

Alexandra Isabel Messias Rosa

Estudo da variabilidade intra e inter-anual das trocas entre a Ria Formosa e o oceano - estudo de caso, a barra de Faro-Olhão



Universidade do Algarve

Faculdade de Ciências e Tecnologia

Faro

2016

Alexandra Isabel Messias Rosa

Estudo da variabilidade intra e inter-anual das trocas entre a Ria Formosa e o oceano - estudo de caso, a barra de Faro-Olhão

Mestrado em Sistemas Marinhos e Costeiros

Trabalho efetuado sob a orientação de:

Alexandra Cravo (Professora Auxiliar, Universidade do Algarve)

José Jacob (Professor Auxiliar, Universidade do Algarve)



Universidade do Algarve

Faculdade de Ciências e Tecnologia

Faro

2016

Estudo da variabilidade intra e inter-anual das trocas entre a Ria Formosa e o oceano - estudo de caso, a barra de Faro-Olhão

Declaração de autoria de trabalho

Declaro ser o(a) autor(a) deste trabalho, que é original e inédito. Autores e trabalhos consultados estão devidamente citados no texto e constam da listagem de referências incluída.

Alexandra Isabel Messias Rosa

Copyright

A Universidade do Algarve reserva para si o direito, em conformidade com o disposto no Código do Direito de Autor e dos Direitos Conexos, de arquivar, reproduzir e publicar a obra, independentemente do meio utilizado, bem como de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição para fins meramente educacionais ou de investigação e não comerciais, conquanto seja dado o devido crédito ao autor e editor respetivos.

Agradecimentos

Aos meus orientadores, Prof^a. Alexandra Cravo e Prof. José Jacob, pela orientação, disponibilidade, apoio, críticas, sugestões e palavras de incentivo durante a realização deste trabalho e pelo acompanhamento ao longo da minha formação académica.

À Catarina Pereira pelas análises químicas e aos membros de equipa que suportaram o decorrer das campanhas do projeto COALA (PTDC/MAR/114217/2009-COALA).

À Lilian Krug pela disponibilização das imagens de satélite semanais da clorofila *a* (Modis Aqua), a partir do projeto “PhytoClima” (PTDC/AAC-CLI/114512/2009).

Aos meus grandes amigos pelo companheirismo e pelos momentos de motivação neste percurso académico.

Ao Cláudio Cardoso, o meu companheiro de vida, o meu profundo agradecimento pela paciência, conselhos e inspiração que me tem prestado.

Um agradecimento especial à minha mãe e irmã pelo apoio incondicional e pelos momentos de lucidez que me têm proporcionado ao longo da minha vida.

Resumo

A Ria Formosa é um sistema de ilhas-barreira localizado na costa sul portuguesa, sob a influência de marés semi-diurnas, constituído por 5 ilhas, 2 penínsulas e 6 barras. É através destas barras que ocorrem as trocas de água com o Oceano Atlântico. O objetivo deste estudo foi compreender o papel da principal barra, a barra de Faro-Olhão, nas trocas de massa (água, nutrientes, clorofila *a* e sólidos em suspensão) com o oceano costeiro e a sua variação sazonal, dada a elevada importância da produtividade biológica deste ecossistema. Além disso, a influência dos diferentes mecanismos forçadores, incluindo as marés quinzenais, foram analisadas de forma a compreender o seu impacto na atividade fitoplânctónica dentro deste ecossistema e no oceano adjacente. Para alcançar os objetivos desta investigação, foram realizadas medições *in situ* e amostragens de água de hora a hora ao longo de uma seção selecionada, em 7 ciclos de maré semi-diurnos, abrangendo diferentes condições mareais e estações do ano.

Os resultados mostraram que os principais fatores que explicaram a variabilidade das trocas de massas pela barra de Faro-Olhão foram os processos físicos que predominaram na zona adjacente à lagoa e o ciclo de produtividade fitoplantónica das águas, que se sobrepuseram à influência mareal. Estacionalmente, a barra de Faro-Olhão comportou-se como fonte de matéria nas campanhas da primavera (maré viva) e verão, que contribuiu para o aumento da produtividade biológica na zona costeira. A ocorrência de eventos de afloramento costeiro, particularmente na campanha de outono (maré viva) e no inverno, revelou um importante papel na importação de nutrientes para este sistema lagunar, contribuindo para o aumento da produtividade biológica da Ria Formosa. No entanto, os dias de precipitação que influenciaram a campanha de inverno condicionaram também a exportação de alguns compostos para a zona costeira adjacente, revelando o carácter produtivo da Ria Formosa.

Palavras-chave: Sistemas lagunares, Ria Formosa, barra Faro-Olhão, Transportes, Nutrientes, Matéria em suspensão.

Abstract

Ria Formosa lagoon is a multi-inlet barrier system on the portuguese south coast, under the influence of semidiurnal tides, formed by 5 islands, 2 peninsulas and 6 inlets. Those are responsible for the exchange of water with the Atlantic Ocean. The goal of this study was to understand the role of the main inlet, the Faro-Olhão Inlet, in terms of mass exchanges (water, nutrients, suspended solids and chlorophyll *a*) with the coastal ocean and its seasonal variability, given the high biological productivity importance of this system. Additionally, the influence of different forcing mechanisms, including the fortnightly tides were assessed, in order to understand their impact on the phytoplankton activity within this ecosystem and in the adjacent ocean. To achieve the main goals of this research, *in situ* measurements and water samples collection along a selected cross section were conducted hourly during 7 complete tidal cycles, covering the different tidal conditions and annual seasons.

Results showed that the main factors that explain mass exchanges variability through the Faro-Olhão Inlet were the physical processes prevailing in the adjacent coastal zone and the phytoplankton activity of the water, those superimposing the tidal influence. Seasonally, the Faro-Olhão Inlet behaved as a source of material in spring (spring tide) and summer campaigns, which contributed to increase the biological productivity in the coastal zone. The occurrence of upwelling events, particularly in autumn (spring tide) and winter campaigns, revealed having a key role to the import of nutrients into this lagoonal system, contributing to further increase its high biological productivity. Nevertheless, the rainfall period that prevailed before the winter campaign also derived an export of some compounds to the adjacent coastal zone, confirming the higher productive character of the Ria Formosa than the coast.

Keywords: Lagoonal systems, Ria Formosa, Faro-Olhão inlet, Mass exchanges, Nutrients, Suspended matter.

Índice

Agradecimentos.....	I
Resumo	II
Abstract.....	III
Índice de Figuras	VI
Índice de Tabelas.....	XI
Lista de Abreviaturas.....	XI
Capítulo 1 - Introdução.....	1
1.1 - Sistemas Lagunares.....	1
1.2 - Suscetibilidade das lagoas costeiras e necessidade de medidas e planos de gestão	4
1.3 - O sistema lagunar da Ria Formosa	6
Capítulo 2 – Material e Métodos.....	9
2.1 - Descrição da área de estudo	9
2.2 - Amostragem	11
2.3 - Cálculo dos prismas e transportes de massa através da barra de Faro-Olhão	14
2.4 - Tratamento laboratorial das amostras	15
2.5 - Índice Trófico (TRIX).....	20
2.6 - Tratamento estatístico	21
Capítulo 3 – Resultados.....	22
3.1 - Caracterização meteorológica e oceanográfica das campanhas	22
3.2 - Homogeneidade vertical e horizontal da secção.....	26
3.3 - Variabilidade temporal de curta duração – escalas mareais.....	31
3.4 - Variabilidade temporal de longa duração - escala estacional.....	43
3.5 - Variabilidade global das 7 campanhas.....	57
3.6 - Cálculo do caudal e dos balanços de massa	60
Capítulo 4 - Discussão	65

4.1 - O papel dos mecanismos forçadores na variabilidade ao longo do ano e impacto nas trocas com o oceano.....	66
4.1.1 - A importância das marés nas trocas de massa entre a Barra Faro-Olhão e o Oceano	66
4.2 - A importância do ciclo do azoto nos processos biológicos na Barra Faro-Olhão	72
4.3 - O papel das trocas entre a Ria Formosa e o oceano adjacente e seu impacto na produtividade biológica.....	72
Capítulo 5 - Conclusões.....	76
Capítulo 6 - Referências bibliográficas	78

