor máximo absoluto encontrado foi  $\approx 5 \mu\text{M}$ .

Em vazante a água na zona costeira adjacente à piscicultura circula para sudeste, fazendo-se a dispersão dos produtos emitidos pela piscicultura na costa se dê ao longo do molhe, provando que a estação de referência foi bem escolhida, por não sofrer influência da piscicultura.

A aplicação de modelação para caracterização e simulação numa zona de pisciculturas foi igualmente efectuado por WU *et al.*(1995) para avaliar o impacte de uma piscicultura em Hong Kong. Neste trabalho, utilizaram-se, de igual forma, dois modelos – um de hidrodinâmica e outro de qualidade de água e, tal como neste estudo, os resultados do modelo hidrodinâmico foram utilizados no modelo de qualidade da água. Este autor verificou que a impacte da piscicultura na qualidade da água foi bastante localizado, também devido à forte advecção provocada pelas correntes de maré. No entanto, o modelo de qualidade da água utilizado, não foi um modelo ecológico geral, mas sim elaborado especificamente para a piscicultura, com dados directos da quantidade de ração fornecida. Este tipo de modelos pode trazer vantagens pois permite efectuar as simulações em função do aumento de produtividade da piscicultura e calcular as quantidades de ração que podem ser fornecidas de forma a minimizar o seu impacte. Contudo, apesar do modelo de qualidade de água aplicado neste estudo não ser específico para zonas de pisciculturas, a sua utilização como modelo ecológico tornou-se mais apropriado, pois encontra-se calibrado para aquela zona da costa e assim permite calcular o impacte desta piscicultura naquela zona, mesmo a nível ecológico,

tratando esta actividade como qualquer outra fonte de entrada de material de origem antropogénica.

## 5 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

A piscicultura parece não ter um impacto negativo relevante sobre a qualidade da água na área envolvente, que quando ocorre é localizado. Este facto deve-se ao elevado efeito de diluição/dispersão e hidrodinamismo verificado mesmo dentro da zona da piscicultura. Apesar de se terem registados valores significativamente diferentes na zona da piscicultura em relação à referência, estes não foram particularmente elevados, sendo de uma forma geral semelhantes aos registados para outras zonas da costa de Portugal, sendo por isso improvável que a adição de compostos gerados pela piscicultura tenha uma importância ecológica significativa. Os valores registados nesta piscicultura foram inferiores ou dentro dos valores registados noutras pisciculturas de gaiolas e abaixo dos limites estabelecidos pelo BOJA (1997), para águas costeiras atlânticas ou S.E.P.A. (2000) para as pisciculturas de salmões na Escócia.

A actual capacidade de diluição e dispersão do sistema foi evidente, não se reflectindo nem na eutrofização do sistema, nem no aumento da biomassa fitoplanctónica. O maior impacto foi observado à superfície, na zona da gaiola pequena, para a amónia associada às excreções dos peixes e no fundo, junto à gaiola grande, onde foi mais notório o aumento de sólidos em suspensão e fosfatos, associados à sedimentação e remineralização da matéria orgânica gerada pela piscicultura.

Neste local, o efeito de mistura e diluição causado pelo enorme volume de água que é trocado em cada ciclo de maré (profundidade da coluna de água >20 m) e acção de correntes dominantes capazes de dispersar a carga associada a esta actividade para o meio marinho adjacente, foi comprovado aquando da aplicação do modelo *Mohid*. Contudo, quanto ao modelo, apesar de se revelar relativamente bem calibrado para esta área de estudo (dada a grande semelhança entre os valores obtidos a partir da simulação e os reais), seria importante haver um aprofundamento do conhecimento a nível dos processos biológicos envolvidos na

transformação dos compostos, nomeadamente a taxa de nitrificação, para que os resultados se aproximassem ainda mais da realidade.

## 6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBOTT, M. B.; DAMSGAARD, A. & RODENHUIS, G. S. (1973). System 21, Jupiter, a design system for two-dimensional nearly-horizontal flows. *Journal of Hydraulic Research*, **1**:1-28.

ACKEFORS H. & ENELL, M. (1990). Discharge of nutrients from Swedish fish farming to adjacent sea areas. *Ambio*, **19**(10):28-35.

ALABASTER, J. S. (1982). Survey of fish-farm effluents in some EIFAC countries. Report of the EIFAC workshop on fish-farm effluents, Silkeborg, Denmark 26-28 May 1981. *EIFAC Technical Paper*, **41**:5-15.

ANDERSON, A.; HAJDU, S.; HAECKY, P.; KUPARINEN, J. & WIKNER, J. (1996). Succession and growth limitation of phytoplankton in the Gulf of Bothnia (Baltic Sea). *Marine Biology*, **126**:791-801.

SCPCR (SWEDISH COUNCIL FOR PLANNING AND COORDINATION OF RESEARCH) (1983). The environmental impact of aquaculture (report from the working group on environmental effects to the Steering Committee on aquaculture). *Swedish Council for Planning and Coordination of Research in cooperation with the National Resource Commission* 74pp.

ARAKAWA, A. & LAMB, V. R. (1977). Computational design of the basic dynamical processes of the UCLA general circulation model. *Methods in Computational Physics*, **17**:174-265.

ARZUL, G.; CLÉMENT, A. & PINIER, A. (1996). Effects on phytoplankton growth of dissolved substances produced by fish farming. *Aquatic Living Resources*, **9**:95-102.

ARZUL, G.; SEGUEL, M. & CLÉMENT, A. (1999). Effect of marine animal excretions on the growth of phytoplankton. *ICES Environmental Effects of Mariculture*, St. Andrews, Canada 13-17 September

ARZUL, G.; SEGUEL, M.; CLÉMENT, A.; YOUENOU, G. & CRASSOUS, M. P. (2002). Effects of marine animal excretions on phytoplankton growth in laboratory experiments: the contribution of organic components. Aquaculture, environment and marine phytoplankton. Proceedings of a symposium held in Brest, 21-23 May 2001. *Actes Colloq. IFREMER*, **34**:115-125.

APHA (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (18 edition) 5-1 – 5-6 p.

AXLER, R.; TIKKANEN, C.; MCDONALD, M.; LARSEN, C. & HOST, G. (1993). Fish bioenergetics modelling to estimate waste loads from a net-pen aquaculture operation. In: WANG, J.-K.. *Techniques for modern aquaculture*. Proceedings of an Aquacultural Engineering Conference, 21-23 June 1993, Spokane Washington. American Society of Agricultural Engineers, Michigan 596-694 p.

BARG, U. C. (1992). Guidelines for the promotion of environmental management of coastal aquaculture development (based on a review of selected experiences and concepts). *FAO Fisheries Technical Paper*, n<sup>o</sup>. **328**, FAO Rome, 122 pp.

BARG, U. C.; BARTLEY, D. M.; TACON, G. J. & WELCOMME, R. L. (1997). Aquaculture and its environment: case for collaboration. In: HANCOCK, D. A.; SMITH, D. C. GRANT, A. & BEUMER, J. P.. *Developing and sustaining world fisheries resources, the state of science and management*. 2<sup>nd</sup> World Fisheries Congress, 1996 Brisbane Qld. Csiro Publishing, Australia 462-470 p.

BARG, U. C. & PHILLIPS, M. J. (1997). Review of the state of world aquaculture. *FAO Fisheries Circular*, n<sup>o</sup> **886**, Rev 1. Rome FAO 163 pp.

BARNABÉ, G. (1994). *Aquaculture, biology and ecology of cultured species*. Ellis Horwood Ltd, Great Britain 1-7p.

BEEBY, A. (1993). *Applying ecology*. Chapman & Hall, Oxford 441 pp.

BENITEZ-NELSON, C. R. (2000). The biogeochemical cycling of phosphorus in marine systems. *Earth-Science Reviews*, **51**:109-135.

BEVERIDGE, M. C. M. (1984). Cage and pen fish farming carrying capacity models and environmental impacts. *FAO Fisheries Technical Paper* n°. **255**, FAO Rome 131 pp.

BEVERIDGE, M. C. M. (1987). *Cage aquaculture*. Fishing News Book, Great Britain 351 pp.

BEVERIDGE, M. C. M.; PHILLIPS, M. J. & CLARKE, R. M. (1991). A quantitative and qualitative assessment of wastes from aquatic animal production. In: BRUNO, D. E. TOMASSO, J. R. (eds). *Aquaculture and water quality. Advances in World Aquaculture* vol. **3**. Aquaculture Society, Baton Rouge, Louisiana 506-533p.

BEVERIDGE, M. C. M.; ROSS, L. G. & STEWART, J. A. (1996). The development of mariculture and its implication for biodiversity. In: ORMOND, R. F. G. & GAGE, J. (eds). *Marine biodiversity: patterns and processes*. Cambridge University Press 372-393 p.

BEVERIDGE, M. C. M.; PHILLIPS, M. J. & MACINTOSH, D. J. (1997). Aquaculture and the environment: the supply of and demand for environmental goods and services by Asian aquaculture and the implications for sustainability. *Aquaculture Research*, **28**(10):797-807.

BLUMBERG, A. F. & KANTHA, L. H. (1985). Open boundary condition for circulation models. *Journal of Hydraulic Engineering*, **111**:237-2555.

BOJA (1997). *Boletín Oficial de la Junta de Andalucía* n°. **27**, 2591-2598.

BOYD, C. (1990). *Water quality in ponds for aquaculture*. Alabama Agricultural Experiment Station, Auburn University. Alabama 462 pp.

BRETT, J. R. & ZALA, C. A. (1975). Daily pattern of nitrogen excretion and oxygen consumption of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) under controlled conditions. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **32**:2479-2486.

BROECKER, W. S. (1974). *Chemical oceanography*. Harcourt Brace Javanovich, Inc., 214 pp.

BROWN, E. E. (1983). *World fish farming: cultivation and economics* (2ª edição). AVI Publishing Company, Inc. Westport, Connecticut 516 pp.

CARAPETO, C. (1994). *Ecologia, princípios e conceitos*. Universidade Aberta, Lisboa, 119 pp.

CARPENTER, S. R.; MORRICE, J.; SORANNO, P. A.; ELSER, J. J.; MACKAY, N. A. & ST. AMAND, A. (1993). In: CARPENTER, S. R. & KITCHELL, J. F (eds). *The trophic cascade in lakes*. Cambridge University Press, Cambridge 225-251 p.

CARRIT, D. E. & CARPENTER, J. H. (1966). NASCO Report. *Journal Marine Research*, **24**:286-318.

CASTELLÓ-ORVAY, F. (1993). Acuicultura: historia, evolucion, situacion actual. In: CASTELLÓ-ORVAY, F. (ed). *Acuicultura marina: fundamentos biológicos y tecnologia de la producción*. Universitat de Barcelona, Barcelona 11-24 p.

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.

CHATFIEL C. & COLLINS, A. J. (1980). *Introduction to multivariate analysis*, Chapman & Hall, London 246 p.

CHUA, T.-E.; PAW, J. N. & TECH, E. (1989). Coastal aquaculture development in ASEAN: the need for planning and environmental management. In, CHUA, T.-E. & PAULY D. (eds). *Coastal area management in Southeast Asia: policies, management, strategies and case studies*. ICLARM Conference Proceedings 19, 254 pp. Ministry of Science, Technology and Environment, Kuala Lumpur; Johor State Economic Planning Unit, Johore Bahru,

Malasya; and International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines. 57-70 p.

CRAVO, A. (1996). *The impact of sewage discharges in Vilamoura, Portugal (water quality and metal accumulation in the soft tissue and shell of Patella aspera)*. PhD Thesis, School of Ocean Sciences, University of Wales, Bangor, 285 p.

DVIR, O.; RIJN, J. VAN & NEORI, A. (1999). Nitrogen transformations and factors leading to nitrite accumulation in a hypertrophic marine fish culture system. *Marine Ecology Progress Series*, **181**:97-106.

ENELL, M. (1995). Environmental impact of nutrients from nordic fish farming. *Water Science and Technology*, **31**(10):61-71.

ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OFFICE (2000). The Salmon Aquaculture Review Final Report, volume 1. British Columbia, Canadá. [www.intrafish.com/laws-and-regulations/report\\_bc](http://www.intrafish.com/laws-and-regulations/report_bc)

EPA (1985). Rates, constants, and kinetic formulations in surface water quality modeling (2ª edição). USEPA, Report **EPA/600/3-85/040**.

ERVIK, A.; HANSEN, P. K.; AURE, J.; STIGEBRANDT, A.; JOHANNSEN, P. & JAHNSEN, T. (1997). Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming I. The concept of the MOM system (Modelling – Ongrowing fish farms – Monitoring). *Aquaculture*, **158**:85-94.

FALCÃO, M. M. (1997). *Dinâmica dos nutrientes na Ria Formosa: efeitos da interação da laguna com as suas interfaces na reciclagem do azoto, fósforo e sílica*. Tese de Doutoramento, Universidade do Algarve, Faro 223 p.

FAO (1995). Review of the state of world fisheries resources: aquaculture. *FAO Fisheries Circular* n.º **886**. Rome FAO 127 pp.

FAO (1999). *Aquaculture production statistics 1988-1997*. FAO Rome.

FERZIGER, J. & PERIĆ, M. (1995). Computational methods for fluid dynamics, Springer, 423 pp.

FLATHER, R. A. (1976). A tidal model of the northwestern European continental shelf. *Mem. Soc. R. Sci. Liege, Ser.*, **6**(10):141-164.

FOLKE, C.; KAUTSKY, N.; TROELL, M. (1994). The costs of eutrophication from salmon farming: implications for policy. *Journal of Environmental Management*, **40**:173-182.

FØYN, E. (1969). The composition of seawater and the significance of chemical components of the marine environment in LANGE, R. (ed.). *Chemical oceanography, an introduction*. Scandinavian University Library (Universitetsforlaget), 152 pp.

GESAMP (IMO/FAO/Unesco/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution) (1991). Reducing environmental impacts of coastal aquaculture. *Reports and Studies GESAMP n° 47*, 35 pp.

GESAMP (IMO/FAO/Unesco/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution) (1996). Monitoring the ecological effects of coastal aquaculture wastes. *Reports and Studies GESAMP n° 57*, 38 pp.

GILLIBRAND, P. A. & TURRELL, W. R. (1997). The use of simple models in the regulation of the impact of fish farms on water quality in Scottish sea lochs. *Aquaculture*, **159**:33-46.

GILLMAN, M. & HAILS, R. (1997). *An introduction to ecological modelling, putting practice into theory*. Methods in Ecology, Blackwell Science Ltd, Great Britain 202 pp.

GOWEN, R. J. (1990). *An assessment of the impact of fish farming on the water column and sediment ecosystems of Irish coastal waters*. Department of the Marine, Dublin 75 pp.

GOWEN, R. J.; ROSENTHAL, H.; MÄKINEN, T. & EZZI, I. (1990). Environmental impact of aquaculture activities. In: PAUW, N. DE & BILLARD, R. (eds). Aquaculture Europe'89 – Business Joins Science. *European Aquaculture Society, Special Publication* n°. **12**, Bredene, Bélgica 257-283 pp.

GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M. & KREMLING, K. (1983). *Methods of seawater analysis*. Second Revised and Extended Edition, Verlag Chemie, Kiel, 419 pp.

GUNDERSEN, K. (1981). The distribution and biological transformations of nitrogen in the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, **12**(6):199-201.

HAEFNER, J. W. (1996). *Modelling biological systems, principles and applications*. Chapman & Hall, U.S.A. 473 pp.

HALL, C. A.; DAY JR., J. (1977). *Ecosystem modelling in theory and practice: an introduction with case histories*. John Wiley and Sons, Colorado 684 pp.

HALL, P. O. J.; ANDERSON, L. G.; HOLBY, O.; KOLLBERG, S.; SAMUELSSON, M.-O. (1990). Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. I Carbon. *Marine Ecology Progress Series*, **61**:61-73.

HALL, P. O. J.; HOLBY, O.; KOLLBERG, S.; SAMUELSSON, M.-O. (1992). Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. IV Nitrogen. *Marine Ecology Progress Series*, **89**:81-91.

HANDY, R. D. & POXTON, M. G. (1993). Nitrogen pollution in mariculture: toxicity and excretion compounds by marine fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **3**:205-241.

HARGRAVE, B. T.; PHILLIPS, G. A.; DOUCETTE, L. I.; WHITE, M. J.; MILLIGAN, T. G.; WILDISH, D. J. & CRANSTON, R. E. (1997). Assessing benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture. *Water, Air and Soil Pollution*, **99**:641-650.

HECKY, R. E. & KILHAM, O. (1988). Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography*, **33**:796-822.

HELLERMAN, S. & ROSENSTEIN, M. (1983). Normal monthly wind stress over the world ocean with error estimates. *Journal of Physical Oceanography*, **13**:1093-1104.

HENSERSON, A. R. & ROSS, D. J. (1996). Use of macrobenthic infaunal communities in the monitoring and control of the impact of marine cage fish farming. *Aquaculture Research*, **26**(9):659-678.

HERBERT, R. A. (1999). Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews*, **23**:563-590.

HEVIA, M.; ROSENTHAL, H. & GOWEN, R. J. (1996). Modelling benthic deposition under fish cages. *Journal of Applied Ichthyology*, **12**:71-74.

HOFMAN E. E. (1997). Models for marine ecosystems. *In*: TULJAPURKAR, S. & CASWELL, H. (eds). *Structured-population models in marine, terrestrial and freshwater systems*. Population and Community Biology Series n<sup>o</sup>.18, Chapman & Hall, U.S.A. 409-433 pp.

HOLBY O. & HALL, P. O. J. (1991). Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. II Phosphorus. *Marine Ecology Progress Series*, **70**:263-272.

HOLBY O. & HALL, P. O. J. (1994). Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. III Silicon. *Aquaculture*, **120**:305-318.

HOLMER, M. (1991). Impacts of aquaculture on surrounding sediments: generation of organic-rich sediments. *In*: De PAUW, N. & JOYCE, J. (eds). *Aquaculture and the environment*. *Aquaculture Society Special Publication n<sup>o</sup>.16*, Gent 155-175 p.

HOLMER, M. & KRISTENSEN, E. (1992). Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulphate reduction of underlying sediments. *Marine Ecology Progress Series*, **80**:191-201.

HOLMER, M. & KRISTENSEN, E. (1996). Seasonality of sulfate reduction and pore water solutes in a marine fish farm sediment: the importance of temperature and sedimentary organic matter. *Biogeochemistry*, **32**:15-39.

JONES, K. J.; AYRES, P.; BULLOCK, A. M.; ROBERTS, R. J. & TETT, P. (1982). A red tide of *Gyrodinium aureolum* in a sea loch of the Firth of Clyde and associated mortality of pond-reared salmon. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **62**:771-782.

JØRGENSEN, S. E. (1994). *Fundamentals of ecology modelling* (2 edition). Developments in Environmental Modelling 19. Elsevier Science, Netherlands 628 pp.