Índice de Figuras

- Figura 1.1 - À esquerda ilustração da orientação dos estuários (1. perpendicular à costa) e das lagoas costeiras (2. paralela à costa). À direita representação dos 3 tipos de sistemas lagunares: 1. “*Choked*”; 2. “*Restricted*” e 3. “*Leaky*”. Adaptado de (Kjerfve & Magill, 1989).2
- Figura 2.1 - Localização das barras da Ria Formosa. Imagem criada a partir do *software* Esri ArcGis.....9
- Figura 2.2 - Localização da barra de Faro-Olhão, Ria Formosa A linha contínua indica a secção ao longo da qual se mediu a velocidade da corrente e se calculou o caudal. O círculo à esquerda corresponde à margem da Deserta e à direita corresponde à margem do Farol. Imagem criada a partir do *software* Esri ArcGis.....12
- Figura 2.3 - Representação dos diferentes locais de amostragem (MD – Margem da Deserta; CC – Centro do Canal; MF – Margem do Farol) e do perfil de fundo da secção da barra de Faro-Olhão. Imagem criada a partir do *software* MATLAB com base nos dados do ADP.13
- Figura 2.4 – Localização dos transdutores de pressão: PT 1 instalado no Cais Comercial de Faro e PT 2 no molhe da ilha Deserta.14
- Figura 3.1 – Séries temporais de 3 meses da velocidade do vento no aeroporto de Faro, da temperatura da água e do nível do mar na barra de Faro-Olhão (linha verde, PT 2) e no cais comercial de Faro (linha azul, PT 1) correspondente ao período entre 17 de março de 2012 e 21 de maio de 2012. Os eventos favoráveis ao afloramento costeiro ou à contracorrente, verificados no período das campanhas, estão assinalados a sombreado: a) período prévio a 22 março (primavera 1); b) período prévio a 7 maio (primavera 2); c) período prévio a 14 maio (primavera 3).....23
- Figura 3.2 – Séries temporais de 14 meses da velocidade do vento no aeroporto de Faro, da temperatura da água e do nível do mar na barra de Faro-Olhão (linha azul, PT 2) correspondente ao período entre 3 de outubro de 2012 e 21 de dezembro de 2013. Os eventos de afloramento costeiro e de contracorrente verificados no período das campanhas estão assinalados a sombreado: a) período prévio a 10 julho (verão); b) período correspondente às campanhas de outono; c) período prévio a 13 março (inverno).....24

Figura 3.3 – Imagens de satélite da média semanal da temperatura da superfície do oceano (à esquerda) e da concentração de clorofila a (à direita) na costa sul de Portugal correspondente às campanhas de primavera e verão. (a) 13-20 de março, (b) 30-7 de maio, (c) 8-15 de maio e (d) 4-11 de julho.....	25
Figura 3.4 – Imagens de satélite da média semanal da temperatura da superfície do oceano (à esquerda) e da concentração de clorofila a (à direita) na costa sul de Portugal correspondente às campanhas de outono e inverno. (a) 7-14 de outubro, (b) 15-22 de outubro e (c) 6-12 de março.	26
Figura 3.5 – Perfis verticais da salinidade (linha azul) e da temperatura (°C; linha preta) na campanha de verão em três locais diferentes (margem da Deserta, centro do canal e margem do Farol) e correspondente a três horas diferentes do dia: a) 10h40, b) 16h50 e c) 20h15.	27
Figura 3.6 – Perfis verticais do pH (linha azul) e da saturação de oxigénio (%; linha preta) na campanha de verão em três locais diferentes (margem da Deserta, centro do canal e margem do Farol) e correspondente a três horas diferentes do dia: a) 10h40, b) 16h50 e c) 20h15.	28
Figura 3.7 – Perfis verticais da salinidade (linha azul) e da temperatura (°C; linha preta) na campanha de inverno em três locais diferentes (margem da Deserta, centro do canal e margem do Farol) e correspondente a quatro horas diferentes do dia: a) 8h30, b) 11h, c) 14h e d) 17h.	29
Figura 3.8 – Perfis verticais do pH (linha azul) e da saturação de oxigénio (%; linha preta) na campanha de inverno em três locais diferentes (margem da Deserta, centro do canal e margem do Farol) e correspondente a quatro horas diferentes do dia: a) 8h30, b) 11h, c) 14h e d) 17h.	30
Figura 3.9 – Variação horária da temperatura (°C) ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.	32
Figura 3.10 – Variação horária da salinidade ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.	33

Figura 3.11 – Variação horária da percentagem de saturação de O ₂ (%) ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.	34
Figura 3.12 – Variação horária da concentração de NO ₃ ⁻ (µM) ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.	35
Figura 3.13 – Variação horária da concentração de NH ₄ ⁺ (µM) ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.	36
Figura 3.14 – Variação horária da concentração de PO ₄ ³⁻ (µM) ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.	37
Figura 3.15 – Variação da concentração de SiO ₄ ⁴⁻ (µM) de hora a hora ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.	38
Figura 3.16 – Variação horária da razão N:P ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.	39
Figura 3.17 – Variação horária da razão N:Si ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.	40
Figura 3.18 – Variação horária da concentração da clorofila a (µg/L) ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.	41
Figura 3.19 – Variação horária da concentração de sólidos em suspensão totais (mg/L) ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.	42

Figura 3.20 – Variação horária da temperatura (°C) ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.....	44
Figura 3.21 – Variação horária da salinidade ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.....	45
Figura 3.22 – Variação horária da percentagem de saturação de O ₂ ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.....	46
Figura 3.23 – Variação horária da concentração de NO ₃ ⁻ (µM) ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.....	48
Figura 3.24 - Variação horária da concentração de NH ₄ ⁺ (µM) ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.....	49
Figura 3.25 – Variação horária da concentração de PO ₄ ³⁻ (µM) ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.....	50
Figura 3.26 – Variação horária da concentração de SiO ₄ ⁴⁻ (µM) ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.....	51
Figura 3.27 – Variação horária da razão N:P ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.....	52
Figura 3.28 – Variação horária da razão N:Si ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.....	53
Figura 3.29 – Variação horária da concentração da clorofila a (µg/l) ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.....	54

Figura 3.30 – Variação horária da concentração de sólidos em suspensão totais (mg/l) ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.56

Figura 3.31 – Análise de Componentes Principais (PC1 vs. PC2) aplicada aos dados (temperatura – T; salinidade – S; saturação em oxigénio (%) – SAT.O2; nutrientes – NH₄, NO₃, NO₂, PO₄, Si; clorofila a – Clor.a; clorofila a ativa (%) – Clor.a.Total.pigmentos; sólidos em suspensão totais – SS_Total; fração orgânica (%) – Fração_org) das 7 campanhas em análise. I – inverno (MV); O1 – outono 9 outubro (MM); O2 – outono 16 outubro (MV); P1 – primavera 22 março (MV); P2 – primavera 7 maio (MV); P3 – primavera 14 maio (MM); V – verão (MV).....58

Figura 3.32 – Análise de Componentes Principais (PC1 vs. PC3) aplicada aos dados (temperatura – T; salinidade – S; saturação em oxigénio (%) – SAT.O2; nutrientes – NH₄, NO₃, NO₂, PO₄, Si; clorofila a – Clor.a; clorofila a ativa (%) – Clor.a.Total.pigmentos; sólidos em suspensão totais – SS_Total; fração orgânica (%) – Fração_org) das 7 campanhas em análise. I – inverno (MV); O1 – outono 9 outubro (MM); O2 – outono 16 outubro (MV); P1 – primavera 22 março (MV); P2 – primavera 7 maio (MV); P3 – primavera 14 maio (MM); V – verão (MV).....59

Figura 3.33 – Representação do índice trófico (TRIX) respetivo a cada campanha em análise. A linha azul indica o limite abaixo do qual as águas são consideradas oligotróficas.59

Figura 3.34 – Caudal (m³/s) obtido durante o ciclo de maré completo correspondente às 7 campanhas sazonais. Valores positivos indicam o período de maré de enchente, valores negativos indicam o período de maré de vazante. a) primavera 1 (22 março, MV); b) primavera 2 (7 maio, MV); c) primavera 3 (14 maio, MM); d) verão (10 julho, MV); e) outono 1 (9 outubro, MM); f) outono 2 (16 outubro, MV); g) inverno (13 março, MV).....61

Índice de Tabelas

Tabela 3.1 – Prismas de maré de enchente, de vazante e residual em m³; transportes de massa de clorofila *a* (Clor *a*; kg), silicatos (kg), fosfatos (kg), nitratos (kg), nitritos (kg), amónia (kg), azoto (Azoto Inorgânico Total – NIT; kg) e sólidos em suspensão (SS; ton – toneladas) durante a enchente, a vazante e transporte residual ao longo de cada ciclo de maré associado à respectiva campanha. Valores positivos indicam importação, enquanto os valores negativos à exportação.62

Lista de Abreviaturas

ACP - Análise de Componentes Principais

ADP – Acoustic doppler profiler

ANOVA – Teste de Análise da Variância

CC – Centro do Canal

I – Campanha de inverno, 13 de março

IPCC – Intergovernmental Panel for Climate Change

MD – Margem da Deserta

MF – Margem do Farol

MM – Maré Morta

MV – Maré Viva

O1 – Primeira campanha de outono, 9 de outubro

O2 – Segunda campanha de outono, 16 de outubro

P1 – Primeira campanha da primavera, 22 de março

P2 – Segunda campanha de primavera, 7 de maio

P3 – Terceira campanha de primavera, 14 de maio

PT – Transdutor de Pressão

SST – Temperatura Superficial do Mar

V – Campanha de verão, 10 de julho

Capítulo 1 - Introdução

1.1 - Sistemas Lagunares

As lagoas costeiras, tal como os estuários, são ecossistemas aquáticos que se encontram na transição entre o continente e o oceano costeiro adjacente (Figura 1.1). Devido a este facto, a distinção entre estes dois ecossistemas pode ser controversa, uma vez que a definição de ambos não permite diferenciá-los claramente. Os processos de formação, as características da maré e os regimes de salinidade são as principais peculiaridades que permitem diferenciar estes dois sistemas costeiros. Nas lagoas costeiras pode prevalecer o efeito da maré havendo assim lagoas hipersalinas ligadas ao oceano ou este pode ser atenuado dentro do canal de entrada, com lagoas dominadas por água doce (Kjerfve & Magill, 1989). Estes ecossistemas lagunares são sistemas de águas semi-fechados e separados das águas oceânicas por ilhas barreira e/ou penínsulas (Barbosa, 2010) que podem ser classificadas como águas costeiras (Bettencourt *et al.*, 2004) ou como águas de transição na bacia do Mediterrâneo (McLusky & Elliott, 2007).

Têm sido propostas várias definições de lagoas costeiras, e uma das mais utilizadas é a descrita por Kjerfve (1994). Este autor refere que uma lagoa costeira é um sistema de água interior ligado ao oceano adjacente por uma ou mais barras restritas que permanecem abertas, pelo menos, de forma intermitente, e que normalmente se encontra orientada paralelamente à costa (Figura 1.1). Mais recentemente, Bird (2008) apresentou uma modificação desta definição que tem em conta a natureza de formação das lagoas costeiras. Este autor menciona que estes sistemas costeiros são pouco profundos e ficam parcialmente (ou totalmente) isolados do mar devido à deposição de barreiras (em geral de areia ou cascalho), construídas acima do nível de maré alta pelo efeito das ondas. Estes sistemas costeiros resultaram, na sua maioria, do aumento relativo do nível do mar e a formação das suas barreiras ocorreu por processos marinhos durante o Holoceno (Dias *et al.*, 2000). As condições climáticas, a configuração hidrodinâmica, a topografia pré-existente, o tipo de substrato e o nível do mar são os principais processos que regulam a hidromorfologia costeira (Duck & da Silva, 2012). Assim, as regiões onde se verificou o aumento do nível do mar e a predominância de água marinha relativamente à descarga de rios têm potencial para o desenvolvimento de lagoas costeiras (Duck & da Silva, 2012).

Segundo Kjerfve (1986), as lagoas costeiras podem ser divididas em 3 sistemas diferentes de acordo com o grau de troca de água com o mar adjacente (Figura 1.1). O sistema “*choked*” é caracterizado, em geral, por apresentar apenas um canal de entrada, elevado tempo de residência das águas e baixa influência marinha. As lagoas definidas por “*restricted*” representam o tipo intermédio dos 3 sistemas, evidenciando uma boa mistura de água, uma vez que sofrem influência da tensão do vento e da circulação mareal e, geralmente, apresentam dois ou mais canais de entrada. No caso das lagoas tipo “*leaky*” estas são formadas por vários canais de entrada, com predomínio de águas marinhas, apresentando assim salinidade semelhante à da zona oceânica e forte variabilidade das marés.

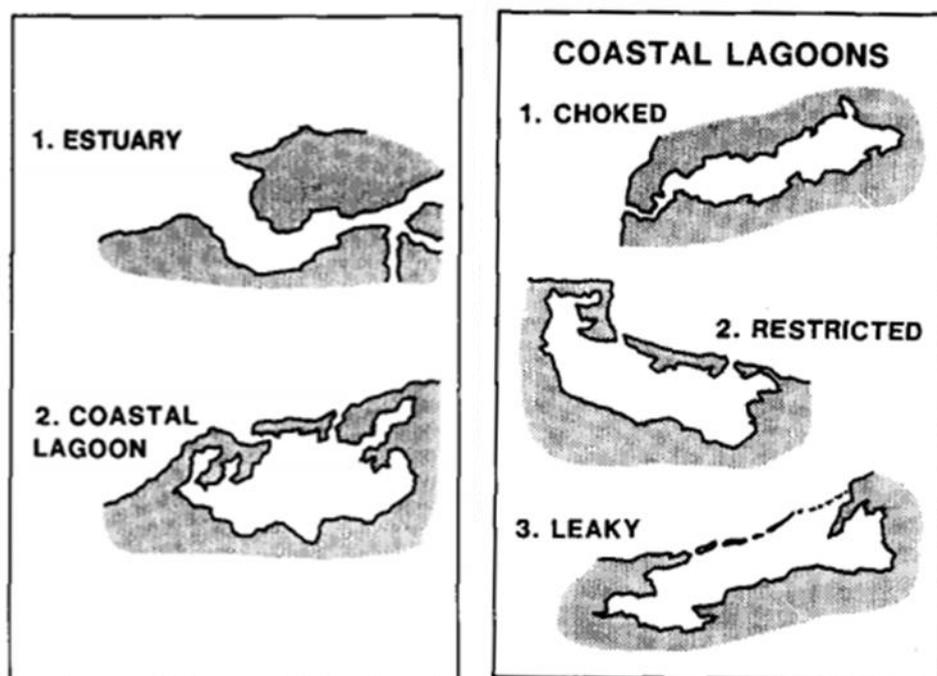


Figura 1.1 - À esquerda ilustração da orientação dos estuários (1. perpendicular à costa) e das lagoas costeiras (2. paralela à costa). À direita representação dos 3 tipos de sistemas lagunares: 1. “*Choked*”; 2. “*Restricted*” e 3. “*Leaky*”. Adaptado de (Kjerfve & Magill, 1989).

A qualidade da água nas lagoas costeiras depende criticamente da circulação nestes sistemas, da dispersão da matéria, das trocas de massa de água com o oceano (através de canais ou barras) e do tempo de residência das águas. Estes ecossistemas costeiros apresentam elevadas taxas de produtividade primária (Barbosa, 2010) e secundária, quer por reterem sedimentos, matéria orgânica e nutrientes provenientes de terra, quer por fertilização do próprio oceano, devido a fenómenos de afloramento costeiro (Kjerfve, 1994; Barbosa, 2010; Cervantes-Duarte *et al.*, 2013). Representam assim, ecossistemas ativos, complexos e dinâmicos (Falcão & Vale, 2003) que estão sujeitos a processos hidrodinâmicos que incluem o forçamento do vento, marés e a variabilidade espaço-temporal de processos naturais

(físicos, químicos, biológicos e geológicos) destas águas costeiras. Além disso, esta variabilidade pode ser intensificada por alteração dos gradientes de temperatura e salinidade (por influência de água doce), pelos reduzidos volumes de água e acesso restrito ao oceano adjacente (Nixon, 1982; Nuccio *et al.*, 2003).

As lagoas costeiras representam um ecossistema costeiro único, com elevado valor socioeconómico e biológico, sendo sistemas onde ocorre imperiosa necessidade de proteção e conservação dados os vários serviços prestados (*e.g.* servem de zona maternidade e crescimento para muitas espécies de organismos). Além disso, são altamente produtivos devido à variedade de *habitats* que apresentam (sapais, ervas marinhas e mangais) e são também bastante valiosos para a pesca e a aquacultura, contribuindo ainda para aumentar a produtividade das águas costeiras adjacentes (Kjerfve, 1994; Anthony *et al.*, 2009).