JØRGENSEN, S. E.; HALLING-SØRENSEN, B. & NIELSEN, S. V. (1996). *Handbook of environmental and ecological modelling*. Lewis Publications, U.S.A. 672 pp.

KARYDIS, M.; IGNATIADES, L. & MOSCHOPOULOU, N. (1983). An index associated with nutrient eutrophication in the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **16**:339-344.

KATAVIĆ, I. & ANTOLIĆ, B. (1999). On the impact of a sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) cage farm on water quality and macrobenthic communities. *Acta Adriatica*, **40**(2):19-32.

KAUTSKY, N.; FOLKE, C.; RÖNNBÄCK, P.; TROELL, M.; BEVERIDGE, M. & PRIMAVERA, J. (2001). *Aquaculture. Encyclopedia of biodiversity* (Vol. 1). Academic Press, U.K. 185-198 p.

KEGLEY, S. E. & ANDREWS, J. (1998). *The chemistry of the water*. University Science Books, U.S.A. 85 pp.

KELLY, L. A. (1995). Predicting the effect of cages on nutrient status of Scottish freshwater lochs using mass-balance models. *Aquaculture Research*, **26**(7):469-477.

KLAUDATOS, S. D.; CONIDES, A.J. & CHATZIEFSTATHIOU, M. V. (1996). Environmental impact assessment (EIA) studies in a floating cage culture systems in Greece. In: TAUSSIK, J. & MITCHELL, J. (eds). *Partnership in Coastal Zone Management*. Samara Publishing Limited, Cardigan 525-532 p.

LEENDERTSEE, J.J. (1967). Aspects of a computational model for long water wave propagation. *Rand Corporation, Memorandum RH-5299-RR*, Santa Monica.

LE PROVOST, C.; LYARD, F.; MOLINES, J. M.; GENCO, M. L. & RABILLOUD, F. (1998). A Hydrodynamic Ocean Tide Model Improved by assimilating a satellite altimeter derived dataset. *Journal Geophysical Research* **103**-C3.

LIBES, S. (1992). *Introduction to marine biogeochemistry*. John Wiley & Sons, New York, 734 pp.

LORENZEN, C. J. (1967). Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnology Oceanography*, **12**(2):343-346.

MARTINS, F.; NEVES, R.; LEITÃO, P. & SILVA, A. (2001). 3D modeling in the Sado estuary using a new generic coordinate approach. *Oceanologica Acta*, **24**:S51-S62.

MASSER, M. P. (1988). What is cage culture? *SRAC Publication* n°. **160** 2 pp.

MASSER, M. P. (1997a). Cage culture site selection and water quality. *SRAC Publication*, n°. **161** 4 pp (revised).

MASSER, M. P. (1997b). Cage culture cage construction, placement and aeration. *SRAC Publication*, n°. **162** 4 pp (revised).

MAZZOLA, A.; MIRTO, S. & DANOVARO, R. (1999). Initial fish-farm impact on meiofaunal assemblages in coastal sediments of the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, **38**(12):1126-1133.

MCGHIE, T. K.; CRAWFORD, C. M.; MITCHELL, I. M.; O'BRIEN, D. (2000). The degradation of fish-cage waste sediments during fallowing. *Aquaculture*, **187**:351-366.

MIRANDA, R. (1999). *Nitrogen biogeochemical cycle modeling in the North Atlantic ocean*. MsC. Thesis – IS, Lisbon.

MORRIS, A. W. (editor) (1984). *Practical procedures for estuarine studies*. A handbook prepared by the Estuarine Ecology Group of the Institute for a Marine Environmental Research. Institute for Marine Environmental Research. Natural Environmental Research Council, Swindon, 262 pp.

MUIR, J. (1996). A systems approach to aquaculture and environmental management. In: BAIRD, D. J.; BEVERIDGE, M. C. M.; KELLY, L. A. & MUIR, J. (eds.). *Aquaculture and water resource management*. Blackwell Science Ltd, Great Britain 19-49 p.

MUÑOZ, J. F.; MARTÍNEZ-LAGE, J. A.; RUIZ, F. & MOYANO, F. J. (1997). Variaciones de parámetros ambientales asociados a un cultivo de jaulas flotantes em la costa de Carboneras (Almeria). *VI Congreso Nacional de Acuicultura*, Cartagena 9-11 Julio.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL (U.S.). (1992). *Marine aquaculture: opportunities for growth, report of the Committee on assessment of technology and opportunities for marine aquaculture in the United States*, Marine Board, Commission on Engineering and Technical Systems. National Academic Sciences, U.S.A. 290 pp.

NEHRING, D. (1981). Phosphorus in the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, **12**(6):194-198.

NEVES, M. G.; LOSADA, M. A. & LOSADA, I. (1999) - Estudo de ressonância do porto de Sines. *1<sup>as</sup> Jornadas Portuguesas de Engenharia Costeira e Portuária*, Porto, Novembro.

NEVES, R. J. J. (1985). *Étude Experimentale et Modélisation des Circulations Trasitoire et Résiduelle dans l'Estuaire du Sado*. Ph. D. Thesis, Univ. Liège

NEVES, R.; LEITÃO, P.; BRAUNSCHWEIG, F.; MARTINS, F.; COELHO, H.; SANTOS, A. & MIRANDA, R. (2000). The advantage of a generic coordinate approach for ocean modelling. Proceedings of the *Eighth International Conference Hydraulic Engineering Software HYDROSOFT 2000*, 12-14 Junho 2000, Lisboa.

NEWTON, A. (1995). *The Water Quality of the Ria Formosa Lagoon, Portugal*. PhD Thesis, School of Ocean Sciences, University of Wales, Bangor, 226 pp.

PAASCHE, E. (1988). Pelagic primary production in nearshore waters. In: BLACKBURN, H. T. & SØRENSEN, J. (eds). *Nitrogen cycling in coastal marine environments*. SCOPE, John Wiley & Sons Ltd, Chichester 33-58 p.

PALMA, E. D. & MATANO, R. P. (1998). On the implementation of passive open boundary conditions for a general circulation model: The barotropic mode. *Journal of Geophysical Research*, **103**:1319-1342..

PASPATIS, M.; BOUJARD, T.; MARAGOUDAKI, D. & KENTOURI, M. (2000). European sea bass growth and N and P loss under different feeding practices. *Aquaculture*, **184**:77-88.

PILLAY, T. V. R. (1990). *Aquaculture principles and practices*. Fishing News Books, Cambridge, U. K. 575pp.

PISSARRA, J. L.; CAVACO, M. H.; MANSO, L. & GOES, M. C. (1993). Ciclos de produção planctónica. Componente de oceanografia química. Campanha Verão 85. *Relatório Técnico Científico INIP* **69**. Lisboa, Setembro 28 pp.

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.

PORTER, C. B.; KROM, M. D.; ROBBINS, M. G.; BRICKELL, L. & DAVIDSON, A. (1987). Ammonia excretion and total-N budget for gilthead sea bream (*Sparus aurata*) and its effects on water quality conditions. *Aquaculture*, **66**:287-297.

POXTON, M. G. & ALLOUSE, S. B. (1982). Water quality criteria for marine fisheries. *Aquaculture Engineering*, **1**(3):153-191.

POXTON, M. G. & ALLOUSE, S. B. (1982). Cyclical fluctuations in ammonia and nitrite-nitrogen resulting from the feeding of turbot, *Scophthalmus maximus* (L.), in recirculating systems. *Aquaculture Engineering*, **6**(4):301-322.

RIJN, L. C. (1989) - Handbook Sediment Transport by Currents and Waves. *Delft Hydraulics*, Report **H 461**, June .

RODRIGUES, V.; NEVES, R. J. J. & MIRANDA, R (1996). Modelação ecológica e da qualidade da água em zonas costeiras. 5<sup>a</sup> Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, Aveiro.

SAUTHIER, N.; GRASMICK, A. & BLANCHETON, J. P. (1998). Biological denitrification applied to a marine closed aquaculture system. *Water Research*, **32**(6):1932-1938.

SCHÖLLHORN, E. & GRANÉLI, E. (1993). Is the increase of flagellates in coastal waters caused by changes in the ratios of N, P and Si? In: SMAYDA, T. J. & SHIMIZU, Y. (eds). *Toxic phytoplankton blooms in the sea*. Elseviers, Amsterdam 811-817 p.

S.E.P.A. (Scottish Environment Protection Agency) (2000). *Procedures manual on regulation and monitoring marine cage fish farming in Scotland*. Policy n<sup>o</sup>. 40 – Policy on regulation and expansion of caged fish farming of salmon in Scotland. [www.sepa.org.uk/guidance/fishfarmmanual/manual.asp](http://www.sepa.org.uk/guidance/fishfarmmanual/manual.asp)

SEPPÄNEN, E. (1985). *Powersim a tool for building system dynamics models*. Kymdata, Mikkeli, Finland 105 pp.

SILVA, A. (2000). *Variabilidade fitoplanctónica em 3 perfis da costa portuguesa numa situação de upwelling (Junho-Julho de 1999)*. Relatório de estágio. Zoologia e Antropologia, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa 50 pp.

SILVERT, W. (1992). Assessing environmental impacts of finfish aquaculture in marine waters. *Aquaculture*, **107**:67-79.

SILVERT, W. & SOWLES, J. W. (1996). Modelling environmental impacts of marine finfish aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology*, **12**(2):75-81.

SILVERT, W. (1995). Modelling environmental interactions of mariculture. *ICES CM/R:6*, 1-10 p.