Os sistemas lagunares representam somente cerca de 13 % das zonas costeiras do planeta, sendo que na costa Europeia apenas cobrem 5,3% da sua área (Barnes, 1980; Kjerfve, 1994). Alguns exemplos a nível global de lagoas costeiras são a Laguna de Terminos (México), Lagoa de Maricá (Brasil) e a Lagoa de Coorong (Austrália; Kjerfve & Magill, 1989). Na Europa, as lagoas costeiras que mais se destacam são: a Lagoa de Oder (situada entre a Alemanha e Polónia), Lagoa de Veneza (Itália), Lagoa de Thau (França), e em Portugal a Ria de Aveiro e a Ria Formosa (Razinkovas *et al.*, 2008). Importa, no entanto, referir que existem algumas diferenças entre essas lagoas não só relativamente à entrada de água doce, pela diferente contribuição de rios, mas também pelo efeito de maré. Na Europa, na área do Mediterrâneo, as marés são basicamente micro-mareais ao contrário das existentes no Atlântico, tal como em Portugal, que são meso-mareais (Newton & Mudge, 2003). Aqui, a renovação de água em cada ciclo de maré é significativa e capaz de reduzir o impacto antropogénico.

Os sistemas lagunares, por serem sistemas produtivos, representam zonas de elevada densidade populacional, o que poderá causar degradação dos recursos naturais (Lloret *et al.*, 2008). Devido à sua localização costeira, estão extremamente vulneráveis a alterações ambientais causadas quer por fortes pressões antropogénicas (principalmente através de drenagem agrícola e/ou descargas de efluentes domésticos e industriais, pressão do turismo e exploração de recursos pesqueiros; Aliaume *et al.*, 2007) quer por alterações climáticas (Lloret *et al.*, 2008; Newton *et al.*, 2014).

1.2 - Suscetibilidade das lagoas costeiras e necessidade de medidas e planos de gestão

No sul da Europa, as lagoas costeiras estão particularmente vulneráveis devido ao aumento da pressão antropogénica pelo aumento do turismo, da urbanização e da agricultura (Viaroli *et al.*, 2005), que poderá causar a deterioração da qualidade da água e do estado ecológico do ecossistema (Roselli *et al.*, 2013). Na perspetiva da conservação, gestão e valorização ambiental, as lagoas costeiras são também contempladas pelas diretivas ambientais de proteção e de sustentabilidade dos recursos hídricos, quer se trate da Diretiva Quadro da Água (implementada em 2000; Diretiva 2000/60/CE) quer, mais recentemente, pela Diretiva-Quadro da Estratégia Marinha (Diretiva 2008/56/CE). A Diretiva Quadro da Água tem como propósito preservar e melhorar o bom estado ecológico de águas doces e águas costeiras, começando por prevenir ou limitar a eutrofização antropogénica (Diretiva 2000/60/CE). Complementarmente, a Diretiva-Quadro da Estratégia Marinha pretende permitir uma utilização sustentável dos recursos e bens marinhos a partir da gestão das atividades humanas, de modo a obter o bom estado ambiental das águas marinhas até 2020 e evitar a deterioração do ecossistema (Diretiva 2008/56/CE). Para tal, esta diretiva visa estabelecer e implementar programas de monitorização para avaliar o estado ambiental das águas marinhas, de forma a identificar as pressões e impactos a que se encontram sujeitas e como essas podem ser evitadas. A eutrofização antropogénica, provocada pelo enriquecimento em nutrientes e matéria orgânica, é um descritor presente nesta diretiva, que pretende minimizar este processo e os seus efeitos prejudiciais, nomeadamente a degradação do ecossistema, as perdas na biodiversidade, o desenvolvimento de florescências de algas nocivas e o aumento de zonas profundas com carência em oxigénio (Diretiva 2008/56/CE).

A suscetibilidade natural dos ecossistemas à ocorrência de processos de eutrofização é uma característica fundamental a ser controlada na água para se atingir o bom estado ecológico e ambiental, uma vez que a entrada de nutrientes é o principal fator que impulsiona o desenvolvimento deste processo (Gari *et al.*, 2014). No entanto, esta suscetibilidade também é controlada pela hidrodinâmica do sistema (Zaldívar *et al.*, 2008). Uma das primeiras publicações sobre os efeitos nocivos da eutrofização em ecossistemas marinhos foi reportada na lagoa costeira localizada ao longo da costa sul de Long Island, Moriches Bay (New York). Nesta lagoa, nos anos 50, foi reportado uma florescência de algas causada pelo enriquecimento de nutrientes devido ao rápido desenvolvimento de quintas de patos (Nixon, 1995).

Visto que, a maioria das lagoas costeiras são consideradas ecossistemas que apresentam uma renovação de água restrita com o oceano costeiro devido à sua geomorfologia, estas encontram-se bastante expostas e vulneráveis, particularmente à pressão antropogénica apesar das alterações climáticas também serem um fator importante a ter em conta quando se avalia a sua vulnerabilidade (Lloret *et al.*, 2008; Newton *et al.*, 2014). Estas últimas alterações ocorrem recorrentemente a várias escalas temporais (algumas acontecem lentamente ao longo de décadas) e espaciais (a nível local, regional e continental), podendo causar impactos consideráveis nas lagoas costeiras (Anthony *et al.*, 2009). Alterações climáticas como o aumento da temperatura das águas (mais perceptível em águas costeiras; Harley *et al.*, 2006), do nível médio do mar, alterações hidrodinâmicas nas águas, alteração de salinidade, o aumento do dióxido de carbono, o aumento frequente de fenómenos climáticos extremos, inundações, secas (Anthony *et al.*, 2009) e a ocorrência de eutrofização são alguns exemplos de ameaças ambientais que se prevê que se intensifiquem e gerem consequências nefastas/drásticas nas lagoas costeiras. Particularmente, o aumento da temperatura pode diminuir a solubilidade dos gases (como por exemplo do oxigénio; Joos *et al.*, 2003), a taxa de fotossíntese dos organismos primários e a taxa de respiração, bem como o crescimento de algumas espécies. O aumento da frequência de eventos extremos poderá prejudicar a produtividade primária, visto que com o aumento da erosão costeira a turbidez da água irá intensificar-se devido à suspensão de sedimentos e diminuirá a penetração da radiação solar na coluna de água. O aumento do nível do mar (~ 3,2 mm/ano; IPCC, 2014) aumentará a profundidade da coluna de água, reduzindo a intensidade luminosa que chega aos organismos que vivem no fundo, assim como poderá registar-se a ocorrência de inundações de alguns *habitats* devido ao aumento rápido do nível do mar (Zhang *et al.*, 2004). A alteração da salinidade poderá alterar os regimes hidrodinâmicos de algumas regiões (Lloret *et al.*, 2008) e, conseqüentemente, alterar a composição e a distribuição das espécies locais (Mackenzie *et al.*, 2007). Por outro lado, se ocorrer aumento da taxa de precipitação (Paerl, 2006) poderá potenciar-se a entrada de nutrientes, promovendo um aumento da taxa de produtividade primária, contribuindo também para a estratificação de águas lagunares (Justic *et al.*, 1996), que poderá facilitar o desenvolvimento do processo de eutrofização nestes sistemas (Wazniak *et al.*, 2007).

Dadas as características tão importantes dos sistemas lagunares, há uma necessidade imperiosa de melhorar o conhecimento acerca do funcionamento destes ecossistemas, para se poderem tomar medidas de proteção e conservação destes ecossistemas. Torna-se, assim,

imprescindível, compreender as interações que ocorrem não só entre os ambientes marinhos costeiros contíguos (lagoa – zona costeira adjacente) bem como entre os organismos e o meio aquático, de forma a prever futuros impactos que possam ocorrer nestes sistemas. Com base neste conhecimento, será possível organizar e avaliar esta informação, bem como implementar medidas e planos de gestão nas lagoas costeiras (Lloret *et al.*, 2008), de modo a manter e/ou a melhorar os serviços prestados pelos mesmos.

No sul de Portugal destaca-se o importante papel do sistema lagunar da Ria Formosa, que será o alvo deste estudo, e que face a potenciais alterações globais importa também contribuir para melhorar a compreensão do funcionamento deste ecossistema e do seu papel na interação com a zona costeira estabelecendo condições atuais de referência, através de observação, mas que poderão servir para antecipar alterações futuras em cenários de previsão.

1.3 - O sistema lagunar da Ria Formosa

A Ria Formosa (36°58'– 37°3' N, 8°02'–7°32' W) é o ecossistema costeiro mais importante no Algarve (sul de Portugal), tendo sido reconhecido a nível nacional como Parque Natural desde 1987 e internacionalmente pertence à convenção de Ramsar e Natura 2000 para a conservação da natureza (Newton & Mudge, 2003). Esta lagoa costeira tem elevado valor ecológico/ambiental (serve de zona de maternidade e de crescimento para muitas espécies de organismos; Barbosa, 2006) e socioeconómico, visto que atividades como o turismo, as pescas, a aquacultura e a extração de sal dependem deste ambiente lagunar (Newton & Mudge, 2003). Dada a sua relevância, este sistema complexo de ilhas-barreira tem sido bastante estudado sob várias perspetivas científicas, nas vertentes: física/hidrodinâmica (*e.g.*: Dias *et al.*, 2009; Fabião *et al.*, 2016), química (*e.g.*: Falcao & Vale, 1990; Newton & Mudge, 2003; Newton & Mudge, 2005; Loureiro *et al.*, 2006), geológica (*e.g.*: Dias *et al.*, 2000; Matias *et al.*, 2008) e biológica (*e.g.*: Ribeiro *et al.*, 2008; Vânia *et al.*, 2014; Vieira *et al.*, 2014; Siegenthaler *et al.*, 2015), mas muito menos interdisciplinarmente, contemplando em simultâneo diversas áreas científicas (como no projeto internacional INDIA -INlet Dynamics Initiative: Algarve; Alcântara *et al.*, 2012; Cravo *et al.*, 2013, 2014; Newton *et al.*, 2014; Malta *et al.*, 2016). A Ria Formosa representa, pois, um ecossistema onde é importante estudar a dinâmica dos seus processos físicos, químicos e biológicos, para se perceber este sistema tão complexo e heterogéneo, sob efeito de impactos causados pelo decurso de várias atividades socioeconómicas. As zonas mais interiores da Ria Formosa, onde a renovação de água é menor, tendem a ser mais suscetíveis às pressões naturais e antropogénicas (Barbosa,

2010; Cravo *et al.*, 2015). A agricultura, a descarga de águas residuais e a aquacultura são atividades que ocorrem nestas regiões interiores e que podem conduzir a uma maior acumulação de nutrientes (azoto, fósforo e silício; Mudge *et al.*, 2008; Brito *et al.*, 2010). Segundo a Diretiva Quadro da Água, a Ria Formosa é classificada como águas costeiras (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2011), tendo como principal fator que poderá conduzir à eutrofização a entrada de nutrientes (principalmente compostos de azoto e fósforo; Diretiva 2000/60/CE). Para avaliar o seu estado ecológico, é necessário proceder-se à análise da qualidade físico-química da água (salinidade, temperatura, oxigénio e concentração de nutrientes) e da qualidade biológica (fitoplâncton, macroalgas, invertebrados e peixes) (Loureiro *et al.*, 2006; Ballesteros *et al.*, 2007). No entanto, a zona das barras e dos canais principais da Ria Formosa, pela forte influência das marés (Newton *et al.*, 2003), são os locais primordiais a partir dos quais a troca de água com o oceano Atlântico é promovida, sendo zonas caracterizadas por forte mistura da coluna de água, onde o impacto de entrada dos nutrientes por pressão antropogénica é limitado (Newton & Icely, 2006) e problemas de eutrofização minimizados (Roselli *et al.*, 2013). De fato, e de acordo com a aplicação do índice NEEA (National Estuarine Eutrophication Assessment) que avalia o potencial de zonas vulneráveis à eutrofização com base nos índices de condição trófica, influência humana e do cenário do futuro do ecossistema (Bricker *et al.*, 1999; Bricker *et al.*, 2003; Ferreira *et al.*, 2005) a Ria Formosa não é considerada como sendo uma zona vulnerável à eutrofização (Ferreira *et al.*, 2003) Fatores como a profundidade média baixa, as correntes de maré fortes e a elevada taxa de renovação de água nas barras e canais principais torna esta lagoa num sistema bem misturado verticalmente, com rara estratificação (salina e/ou térmica; Newton & Mudge, 2003) (exceto em períodos de chuva forte), e fazem com que o potencial de diluição da Ria Formosa seja elevado (Ferreira *et al.*, 2003).

As marés semidiurnas representam então o principal fator que contribui para a circulação e renovação da água na lagoa (Duran-Matute & Gerkema, 2015), em que a concentração dos nutrientes é regulada por este processo físico, inteiramente dependente também das características das águas do oceano costeiro adjacente (Alcântara *et al.*, 2012). O afloramento costeiro é um outro processo oceanográfico que afeta também as concentrações dos nutrientes no interior da Ria Formosa (Alcântara *et al.*, 2012; Cravo *et al.*, 2013, 2014) que é recorrente na costa sul de Portugal, sob a influência de ventos com componente de oeste, entre maio e outubro (Relvas & Barton, 2002; García-Lafuente *et al.*, 2006). O afloramento costeiro tem uma forte influência na produtividade biológica não só ao largo da

costa, uma vez que poderá exportar nutrientes e clorofila *a* (indicador indireto da biomassa dos seres fitoplanctónicos) (Lévy, 2008; Cravo *et al.*, 2010), bem como influenciar a Ria Formosa por importação destes compostos a partir da zona costeira adjacente, pelo efeito das marés. Assim, a quantificação da estimativa das trocas de massa (água, matéria em suspensão e nutrientes) entre os dois sistemas costeiros intercomunicantes, tal como entre a Ria Formosa e o oceano adjacente permite avaliar como os ciclos de maré semidiurnos forçam a variabilidade das trocas de massa e condicionam os processos de exportação/ importação desses compostos.

Na Ria Formosa existem alguns estudos referentes à dinâmica das trocas de água (prismas de maré) com o oceano através das principais barras, dos quais se destacam os trabalhos de Salles (2001), Salles *et al.* (2005), Dias *et al.* (2009) e, dos mais recentes pelos autores Pacheco *et al.* (2010), Jacob *et al.* (2012, 2014) e Jacob & Cravo (2016). No que concerne ao papel das principais barras a nível de troca de massa de nutrientes e de matéria em suspensão existem muito poucos trabalhos (apenas com amostras recolhidas em estações fixas dentro da Ria, sem considerar o transporte integrado; *e.g.* Falcão & Vale, 2003; Newton & Mudge, 2005), apesar de em estudos mais recentes esta abordagem já ser considerada para as barras mais importantes do setor oeste da Ria Formosa (Alcântra *et al.*, 2012; Cravo *et al.*, 2013, 2014).

O principal objetivo deste trabalho foi contribuir para a melhoria do conhecimento do papel da principal barra deste sistema, a barra de Faro-Olhão, a nível dos balanços de massa e análise da influência das diferentes escalas temporais (maré e estações do ano) na sua variabilidade anual. Para tal serão caracterizados os prismas de enchente, vazante e residual, as trocas de matéria em suspensão (sólidos em suspensão e clorofila *a*) e de nutrientes, de modo a estimar o impacto que as trocas de água através desta barra têm neste sistema lagunar e no oceano adjacente. Além disso, com este estudo pretende-se ainda compreender os mecanismos forçadores, meteorológicos e oceanográficos que controlam essa dinâmica, bem como perceber como essa variabilidade controla e influencia a atividade fitoplanctónica dentro da Ria Formosa e ao largo da costa. Este estudo contempla ainda 3 objetivos específicos: a) avaliar a homogeneidade horizontal e vertical na secção selecionada para realização das amostragens; b) analisar a variabilidade ao longo da maré quinzenal em fases opostas do ciclo; c) analisar a variabilidade anual (nas quatro estações do ano).

Capítulo 2 – Material e Métodos

2.1- Descrição da área de estudo

A Ria Formosa é um sistema lagunar complexo constituído por 5 ilhas (Deserta, Culatra, Armona, Tavira e Cabanas) e 2 penínsulas (Ancão e Cacela) (Pilkey Jr. *et al.*, 1989; Ferreira *et al.*, 2003), tal como se pode observar na Figura 2.1. Apresenta 6 barras que constituem três setores hidrodinamicamente diferentes: setor este, que inclui a barra do Lacém; setor central, que inclui as barras da Fuzeta e de Tavira e o setor oeste, que inclui as barras do Ancão, Faro-Olhão e Armona (Salles *et al.*, 2005).