STEFFENS, W. (1997). Options to reduce the discharge of wastes from intensive fish culture. *Asian Fisheries Science*, **10**:91-100.

STEVENS, D. P. (1991). The Open Boundary Condition in the United Kingdom Fine Resolution Antarctic Model. *Journal of Physical Oceanography*, **21**:1494-1499.

STRICKLAND, J. D. & PARSON, T. R. (1992). *A practical handbook of seawater analysis* (2 edição). Fisheries Research Board of Canada Bulletin 167, Ottawa 310 pp.

STICKNEY, R. R. (1979). *Principles of warmwater aquaculture*. John Wiley & Sons, U.S.A. 375 pp.

STUMM, W. & MORGAN, J. (1995). *Aquatic chemistry, chemical equilibria and rates in natural waters* (3 edição). Wiley – Interscience Series of Texts and Monographs. John Wiley & Sons Inc, Great Britain 1040 pp.

SWANN, L.; MORRIS, J. E.; SELOCK, D. & RIEPE, J. (1994). Cage culture of fish in the North Central region. *Technical Bulletin Series*, **110** 13 pp.

TALBOT, C. & HOLE, R. (1994). Fish diets and the control of eutrophication resulting from aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology*, **10**:258-270.

TOVAR, A.; MORENO, C.; MÁNUEL-VEZ, M. P. & GARCIA-VARGAS, M. (2000). Environmental impacts of intensive aquaculture in marine waters. *Water Research*, **34**:334-342.

TRENBERTH, K. E.; LARGE, W. G. & OLSEN, J. G. (1990). The mean annual cycle in global wind stress. *Journal of Physical Oceanography*, **20**:1742-1760.

TROELL, M.; ROENNBAECK, P.; HALLING, C.; KAUTSKY, N. & BUSCHMANN (1999). Ecological engineering in aquaculture: use of seaweeds for removing nutrients from intensive mariculture. *Journal of Applied Phycology*, **11**:(1):89-97.

VELASCO, A. (1993). Piscicultura en jaulas flotantes. In: CASTELLÓ-ORVAY, F. (ed). *Acuicultura marina: fundamentos biológicos y tecnología de la producción*. Universitat de Barcelona, Barcelona 681-690 p.

VERGARA, J. M.; MOLINA, L.; HAROUN, R.; GONZÁLEZ, N.; CÁMARA, P.; GARBIZU, B.; HERRERA, R.; PAVÓN, N.; GARCÍA, I.; SOLER, E.; ESPINO, F. & GÓMEZ, D. (1997). Estudios de impacto ambiental en una instalación de jaulas flotantes en el litoral de la isla de Gran Canaria. Resultados preliminares. *VI Congreso Nacional de Acuicultura*, Cartagena, España 9-11 Julio.

VINOKUR, M. (1989). An analysis of finite-difference and finite-volume formulations of conservation laws. *Journal of Computation Physics*, **81**:1-52.

WU, R. S. S. (1995). The environmental impact of marine fish culture: towards a sustainable future. *Marine Pollution Bulletin*, **31**(4-12):159-166.

WU, R. S. S.; SHIN, P. K. S.; MACKAY, D. W.; MOLLOWNEY, M. & JOHNSON D. (1999). Management of marine fish farming in the sub-tropical environment: a modelling approach. *Aquaculture*, **174**(3-4):279-298.

# **Anexo I**

## **Modelo *Mohid***

---

## **MODELO *Mohid***

Ao longo da sua existência, o modelo *Mohid* tem vindo a ser utilizado em inúmeros casos de estudo entre os quais se podem encontrar zonas com características muito diferentes como sejam o caso do oceano profundo (casos do Atlântico Nordeste, no âmbito do projecto *Omex*, e do mar Mediterrâneo, no âmbito do projecto *EuroModel*), zonas fluviais e estuarinas, zonas costeiras, lagoas e albufeiras.

### **1 - MÓDULO HIDRODINÂMICO**

O módulo hidrodinâmico do sistema *Mohid* resolve as equações primitivas do movimento no espaço tridimensional. A discretização espacial destas equações é feita utilizando uma técnica de volumes finitos a qual permite a utilização de um sistema de coordenadas verticais genérico. A discretização temporal é baseada na utilização de um esquema semi-implícito.

O modelo permite a consideração de condições de fronteira abertas ou fechadas. As condições de fronteira abertas podem ser do tipo nível imposto, radiativas ou um misto das duas.

A versatilidade do módulo hidrodinâmico permite que se proponha esta como a única ferramenta para simular o escoamento em todos os locais independentemente da complexidade da respectiva geometria.

---

## **1.1 - EQUAÇÕES RESOLVIDAS**

O módulo hidrodinâmico do sistema *Mohid* resolve a forma primitiva tridimensional das equações do movimento. As únicas aproximações admitidas são a de Boussinesq e a hidrostática. Os termos resolvidos pelas equações são, nomeadamente, os não-lineares (ou advectivos), os difusivos, a pressão barotrópica, a pressão baroclínica, a força de Coriolis, o atrito no fundo, a tensão de corte na superfície e o potencial de maré. As velocidades horizontais são calculadas com base nas equações do movimento enquanto a localização da superfície livre e a velocidade vertical são calculadas por conservação de massa.

## **1.2 - DISCRETIZAÇÃO ESPACIAL**

As equações são discretizadas no espaço utilizando o método dos volumes finitos. Neste caso o ponto de partida são equações aplicadas a volumes de controlo. Desta forma a grade é definida explicitamente e as equações são resolvidas sempre da mesma forma independentemente da geometria das células. Uma vez que as equações são sempre resolvidas na forma de uma divergência de um fluxo, este método garante a conservação das propriedades transportadas (FERZIGER & PERIĆ, 1995; VINOKUR, 1989).

### **1.2.1 - DISCRETIZAÇÃO VERTICAL**

Os volumes finitos permitem uma grande flexibilidade, ao nível da discretização espacial, uma vez que a geometria é introduzida numa forma explícita através das áreas e volumes de cada célula. Esta versatilidade, permite subdividir o domínio tanto na horizontal como na vertical, em zonas com diferentes discretizações (Figura Anexo I.1).

---

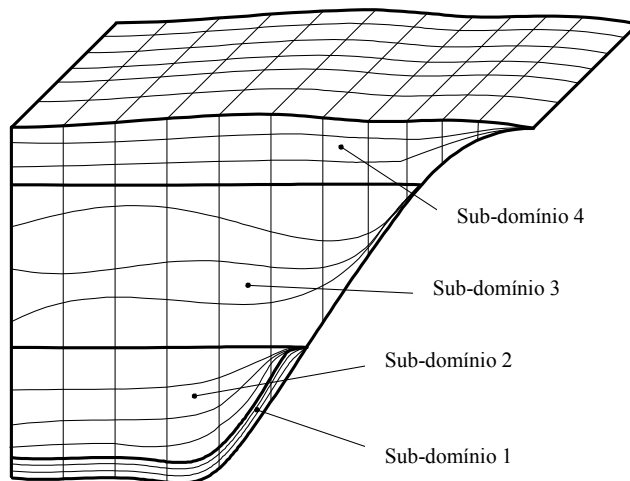


Figura Anexo I.1 - Malha ilustrativa das potencialidades de discretização vertical do sistema *Mohid*.

Esta metodologia possibilita igualmente o desenvolvimento, sem muito esforço, de coordenadas verticais alternativas que melhor se adaptem a um caso particular. Este é o caso da coordenada Lagrangeana que foi desenvolvida para minimizar as trocas entre camadas (Figura Anexo II.2), sendo possível assim reduzir ao mínimo a difusão numérica associada ao transporte horizontal (NEVES *et al.*, 2000).

O sistema *Mohid* utiliza assim uma metodologia de discretização que dá liberdade ao utilizador de escolher o tipo coordenada na vertical que pretende. Esta característica permite que o módulo hidrodinâmico simule escoamentos tridimensionais tanto em estuários, como em águas costeiras e rios, com a malha vertical que melhor se adapte ao escoamento, isto é, que menos difusão numérica introduza na solução.

As equações são aplicadas explicitamente a cada volume de controlo num referencial 3D sendo escoamento resolvido em diversos níveis, não sendo utilizada nenhuma função ajustável como é o caso de alguns modelos bidimensionais adaptados, também denominados quasi-3D.

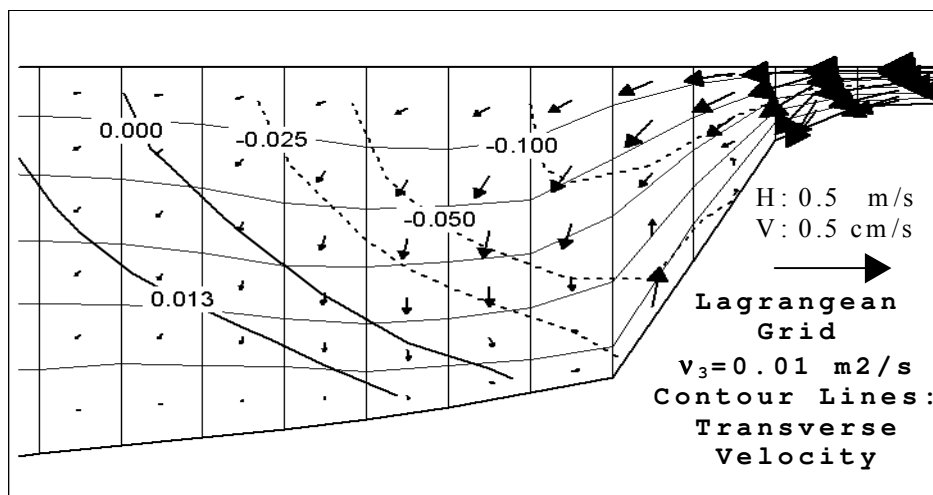


Figura Anexo I.2 - Corte vertical mostrando um escoamento secundário num talude situado junto à embocadura do estuário do Sado (MARTINS *et al.*, 2001). Resultados obtidos no âmbito de um projecto que teve por objectivo estudar escoamentos secundários no estuário do Sado com o sistema *Mohid*. A Figura apresenta resultados obtidos com uma grade Lagrangeana iniciada como grade sigma.