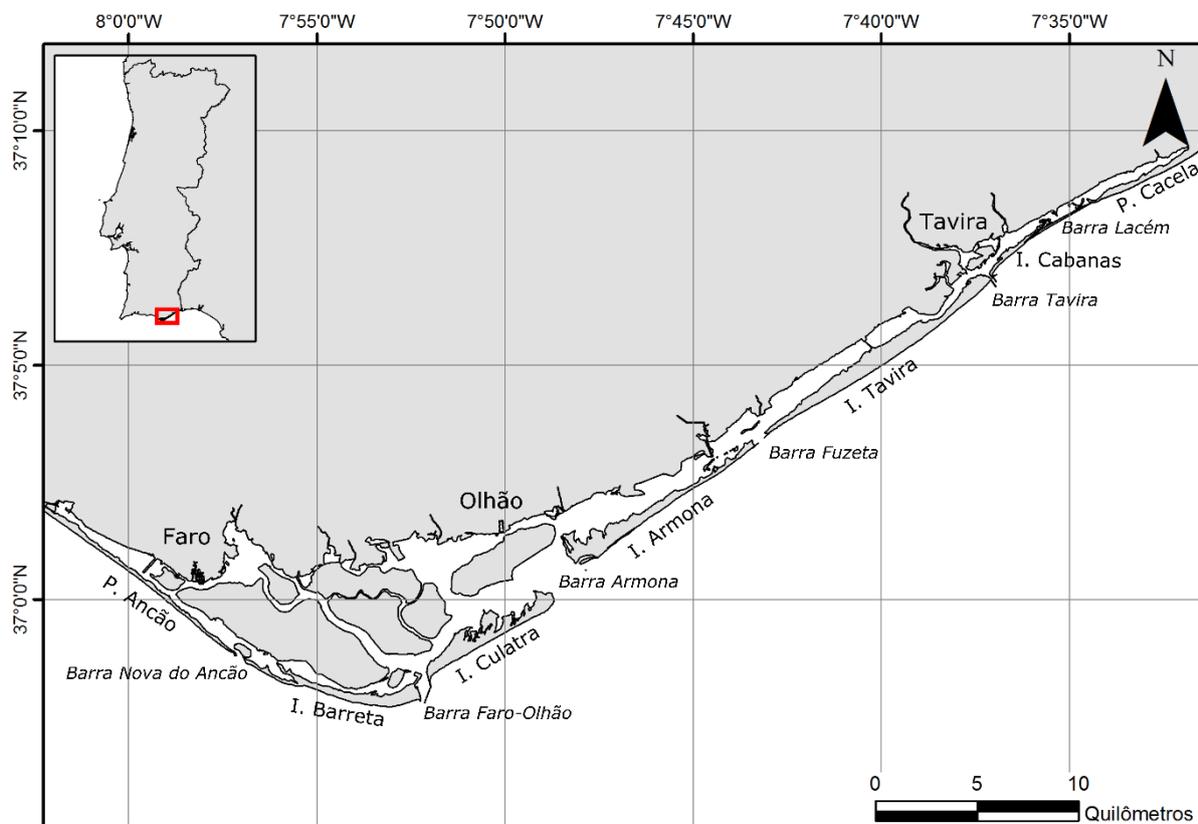


Figura 2.1 - Localização das barras da Ria Formosa. Imagem criada a partir do *software* Esri ArcGis

As três barras do setor oeste representam aproximadamente 90 % do prisma total de maré da Ria (Salles *et al.*, 2005; Pacheco *et al.*, 2010), sendo que dessa percentagem 45 % e 40 % correspondem às barras de Faro-Olhão e da Armona em maré morta, respetivamente, tendo a barra do Ancão uma importância relativamente baixa. Em condição de maré viva as percentagens são notoriamente diferentes, onde aproximadamente 61 %, 23 % e 8 % do prisma total correspondem às barras Faro-Olhão, Armona e Ancão, respetivamente. Estes

valores mostram que a principal barra responsável pela circulação e troca de água na Ria Formosa é a barra de Faro-Olhão (Pacheco *et al.*, 2010), o que motivou o presente estudo.

As barras da Ria Formosa normalmente tendem a migrar na direção oeste-este e, historicamente, têm sofrido alterações na sua morfologia e localização. A barra do Ancão foi recolocada artificialmente em 1997 e em 2015 para melhorar a circulação de água entre o oceano costeiro e a laguna, tendo sofrido uma migração de 3500 metros desde a sua abertura (Ferreira *et al.*, 2016; Jacob *et al.*, 2016). A barra da Fuzeta foi artificialmente recolocada em 1999 (Vila-concejo, 2004) e mais recentemente em 2011 (Ferreira *et al.*, 2016). A barra de Tavira foi aberta e estabilizada entre 1927 e 1985 (Vila-Concejo *et al.*, 2006; Ferreira *et al.*, 2016), de forma a melhorar a eficiência hidráulica.

No caso da barra do Lacém e da Armona, ambas são barras naturais, em que a última apresenta uma localização estável há vários séculos, embora tenha vindo a diminuir de largura (Dias, 1988; Pilkey Jr. *et al.*, 1989; Vila-Concejo *et al.*, 2006). A barra da Armona perdeu alguma eficiência hidráulica devido à abertura e estabilização artificial da barra de Faro-Olhão entre 1929 e 1955 (Ferreira *et al.*, 2016), para garantir a navegabilidade até aos portos de Faro e Olhão. A barra de Faro-Olhão tornou-se a barra dominante para o prisma de maré da Ria Formosa (Pacheco *et al.*, 2010).

Este sistema é constituído ainda por uma rede complexa de canais intercomunicantes com as barras, que permitem a recirculação da água dentro deste ecossistema e uma troca permanente com o oceano adjacente a partir das 6 entradas (Matias *et al.*, 2008; Alcântara *et al.*, 2012).

A Ria Formosa é um sistema de ilhas barreira pouco profundo (Barbosa, 2010) que apresenta uma extensão de 55 km na direção este-oeste e uma largura máxima de 6 km na direção norte-sul, tendo uma profundidade média na coluna de água de 3,5 metros, com uma área superior a 160 km² (Falcao & Vale, 1990; Barbosa, 2010). Esta laguna apresenta marés semi-diurnas, em que diariamente ocorrem duas preia-mar e duas baixa-mar, em regime meso-mareal, apresentando uma altura que varia entre 1,3 em maré morta e 2,8 metros em maré viva, chegando aos 3,5 metros em marés equinociais (Pacheco *et al.*, 2010). O fator com maior contribuição para a recirculação de água nesta lagoa costeira é a maré, uma vez que é responsável pela renovação de cerca de 50 % a 75 % da água em cada ciclo de maré semidiurno (Newton & Mudge, 2003; Tett *et al.*, 2003; Mudge *et al.*, 2008). A renovação diária de água calculada nos anos 90 variava entre $80 \times 10^6 \text{ m}^3$ em maré-morta e $150 \times 10^6 \text{ m}^3$

em maré-viva (Neves *et al.*, 1994). Uma estimativa mais recente aponta para valores semelhantes, variando entre $50 \times 10^6 \text{ m}^3$ em maré-morta (1 metro de altura de maré), $180 \times 10^6 \text{ m}^3$ em maré-viva (3,5 metros de altura) e $100 \times 10^6 \text{ m}^3$ para uma maré intermédia (2 metros de altura) (J. Luís; dados não publicados). No entanto, o volume renovado depende também da posição e configuração morfológica das barras (Dias *et al.*, 2009).

Neste ecossistema é drenada água proveniente de 5 pequenos rios e de 14 ribeiras (Newton & Mudge, 2003). A entrada de água doce é pouco significativa, exceto em períodos de chuvas intensas durante o inverno e em Tavira, por influência do rio Gilão (Newton & Mudge, 2003; Barbosa, 2010). A baixa entrada de água doce também se deve à reduzida taxa de precipitação média anual ($\sim 510 \text{ mm}\cdot\text{ano}^{-1}$; Instituto de Meteorologia, 2010). Retirando o efeito da drenagem de cursos de água doce, o volume das descargas de efluentes que entram diariamente neste ecossistema corresponde a cerca de $2,5 \times 10^4 \text{ m}^3$ de água doce (duas ordens de grandeza inferior à troca diária de água com o oceano costeiro, Cravo *et al.*, 2015). Por esse motivo, a salinidade é elevada, aproximadamente 36, podendo ser classificada como uma verdadeira zona marinha (Ferreira *et al.*, 2003).

2.2 - Amostragem

No âmbito do projeto COALA (financiado pela Fundação da Ciência e Tecnologia, referência “PTDC/MAR/114217/2009-COALA”) foram realizadas 7 campanhas oceanográficas numa secção na barra Faro-Olhão (Figura 2.2), entre 2012 e 2013, incluídas num total de 17 campanhas executadas nas 3 barras do setor oeste da Ria Formosa, entre 2011 e 2013. Nesta barra, as campanhas foram efetuadas nas quatro estações do ano, tendo-se realizado três durante a primavera (duas em situação de maré viva e uma em maré morta), duas no outono (em maré viva e em maré morta), uma no verão e outra no inverno, ambas em maré viva. As campanhas oceanográficas foram realizadas não só para fazer uma análise intra-anual/estacional (escala de longa duração) das trocas que ocorreram com o oceano adjacente, mas também a uma escala temporal mais curta, para se avaliar a variabilidade associada a ciclos de maré quinzenal (maré viva *vs.* maré morta).