### 1.2.2 - DISCRETIZAÇÃO HORIZONTAL

A resolução horizontal do sistema *Mohid* é variável em sua extensão, permitindo a simulação mais detalhada das correntes na zona específica do estudo, neste caso na área da piscicultura e conseqüentemente das trajetórias das partículas e compostos emitidos pela piscicultura (exemplo na Figura Anexo I.3).

O modelo utiliza uma malha que na classificação proposta por ARAKAWA & LAMB (1977) corresponde à malha C. Este tipo de abordagem evita médias no cálculo dos gradientes de pressão (barotrópica e baroclínica) e da divergência de fluxos (continuidade: nível e traçadores).

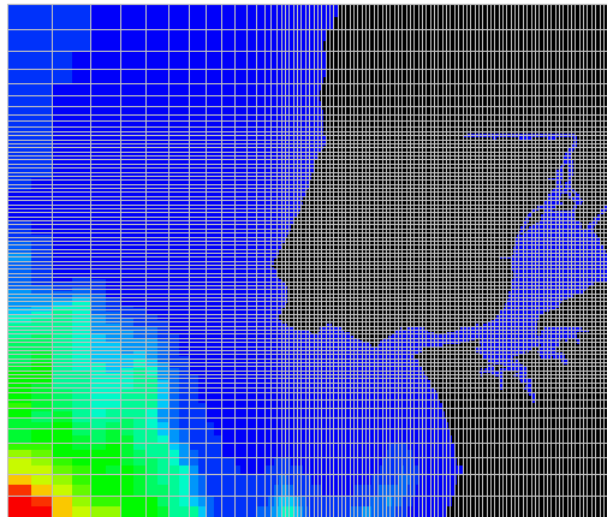


Figura Anexo I.3 - Exemplo de uma aplicação com uma grade de passo variável ao estuário do Tejo (Portugal).

### 1.3 - DISCRETIZAÇÃO TEMPORAL

A discretização temporal utilizada no modelo é semi-implícita do tipo ADI “*Alternante Direction Implicit*” com o objectivo de não impor limites de estabilidade demasiado restritivos.

Este mesmo esquema foi utilizado na primeira versão 2D do módulo hidrodinâmico (NEVES, 1985). Os termos que apresentam mais problemas de estabilidade foram discretizados implicitamente (pressão barotrópica, atrito, convecção e difusão vertical) enquanto para os restantes optou-se por uma abordagem explícita.

Foram adoptados dois tipos de discretizações semi-implícitas: uma que necessita da resolução de 6 equações em cada passo temporal, conhecido pelo esquema de Leendertse (LEENDERTSE, 1967), e uma segunda baseada no esquema S21 (ABBOTT *et al.*, 1973) que envolve a resolução de 4 equações.

### 1.4 - FECHO TURBULENTO

O fecho turbulento vertical é efectuado com base no módulo de turbulência do modelo GOTM (General Turbulence Ocean Model). Neste módulo podem-se encontrar um conjunto de diferentes modelos para a descrição das trocas turbulentas nas camadas de mistura. Todos os modelos usam o princípio de viscosidade turbulenta, que permite obter os coeficientes de troca turbulenta em função de propriedades do escoamento médio.

Entre os modelos introduzidos no GOTM, os fechados de segunda ordem de duas equações (k- $\epsilon$  e Mellor-Yamada) são os que descrevem de forma mais realista a turbulência nas camadas limite de superfície e fundo, com um detalhe que permite a sua utilização num modelo tridimensional sem um custo computacional elevado. Para mais informação sobre as aplicações e os avanços teóricos no módulo de turbulência do modelo GOTM consultar a página na web (<http://www.gotm.net>).

## **1.5 - CONDIÇÕES DE FRONTEIRA**

O modelo permite a consideração de condições de fronteira abertas e fechadas. As primeiras são usualmente utilizadas para definir a interacção do módulo hidrodinâmico com outras massas de água, enquanto as segundas são utilizadas para definir a linha de costa e os processos de cobertura e descobertura em zonas intertidais.

### **1.5.1 - FRONTEIRAS ABERTAS**

A metodologia para definir condições de fronteira abertas é extremamente versátil. Uma forma que o utilizador tem de garantir que a simulação não tende a divergir da solução conhecida, é definindo uma solução exterior (ou de referência) e fornecê-la ao módulo hidrodinâmico na entrada de dados. Esta solução exterior pode ser definida de uma forma

---

contínua para cada ponto de cálculo recorrendo a campos de propriedades definidos em arquivos ASCII, que podem ser constantes ou variáveis no tempo.

Outra hipótese é definir a solução em alguns pontos, e o módulo hidrodinâmico durante o *Run* interpolar a solução para os pontos fronteira. Esta é a metodologia utilizada na imposição da maré. Esta abordagem tem a vantagem de minimizar a entrada de dados. A informação pode ser dada na forma duma série temporal ou na forma de componentes harmónicas no caso da maré.

A solução exterior pode ser definida com base em medidas feitas especificamente para o trabalho de modelação ou a partir de base em dados construídas por organismos especializados em recolha e processamento de medidas.

Um exemplo de um desses organismos é a NOAA (Estados Unidos). Um dos tipos de dados que este organismo disponibiliza, via Internet, são campos de salinidade e temperatura climatológicos para todo o mundo. Os dados de ventos podem ser utilizados não só como forçamento interno mas também para definir a solução exterior, a partir da deriva de Ekman ou da solução de Sverdrup. Uma fonte alternativa de dados de ventos para qualquer ponto do globo podem ser os modelos atmosféricos globais, como é o caso do modelo do ECMWF (European Center for Medium-Range Weather Forecasts - TRENBERTH *et al.*, 1990). Como solução de recurso podem ainda ser utilizados os ventos climatológicos propostos por HELLERMAN & ROSENSTEIN, (1983).

No caso de não haver informação local sobre a maré pode-se recorrer aos resultados do modelo global de maré FES95.2 (LE PROVOST *et al.*, 1998).

Em alternativa, também é possível utilizar o próprio módulo hidrodinâmico para calcular a solução de referência recorrendo ao conceito de modelos encaixados (exemplo na Figura Anexo I.4). Uma vez que toda a programação do sistema *Mohid* está orientada por objectos, o número de modelos encaixados que o utilizador pode definir é ilimitado.

---

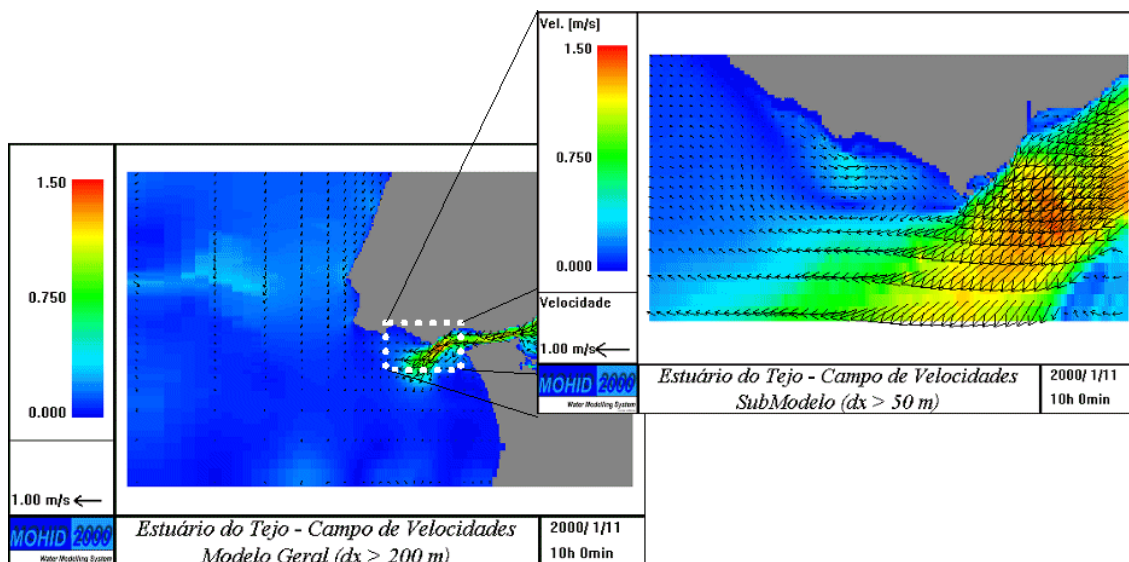


Figura Anexo 1.4 - Modelos encaixados aplicados ao estuário do Tejo. Estudo efectuado no âmbito do plano de monitorização da qualidade da água das praias da costa do Estoril.

O cálculo do escoamento nas fronteiras por parte do módulo hidrodinâmico está dividido em duas etapas. Numa primeira etapa as equações primitivas são resolvidas. Neste caso a fronteira pode ser resolvida impondo a solução exterior, anteriormente referida, ou resolvendo uma equação que permite com base nas condições internas do módulo hidrodinâmico extrapolar o valor na fronteira (radiação) ou um misto das duas.