Em cada campanha realizaram-se medições *in situ* e recolhas de amostras de água na secção selecionada na barra de Faro-Olhão (Figura 2.2), de hora a hora, de modo a analisar a variabilidade de um conjunto de parâmetros físico-químicos, ao longo de um ciclo de maré semidiurno ($\sim 12,5 \text{ h}$). Estas variáveis foram medidas com diferentes métodos de amostragem. No estudo dos parâmetros físicos mediu-se a velocidade da corrente, através de um ADP

(ADP Bottom Track, Sontek) ao longo de uma secção reta perpendicular ao eixo do canal da barra (Figura 2.2), em intervalos de uma hora, ao longo de um ciclo de maré semidiurno.

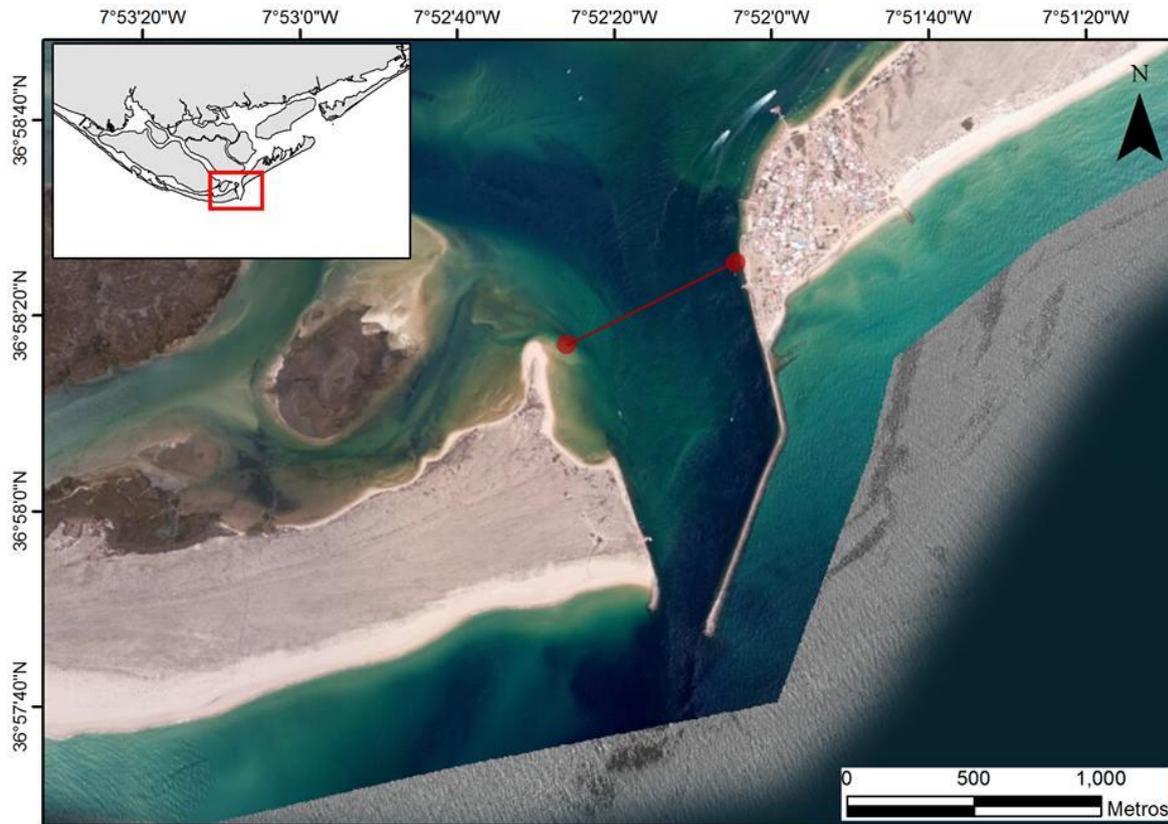


Figura 2.2 - Localização da barra de Faro-Olhão, Ria Formosa. A linha contínua indica a secção ao longo da qual se mediu a velocidade da corrente e se calculou o caudal. O círculo à esquerda corresponde à margem da Deserta e à direita corresponde à margem do Farol. Imagem criada a partir do software Esri ArcGis.

Para a caracterização química, foi utilizada uma sonda multiparamétrica YSI (Modelo 6820) para adquirir *in situ* dados de temperatura, salinidade, pH, concentração de oxigénio dissolvido e percentagem de saturação de oxigénio. Para obter dados com uma boa precisão e exatidão, a sonda foi previamente calibrada em laboratório com soluções padrão específicas (exceto para a temperatura).

Para se avaliar a homogeneidade horizontal ao longo da secção em estudo, a amostragem foi efetuada em três pontos ao longo da secção (margem da Deserta, margem do Farol e no centro da barra; Figura 2.3). Para se avaliar a homogeneidade vertical, em cada ponto da secção fizeram-se medições, de hora a hora, a três profundidades diferentes: superfície (1 metro abaixo da superfície), meio (profundidade de extinção do disco Secchi) e fundo (1 metro acima do fundo) e recolheram-se amostras com uma garrafa de Niskin de 5 L. A cada um desses níveis, a recolha de amostras de água realizou-se para determinar a concentração de nutrientes (amónia, nitritos, nitratos, fosfatos e silicatos; 1L), sólidos em

suspensão totais (e frações orgânica e inorgânica; 1 L), clorofila *a* e feopigmentos (1 L). As amostras, após terem sido recolhidas, foram transportadas em malas térmicas para o laboratório, de modo a serem filtradas e analisadas posteriormente.

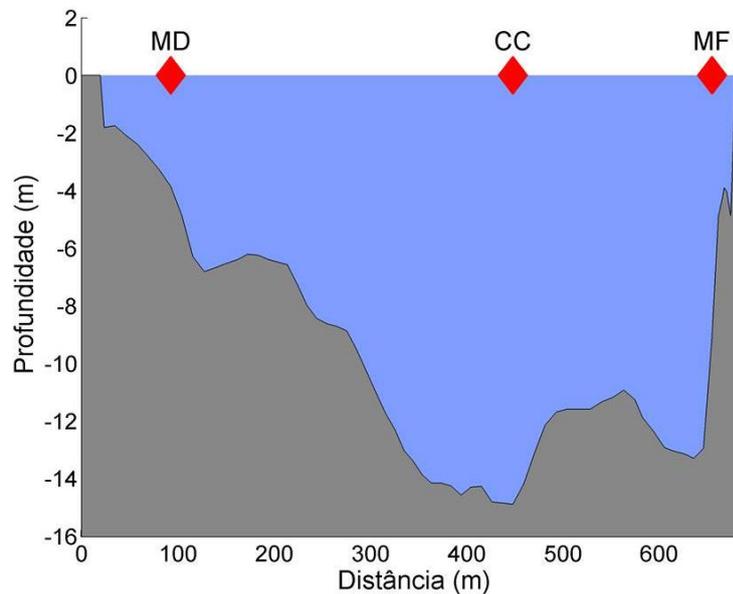


Figura 2.3 - Representação dos diferentes locais de amostragem (MD – Margem da Deserta; CC – Centro do Canal; MF – Margem do Farol) e do perfil de fundo da secção da barra de Faro-Olhão. Imagem criada a partir do *software* MATLAB com base nos dados do ADP.

Para uma melhor compreensão dos mecanismos responsáveis pela variabilidade dos resultados acedeu-se à base de dados OceanColor WEB (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/cms/>), para analisar as imagens de satélite de temperatura superficial do oceano (SST) e da concentração de clorofila *a* contemporâneas ou prévias às campanhas COALA. As imagens de satélite utilizadas foram compostas por 8 dias e provenientes do satélite *Modis – Aqua*. A análise conjunta das imagens de satélite destes dois parâmetros permitiu observar consequências dos processos oceanográficos dominantes (*e.g.*: eventos de afloramento costeiro ou de contracorrente costeira), e avaliar o seu efeito sobre a atividade fitoplanctónica dentro da Ria e ao largo da costa. Adicionalmente, a partir de uma base de dados meteorológicos (<http://www.wunderground.com/history/>) foi possível obter informação relativa à velocidade e direção do vento, tal como à taxa de precipitação diária e à temperatura atmosférica. Foi ainda usada como informação complementar, a variação da altura do nível do mar devido à maré e a temperatura da água medidas em intervalos de 10 minutos através de 2 PT's (transdutor de pressão) instalados no Cais Comercial de Faro (PT 1) e no molhe da Ilha Deserta (PT 2), a cerca de 2,5 metros abaixo do nível médio do mar. Devido à localização dos PT's, estes foram influenciados por diferentes condições

oceanográficas, em que o PT 1 esteve a 6 km de distância do segundo transdutor de pressão em direção a montante, encontrando-se mais protegido da influência das águas costeiras, enquanto que o PT 2 esteve exposto às influências diretas do oceano costeiro (Figura 2.4; Jacob *et al.*, 2013). Com esta informação, foi possível também confirmar alguns dos processos oceanográficos, através da análise conjunta da temperatura e do nível do mar e das imagens de satélite SST.