As propriedades que necessitam de condições de fronteira no módulo hidrodinâmico são, nomeadamente: os níveis, as velocidades e os traçadores (ex: temperatura e salinidade). Os níveis podem ser impostos (condição de fronteira activa) ou então, caso se opte por uma condição de radiação, existem duas possibilidades:

**a) Condição de fronteira de BLUMBERG & KANTHA (1985)**

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \sqrt{gh} \left( \frac{\partial \eta}{\partial x} + \frac{\partial \eta}{\partial y} \right) \cdot \vec{n} = \frac{1}{T_d} (\eta_{ext} - \eta)$$

**b) Condição de fronteira de FLATHER (1976)**

$$\vec{v} - \vec{v}_{ext} = \sqrt{gh}(\eta - \eta_{ext}) \cdot \vec{n}$$

sendo,

$\vec{n}$  – vector normal à fronteira  
 $T_d$  – tempo de decaimento  
 $\eta_{ext}, v_{ext}$  – nível e velocidade da solução exterior  
 $\eta, v$  – nível e velocidade a calcular pelo módulo hidrodinâmico

Para o caso das velocidades, nos pontos fronteira é resolvida uma equação simples de radiação (PALMA & MATANO, 1998; 2000):

$$\frac{\partial \vec{v}}{\partial t} + c \cdot (\nabla \vec{v}) \cdot \vec{n} = 0$$

sendo,

$c$  a celeridade a que se propagam as perturbações.

Para o caso dos traçadores é resolvida uma equação de advecção que pode ou não ser corrigida com uma velocidade radiativa (STEVENS 1991). Esta equação é semelhante à proposta por BLUMBERG & KANTHA (1985) para os níveis.

$$\frac{\partial P}{\partial t} + (\vec{v} + c \cdot \vec{n}) \nabla P = \frac{1}{T_d} (P_{ext} - P)$$

A segunda etapa do cálculo dos valores na fronteira pode ou não ser accionada pelo utilizador e consiste em, após a resolução das equações, relaxar qualquer ponto de cálculo para a solução exterior com o objectivo de evitar o módulo hidrodinâmico de divergir devido

a pequenas inconsistências entre a solução de referência e as respectivas equações. Neste caso é resolvida a seguinte equação:

$$P^{t+\Delta t} = P^* (1 - \alpha) + P^{ext} \cdot \alpha$$

sendo,

P uma propriedade genérica que pode ser o nível, uma velocidade ou um traçador  
P\* uma a propriedade calculada recorrendo às equações primitivas enquanto  
P<sup>ext</sup> o valor da propriedade da solução exterior  
 $\alpha$  o seu peso relativo

### **1.5.2 - FRONTEIRAS FECHADAS**

O módulo hidrodinâmico admite que as trocas de massa e quantidade movimento ao longo da fronteira fechada são nulas. Podem ser consideradas fronteiras fechadas fixas e móveis, sendo as primeiras utilizadas para definir a linha de costa. As fronteiras móveis são fronteiras fechadas cuja posição evolui no tempo. Este tipo de fronteira é utilizado para simular zonas intertidais.

Neste caso, é necessário efectuar uma verificação constante de todos os pontos de cálculo de velocidades que estão descobertos onde é imposta a condição de fluxo de massa e fluxo de quantidade de movimento nulos.

## **2 - MODELO DE DISPERSÃO DE PARTÍCULAS**

O modelo de partículas (ou lagrangeano) incorporado no sistema *Mohid* representa o resultado de vários anos de investigação e aplicação. O módulo lagrangeano foi inicialmente

---

desenvolvido para ser acoplado à primeira versão do modelo hidrodinâmico bidimensional do sistema *Mohid* (NEVES, 1985).

Posteriormente o módulo lagrangeano evoluiu para um modelo transporte lagrangeano tridimensional que, para além da evolução espacial dos traçadores, simula vários processos associados ao transporte de massas de água.

O módulo lagrangeano encontra-se incorporado no sistema *Mohid* podendo ser utilizado em simultâneo com o modelo hidrodinâmico (obtendo o campo de velocidades do modelo hidrodinâmico em cada instante de cálculo), ou à *posteriori*, utilizando um campo hidrodinâmico gravado em arquivo.

Este modelo baseia-se no conceito de traçadores individuais, possuindo cada um dos traçadores as seguintes características:

a) 6 propriedades associadas à evolução espacial da partícula, que são: (1) coordenadas (x, y, e z); (2) velocidade (horizontal e vertical); (3) tempo durante o qual o traçador mantém a velocidade; (4) velocidade de sedimentação; (5) massa; (6) volume;

b) diferentes propriedades, caracterizadas por equações próprias de evolução, utilizadas para simular processos tão diversificados como nutrientes, fitoplâncton, oxigénio.

A evolução espacial dos traçadores é calculada a partir da definição da velocidade:

$$\frac{dx_i}{dt} = U_i(x_i, t)$$

em que a velocidade U pode ser obtida através das seguintes componentes:

(1) velocidade da corrente do modelo hidrodinâmico; (2) velocidade de deriva devida ao vento; (3) velocidade representativa do transporte difusivo.

---

A programação por objectos utilizada no sistema *Mohid* permite em qualquer altura implementar facilmente novas formulações no cálculo da deriva de traçadores lagrangeanos.

Em relação ao passo de temporal, deve-se salientar que este é independente do utilizado no modelo hidrodinâmico, sendo assim possível correr o modelo da deriva com um passo do tempo diferente do utilizado no modelo hidrodinâmico, aumentando a performance do sistema *Mohid*.

A emissão dos traçadores pode ser feita de várias maneiras, tanto ao nível espacial com ao nível temporal. A emissão espacial pode ser feita por uma ou várias origens em que cada origem pode corresponder a uma emissão pontual ou uma área definida por um polígono.

A emissão temporal pode ser do tipo instantâneo, do tipo contínuo ou do tipo série temporal. A emissão temporal utilizando uma série temporal é especialmente adequada para simular situações de pisciculturas, em que a quantidade de compostos emitidos pode variar ao longo do tempo. Para cada origem, o modelo permite caracterizar as propriedades associadas aos traçadores dessa origem (por exemplo as características das partículas emitidas, a concentração de nutrientes, etc.).

## **2.1 - FONTES E POÇOS**

O modelo visa, essencialmente, resolver o transporte advectivo e o transporte difusivo. Os termos fontes-poços são resolvidos por módulos separados, dos quais se destacam o módulo ecológico, que simula a dinâmica do zooplâncton (consumo primário), do fitoplâncton (produção primária) e dos nutrientes em cada traçador (RODRIGUES *et al.*, 1996). Nos modelos de qualidade da água, utilizados em Engenharia é frequente utilizar reacções de primeira ordem. É o caso da inactivação bacteriológica e da sedimentação/ressuspensão de sedimentos. Apesar da estrutura simplista destes algoritmos, eles são uma ferramenta muito

---

útil e versátil numa primeira abordagem a problemas de qualidade da água e de dispersão de sedimentos contaminados.

### 2.1.1 - INACTIVAÇÃO BACTERIOLÓGICA

As águas residuais contêm uma grande variedade de microorganismos, alguns dos quais patogénicos. A determinação directa dos organismos patogénicos requer complexas análises microbiológicas. Com o objectivo de simplificar a verificação da qualidade da água e, de permitir a implementação de esquemas de análise de água que possibilitam a monitorização de extensas áreas (ex. praias, barragens, rios), utilizam-se indicadores biológicos fáceis de medir e que permitem estimar indirectamente o grau de contaminação da água. A maioria das normas, estabelecidas pelas autoridades sanitárias e organismos responsáveis pela qualidade da água dos meios receptores, referem-se a níveis máximos aconselhados de concentração de indicadores biológicos. Os coliformes totais e fecais são os principais indicadores utilizados.

Na simulação da inactivação, admite-se, normalmente, que este segue uma reacção de primeira ordem:

$$\frac{dC}{dt} = -K_B C \quad \wedge \quad K_B = \frac{\ln 10}{T_{90}}$$

sendo

$K_B$  - taxa de inactivação;

$T_{90}$  - tempo necessário para que a concentração de bactérias seja reduzida em 90%;

$C$  - concentração de bactérias

---

Em primeira aproximação, pode-se admitir que o  $T_{90}$  é um valor constante e na ordem das 4 horas. Caso se pretenda simular, com precisão, este processo, é necessário utilizar valores de  $T_{90}$  que tenham em conta a variabilidade da radiação solar ao longo do dia. Este modelo considera que o valor de  $T_{90}$  é constante no tempo.

### **2.1.2 - SEDIMENTAÇÃO / RESSUSPENSÃO**

De modo a ser possível simular o processo de sedimentação associou-se a cada traçador uma velocidade de queda que, pode ser dada directamente ou calculada a partir dum diâmetro característico,  $d$ , recorrendo às equações que calculam a velocidade de queda,  $w_s$ , de partículas não-esféricas propostas por RIJN (1989).

O traçador, ao chegar ao fundo, sedimenta somente se a tensão de corte do escoamento for inferior a uma tensão crítica de sedimentação,  $\tau_{\text{sedimentação}}$ , que é especificada pelo utilizador. Esta tensão crítica é a tensão máxima que o escoamento pode ter, de modo a se dar o processo de sedimentação. Por outro lado, se a tensão do escoamento for superior a uma tensão crítica de erosão (ou ressuspensão),  $\tau_{\text{erosão}} > \tau_{\text{sedimentação}}$ , os traçadores, até então sedimentados, voltam a ser recolocados na coluna de água. Uma vez que o processo de ressuspensão é extremamente complexo, no caso dos estuários os sedimentos podem ser ressuspensos alguns centímetros ou alguns metros, optou-se por recolocar os traçadores aleatoriamente na coluna de água, no caso de haver condições de ressuspensão. O algoritmo simplificado, que simula o processo de ressuspensão, só pode ser aplicado a águas pouco profundas e bem misturadas.

---

### **2.1.3 - QUALIDADE DA ÁGUA**

Os processos de qualidade da água (ou pelágicos) são simulados recorrendo a formulação proposta pela EPA (1985). Esta formulação foi implementada no laboratório numérico aqui descrito por MIRANDA (1999), tendo por base a tese de doutoramento de PORTELA (1996). Os processos de qualidade da água são contabilizados na forma de termos de fonte e poço associados ao ciclo de carbono, fósforo e azoto. As propriedades que são alteradas por estes processos são designadamente: fitoplâncton, zooplâncton, CBO, oxigénio, amónia, nitrato, nitrito, azoto orgânico particulado e azoto orgânico dissolvido refractário e não-refractário e, fósforo orgânico e inorgânico.

---

## **Anexo II**

### **Análise estatística**

---

## ANÁLISE ESTATÍSTICA

### 1 - CORRELAÇÕES

Quadro Anexo II.1 - Tabela de correlações entre os parâmetros da estação referência.

	CBO <sub>5</sub>	Clorofila	Sólidos	Oxigênio	pH	Salinidade	Temperatura	Amônia	Nitritos	Nitratos	Fosfatos	Silicatos
<b>CBO<sub>5</sub></b>	1.0000											
<b>Clorofila</b>	<b>0.3202</b>	1.0000										
<b>Sólidos</b>	0.2291	<b>0.3445</b>	1.0000									
<b>Oxigênio</b>	0.0259	0.1167	0.3032	1.0000								
<b>pH</b>	0.1496	0.3037	<b>0.3623</b>	<b>0.5805</b>	1.0000							
<b>Salinidade</b>	<b>0.3361</b>	-0.0358	0.0299	-0.1698	-0.2267	1.0000						
<b>Temperatura</b>	-0.1697	-0.2171	0.0526	<b>0.6494</b>	<b>0.3839</b>	<b>-0.3079</b>	1.0000					
<b>Amônia</b>	0.1854	-0.1588	<b>0.3977</b>	-0.0944	0.1119	0.0612	0.1057	1.0000				
<b>Nitritos</b>	-0.0335	<b>-0.3473</b>	-0.2790	<b>-0.5048</b>	<b>-0.4427</b>	0.1870	<b>-0.4412</b>	0.0827	1.0000			
<b>Nitratos</b>	-0.2999	<b>-0.3194</b>	<b>-0.4242</b>	<b>-0.6349</b>	<b>-0.5897</b>	0.1087	<b>-0.5758</b>	-0.1152	<b>0.7248</b>	1.0000		
<b>Fosfatos</b>	0.0103	0.0021	-0.2729	<b>-0.4056</b>	-0.2647	-0.0712	<b>-0.3981</b>	-0.1284	0.1475	<b>0.4017</b>	1.0000	
<b>Silicatos</b>	0.0335	0.0795	-0.1731	<b>-0.4154</b>	<b>-0.3442</b>	-0.1014	<b>-0.4164</b>	0.1351	<b>0.3945</b>	<b>0.5384</b>	<b>0.4621</b>	1.0000

A negrito estão os valores de  $r > 0.3040$ ,  $p < 0.05$ .

Quadro Anexo II.2 - Tabela de correlações entre os parâmetros da estação 3.

	CBO <sub>5</sub>	Clorofila	Sólidos	Oxigênio	pH	Salinidade	Temperatura	Amônia	Nitritos	Nitratos	Fosfatos	Silicatos
<b>CBO<sub>5</sub></b>	1.0000											
<b>Clorofila</b>	-0.0907	1.0000										
<b>Sólidos</b>	0.0278	<b>0.3468</b>	1.0000									
<b>Oxigênio</b>	0.1123	0.1035	-0.0191	1.0000								
<b>pH</b>	0.2820	0.0297	-0.1466	<b>0.3375</b>	1.0000							
<b>Salinidade</b>	<b>0.4549</b>	-0.2651	-0.1608	-0.0912	0.1076	1.0000						
<b>Temperatura</b>	-0.0248	-0.2149	-0.2180	<b>0.6632</b>	0.0876	-0.1281	1.0000					
<b>Amônia</b>	<b>0.3338</b>	-0.2906	-0.1001	-0.0691	-0.1736	0.2302	<b>0.3214</b>	1.0000				
<b>Nitritos</b>	-0.1397	-0.0828	<b>0.3966</b>	<b>-0.6597</b>	<b>-0.3769</b>	0.0477	<b>-0.5674</b>	-0.0764	1.0000			
<b>Nitratos</b>	<b>-0.3367</b>	-0.0152	0.1847	<b>-0.7963</b>	<b>-0.3824</b>	0.0838	<b>-0.5719</b>	-0.0588	<b>0.6468</b>	1.0000		
<b>Fosfatos</b>	0.0478	0.0845	<b>0.3869</b>	<b>-0.6151</b>	-0.1184	0.1297	<b>-0.6867</b>	-0.1905	<b>0.5820</b>	<b>0.5965</b>	1.0000	
<b>Silicatos</b>	-0.1698	-0.1332	0.1966	<b>-0.6010</b>	<b>-0.4291</b>	-0.0288	-0.2725	0.1721	<b>0.5616</b>	<b>0.6697</b>	<b>0.4481</b>	1.0000

A negrito estão os valores de  $r > 0.3040$ ,  $p < 0.05$ .

Quadro Anexo II.3 - Tabela de correlações entre os parâmetros da estação 4.

	CBO <sub>5</sub>	Clorofila	Sólidos	Oxigênio	pH	Salinidade	Temperatura	Amônia	Nitritos	Nitratos	Fosfatos	Silicatos
CBO <sub>5</sub>	1.0000											
Clorofila	-0.0178	1.0000										
Sólidos	0.0061	0.2637	1.0000									
Oxigênio	0.0819	0.2897	-0.1158	1.0000								
pH	-0.0802	0.0376	-0.3658	<b>0.5901</b>	1.0000							
Salinidade	0.2466	-0.0210	0.0410	-0.0437	-0.0865	1.0000						
Temperatura	-0.0993	0.0961	-0.3169	<b>0.8138</b>	<b>0.6465</b>	-0.1393	1.0000					
Amônia	-0.1262	-0.3179	0.1559	-0.1534	0.1917	0.0647	0.0904	1.0000				
Nitritos	-0.0815	-0.2598	0.0501	<b>-0.6071</b>	<b>-0.3966</b>	-0.0441	<b>-0.4763</b>	0.1533	1.0000			
Nitratos	-0.3251	-0.0174	0.1802	<b>-0.7889</b>	<b>-0.4987</b>	0.0525	<b>-0.7456</b>	0.0174	<b>0.5501</b>	1.0000		
Fosfatos	0.1496	-0.0472	0.1205	<b>-0.4942</b>	<b>-0.6564</b>	-0.2816	<b>-0.5766</b>	-0.1680	0.2417	<b>0.4390</b>	1.0000	
Silicatos	-0.2729	-0.0553	0.3313	<b>-0.4560</b>	-0.1694	0.0241	-0.2973	<b>0.4114</b>	<b>0.3970</b>	<b>0.5647</b>	0.0762	1.0000

A negrito estão os valores de  $r > 0.3808$ ,  $p < 0.05$ .

Quadro Anexo II.4 - Tabela de correlações entre os parâmetros da estação 5.

	CBO <sub>5</sub>	Clorofila	Sólidos	Oxigênio	pH	Salinidade	Temperatura	Amônia	Nitritos	Nitratos	Fosfatos	Silicatos
CBO <sub>5</sub>	1.0000											
Clorofila	0.0895	1.0000										
Sólidos	0.1799	0.1700	1.0000									
Oxigênio	-0.0354	0.2078	-0.1486	1.0000								
pH	0.1607	0.2302	-0.2033	<b>0.4088</b>	1.0000							
Salinidade	0.3009	-0.1329	-0.0748	0.0577	0.1993	1.0000						
Temperatura	-0.2416	-0.2251	-0.2246	<b>0.5843</b>	0.2870	-0.2578	1.0000					
Amônia	-0.0298	-0.1932	0.1883	-0.2762	0.1776	-0.0915	0.1738	1.0000				
Nitritos	0.0992	<b>-0.3274</b>	-0.0301	<b>-0.6183</b>	-0.1995	0.0104	<b>-0.3265</b>	0.1819	1.0000			
Nitratos	0.0154	-0.1884	0.1117	<b>-0.7971</b>	-0.3182	0.0459	<b>-0.5473</b>	0.1282	<b>0.6716</b>	1.0000		
Fosfatos	-0.0327	-0.1794	0.1653	<b>-0.5417</b>	<b>-0.7765</b>	-0.1716	<b>-0.4155</b>	-0.1223	0.1754	<b>0.4707</b>	1.0000	
Silicatos	0.1534	-0.2143	<b>0.4528</b>	<b>-0.5313</b>	-0.1314	-0.0735	-0.1656	<b>0.3969</b>	<b>0.4118</b>	<b>0.5848</b>	0.1226	1.0000

A negrito estão os valores de  $r > 0.3246$ ,  $p < 0.05$ .

Quadro Anexo II.5 - Tabela de correlações entre os parâmetros das estações referência, 3, 4 e 5.

	CBO <sub>5</sub>	Clorofila	Sólidos	Oxigênio	pH	Salinidade	Temperatura	Amônia	Nitritos	Nitratos	Fosfatos	Silicatos
CBO <sub>5</sub>	1.0000											
Clorofila	0.0245	1.0000										
Sólidos	0.0670	0.1810	1.0000									
Oxigênio	0.0499	0.1832	-0.0659	1.0000								
pH	0.1790	0.0798	-0.1069	<b>0.3544</b>	1.0000							
Salinidade	<b>0.3432</b>	-0.1534	-0.0600	-0.0351	0.0733	1.0000						
Temperatura	-0.1263	-0.1539	<b>-0.2322</b>	<b>0.6711</b>	0.1668	-0.1799	1.0000					
Amônia	0.1238	<b>-0.2409</b>	0.0288	-0.1640	-0.1359	0.1071	<b>0.2191</b>	1.0000				
Nitritos	-0.0397	<b>-0.2223</b>	0.1385	<b>-0.6104</b>	<b>-0.2860</b>	0.0025	<b>-0.4586</b>	0.0367	1.0000			
Nitratos	-0.1918	-0.1036	0.1577	<b>-0.7855</b>	<b>-0.3327</b>	0.0603	<b>-0.6060</b>	0.0107	<b>0.6227</b>	1.0000		
Fosfatos	0.0333	-0.0697	<b>0.2000</b>	<b>-0.5594</b>	<b>-0.2547</b>	-0.0741	<b>-0.5707</b>	-0.1508	<b>0.3726</b>	<b>0.5230</b>	1.0000	
Silicatos	-0.0533	-0.1571	<b>0.3288</b>	<b>-0.5231</b>	<b>-0.2623</b>	-0.0360	<b>-0.2398</b>	<b>0.2631</b>	<b>0.4590</b>	<b>0.6088</b>	<b>0.2376</b>	1.0000

A negrito estão os valores de  $r > 0.1946$ ,  $p < 0.05$ .

Quadro Anexo II.6 - Tabela de correlações entre os parâmetros ao longo do ciclo de maré viva.

	CBO <sub>5</sub>	Clorofila	Sólidos	Oxigênio	pH	Salinidade	Temperatura	Amônia	Nitritos	Nitratos	Fosfatos	Silicatos
<b>CBO<sub>5</sub></b>	1.0000											
<b>Clorofila</b>	-0.3385	1.0000										
<b>Sólidos</b>	-0.2939	-0.1333	1.0000									
<b>Oxigênio</b>	0.1031	0.0591	<b>-0.6349</b>	1.0000								
<b>pH</b>	0.0040	0.0196	-0.3043	<b>0.6281</b>	1.0000							
<b>Salinidade</b>	-0.4053	0.1664	0.0649	0.1918	0.2171	1.0000						
<b>Temperatura</b>	-0.1838	0.0869	-0.4090	<b>0.5326</b>	0.2201	0.2919	1.0000					
<b>Amônia</b>	-0.0136	0.1066	0.2549	-0.1185	0.0077	0.2028	0.2185	1.0000				
<b>Nitritos</b>	0.2529	-0.2373	<b>0.6443</b>	<b>-0.5181</b>	-0.2888	-0.2729	<b>-0.6813</b>	-0.0059	1.0000			
<b>Nitratos</b>	<b>0.4571</b>	-0.3446	0.3171	<b>-0.6680</b>	-0.2548	-0.4255	<b>-0.6325</b>	0.0075	<b>0.6828</b>	1.0000		
<b>Fosfatos</b>	0.0872	-0.2319	<b>0.7169</b>	<b>-0.6088</b>	-0.3814	-0.3151	<b>-0.6182</b>	-0.0286	<b>0.9367</b>	<b>0.6215</b>	1.0000	
<b>Silicatos</b>	-0.0659	-0.0677	0.2701	-0.2825	0.2088	0.0588	-0.3276	0.0439	<b>0.5011</b>	<b>0.4463</b>	0.3625	1.0000

A negrito estão os valores de  $r > 0.4328$ ,  $p < 0.05$ .

Quadro Anexo II.7 - Tabela de correlações entre os parâmetros ao longo do ciclo de maré morta.

	CBO <sub>5</sub>	Clorofila	Sólidos	Oxigênio	pH	Salinidade	Temperatura	Amônia	Nitritos	Nitratos	Fosfatos	Silicatos
<b>CBO<sub>5</sub></b>	1.0000											
<b>Clorofila</b>	-0.0730	1.0000										
<b>Sólidos</b>	<b>0.6233</b>	-0.1941	1.0000									
<b>Oxigênio</b>	<b>-0.4393</b>	0.2943	<b>-0.4996</b>	1.0000								
<b>pH</b>	0.0028	0.3499	-0.3489	<b>0.7106</b>	1.0000							
<b>Salinidade</b>	-0.4326	0.3183	<b>-0.5225</b>	<b>0.6641</b>	<b>0.4674</b>	1.0000						
<b>Temperatura</b>	-0.1999	0.3026	<b>-0.4762</b>	<b>0.6504</b>	<b>0.5128</b>	<b>0.5805</b>	1.0000					
<b>Amônia</b>	-0.1280	0.0412	-0.2232	0.0996	-0.2007	0.3751	<b>0.6013</b>	1.0000				
<b>Nitritos</b>	0.2862	<b>-0.4408</b>	0.3668	<b>-0.7913</b>	<b>-0.5619</b>	<b>-0.5960</b>	<b>-0.8308</b>	<b>-0.4328</b>	1.0000			
<b>Nitratos</b>	0.2412	<b>-0.4670</b>	0.4093	<b>-0.8880</b>	<b>-0.7425</b>	<b>-0.6330</b>	<b>-0.8056</b>	-0.2487	<b>0.9280</b>	1.0000		
<b>Fosfatos</b>	<b>0.5712</b>	-0.3181	<b>0.8246</b>	<b>-0.6880</b>	-0.4187	<b>-0.6763</b>	<b>-0.6617</b>	<b>-0.4677</b>	<b>0.6138</b>	<b>0.6509</b>	1.0000	
<b>Silicatos</b>	0.4130	-0.3603	<b>0.6764</b>	<b>-0.8850</b>	<b>-0.7983</b>	<b>-0.6690</b>	<b>-0.7335</b>	-0.0988	<b>0.7895</b>	<b>0.8692</b>	<b>0.7332</b>	1.0000

A negrito estão os valores de  $r > 0.4328$ ,  $p < 0.05$ .

## 2 - ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS

Quadro Anexo II.8 - Análise de Eigen da matriz de correlação

VARIÁVEL	CP1	CP2	CP3
% da variância (valor eigen)	38% (4.6)	34% (4.1)	16% (1.9)
<b>Temperatura</b>	0.066	0.390	0.177
<b>Salinidade</b>	-0.129	-0.394	-0.289
<b>PH</b>	0.270	0.360	0.071
<b>Oxigênio dissolvido</b>	0.380	0.214	-0.218
<b>Clorofila</b>	0.438	-0.141	0.129
<b>Sólidos em suspensão</b>	-0.149	0.429	-0.155
<b>CBO<sub>5</sub></b>	0.064	0.184	0.636
<b>Amônia</b>	-0.401	-0.094	0.282
<b>Nitritos</b>	-0.149	0.257	-0.459
<b>Nitratos</b>	-0.388	0.209	-0.134
<b>Fosfatos</b>	-0.362	-0.130	0.281
<b>Silicatos</b>	-0.282	0.378	0.039

## **Anexo III**

# **Índice de Eutrofização**

---

## ÍNDICE DE EUTROFIZAÇÃO

		Referência		Estação 3		Estação 4		Estação 5	
		Index		Index		Index		Index	
<b>Amônia</b>	Superfície	2.5	Oligotrófico	3.3	Mesotrófico	2.7	Oligotrófico	2.7	Oligotrófico
	Nível intermédio	2.5	Oligotrófico	2.7	Oligotrófico	-	-	2.7	Oligotrófico
	Fundo	2.4	Oligotrófico	2.7	Oligotrófico	2.7	Oligotrófico	2.7	Oligotrófico
<b>Nitratos</b>	Superfície	2.4	Oligotrófico	2.7	Oligotrófico	2.9	Oligotrófico	2.9	Oligotrófico
	Nível intermédio	2.7	Oligotrófico	2.7	Oligotrófico	-	-	2.9	Oligotrófico
	Fundo	3.1	Mesotrófico	3.4	Mesotrófico	3.6	Mesotrófico	3.5	Mesotrófico
<b>Fosfatos</b>	Superfície	3.5	Mesotrófico	3.4	Mesotrófico	3.5	Mesotrófico	3.5	Mesotrófico
	Nível intermédio	3.6	Mesotrófico	3.5	Mesotrófico	-	-	3.6	Mesotrófico
	Fundo	3.6	Mesotrófico	3.9	Mesotrófico	4.0	Mesotrófico	3.9	Mesotrófico
<b>Silicatos</b>	Superfície	1.1	Oligotrófico	0.9	Oligotrófico	0.9	Oligotrófico	0.9	Oligotrófico
	Nível intermédio	0.8	Oligotrófico	1.0	Oligotrófico	-	-	0.9	Oligotrófico
	Fundo	0.8	Oligotrófico	0.7	Oligotrófico	0.6	Oligotrófico	0.6	Oligotrófico