Figura 2.4 – Localização dos transdutores de pressão: PT 1 instalado no Cais Comercial de Faro e PT 2 no molhe da ilha Deserta.

2.3 - Cálculo dos prismas e transportes de massa através da barra de Faro-Olhão

A partir da velocidade da corrente adquirida pelo ADP na secção reta do canal, pode-se calcular o caudal, com base na integração do produto da componente da velocidade normal à secção reta com a área dessa secção, como representada na Equação 1:

$$Q = \iint_A v \cdot n \, dS, \quad (1)$$

em que:

Q – Caudal ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$);

v – velocidade da corrente em cada elemento de área ao longo da secção ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$);

n – vetor unitário normal à secção em cada elemento de área;

dS – elemento de área de secção reta (m^2);

A – Área da secção reta do canal (m²).

Posteriormente, foi possível obter os prismas de maré de enchente, de vazante e residual a partir da integração do caudal ao longo do respetivo período de amostragem para cada campanha. O cálculo do transporte das diferentes variáveis em estudo ao longo dos ciclos de maré completos foram obtidos a partir da integração no tempo do produto das concentrações médias na secção reta pelo caudal. Assim, a partir dos valores e do sinal do transporte total é possível analisar o comportamento da barra Faro-Olhão nestas 7 campanhas realizadas com condições meteorológicas e oceanográficas diferentes, se houve importação (+) ou exportação (-) de massa para o oceano adjacente relativamente às variáveis em análise.

2.4 - Tratamento laboratorial das amostras

As amostras de água recolhidas na secção da Barra Faro-Olhão foram tratadas em laboratório na Universidade do Algarve. O procedimento aplicado para a determinação de cada parâmetro em análise descreve-se de seguida.

- **Nutrientes**

Os nutrientes são compostos necessários ao crescimento dos produtores primários. Assim, a sua disponibilidade pode ser um fator limitante no crescimento dos organismos fotossintéticos (Laufkötter *et al.*, 2015).

Estes compostos existem nos ecossistemas aquáticos através da sua reciclagem por processos biogeoquímicos, ou por entrada de fontes externas ao sistema, como a atividade antropogénica (Kaiser *et al.*, 2011). Além disso, a determinação da concentração de nutrientes existentes na água permite avaliar o estado trófico do ecossistema, se oligotrófico, mesotrófico ou eutrófico (Kaiser *et al.*, 2011). Por este motivo, a análise da distribuição dos nutrientes em sistemas costeiros é crucial para compreender a sua dinâmica e influência nas zonas adjacentes com as quais trocam continuamente matéria.

Para determinar as concentrações dos nutrientes, as amostras foram filtradas num sistema de filtração de vácuo, através de filtros de acetato de celulose (Gelman) de 0,45 µm de porosidade, que foram previamente descontaminados e pesados. Após a filtração, as amostras foram congeladas a -20°C. Esta determinação foi realizada a partir de métodos espectrofotométricos de absorção molecular baseados em retas de calibração, descritos em Grasshoff *et al.* (1983). Para cada nutriente, foram selecionados comprimentos de onda de absorção máxima específicos e para a elaboração das retas de calibração foram utilizadas

soluções padrão para cada nutriente, na gama de concentração expetável para as amostras. O coeficiente de correlação mínimo aceitável para a reta de calibração foi de 0,99. Depois de conhecida a absorvância de cada amostra, determinou-se a concentração das amostras a partir da Equação 2:

$$\text{Concentração de um tipo de nutriente} = \frac{abs-a}{b}, \quad (2)$$

em que:

abs – absorvância da amostra;

a – ordenada na origem;

b – declive da reta de calibração.

Adicionalmente, foram calculadas razões entre as concentrações dos nutrientes, nomeadamente N:P, N:Si e NO_3^- :NIT (NIT: Azoto Inorgânico Total = $\Sigma\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$), que permitiu verificar qual dos nutrientes foi limitante.

- Compostos de Azoto

Amónia (NH_4^+)

Para a determinação da concentração de amónia, a amostra é colocada em citrato alcalino, com a adição de fenol na presença de nitroprussiato de sódio. Posteriormente, a partir de medição da sua absorvância por espectrofotometria de absorção molecular a 630 nm, é determinada a concentração do composto azul de indofenol formado na presença de amónia. Em águas marinhas tem que se aplicar um fator salino de correção, tabelado em função do valor de salinidade da amostra, uma vez que a absorvância da amónia sofre uma diminuição por interferência dos sais.

Nitritos (NO_2^-)

A determinação da concentração dos nitritos baseou-se no método proposto por Shinn (1941), tendo sido adaptado para a água do mar por Bendshneider & Robinson (1952). Este método tem como princípio a reação de Griess, na qual não sofre interferências por outros constituintes da água do mar e é bastante sensível. Este ião, em condições ácidas (pH 1.5 – 2.0) reage com a amina aromática (RHN_2) para formar um composto diazo, o qual é posteriormente complexado com outra amina aromática (ArNH_2) para originar uma mistura azo. A concentração de nitritos é determinada a partir da formação de um composto de azoto após a adição de sulfanilamida e de bicloreto de N-(1-naftil)-etilenodiamina. A intensidade da cor formada é proporcional à concentração inicial de nitrito. Através da medição da sua

absorvância por espectrofotometria de absorção molecular a 540 nm é determinada a concentração deste nutriente.

Nitratos (NO_3^-)

O método para determinar a concentração dos nitratos é baseado na redução de nitratos a nitritos, através da sua passagem por uma coluna de cádmio. Para o processo de redução, a coluna foi previamente tratada com sulfato de cobre (CuSO_4), de modo a garantir uma percentagem de redução $> 95\%$. A eficácia deste processo depende do metal utilizado na coluna redutora, do pH da solução e da atividade da superfície metálica. O cloreto de amónia (NH_4Cl) foi adicionado como solução tampão. Após a reação de redução, a análise de nitratos é idêntica à utilizada no processo de determinação da concentração de nitritos, medida a partir da absorvância a 540 nm, num espectrofotómetro de absorção molecular. Determinada a concentração de nitritos, obtém-se a concentração de nitratos a partir da sua diferença em relação aos nitritos.

Fosfatos (PO_4^{3-})

A concentração de fosfatos foi determinada em meio ácido (H_2SO_4), contendo o ião molibdato, ácido ascórbico (reductor) e o ião antimónio como catalisador, dando origem ao ácido fosfomolibdico (de cor amarela). Este último composto é reduzido a azul de molibdénio pela ação do ácido ascórbico. A reação é acelerada pela adição de um catalisador, o antimoniltartarato de potássio. A partir da medição da absorvância por espectrofotometria de absorção molecular a 880 nm é possível determinar a concentração deste nutriente.

Silicatos (SiO_4^{4-})

O método utilizado para a determinação da concentração deste nutriente baseou-se na formação de ácido silico-molibdico (cor amarela com fraca intensidade) e de complexos de fósforo e arsénio, na qual a amostra foi tratada em meio ácido com uma solução de molibdato de amónio. Posteriormente é adicionada uma solução redutora com ácido ascórbico e ácido oxálico, reduzindo assim os complexos amarelos do ácido silico-molibdico e decompondo simultaneamente alguns dos complexos de fósforo e de arsénio que se formaram. Por fim, a absorvância da solução final (cor azul intensa) é lida no espectrofotómetro de absorção molecular a 810 nm, de forma a obter as concentrações de silicatos. Tal como no processo de determinação da amónia, neste caso também é necessário corrigir a absorvância obtida a partir de um fator salino de correção, tabelado em função do valor de salinidade da amostra.

- **Sólidos em suspensão (SS)**

Os sólidos em suspensão são partículas insolúveis que ficam retidas num filtro específico (0,45 µm de porosidade) aquando da filtração das amostras. Para a sua determinação, as amostras (em duplicados) foram homogeneizadas e filtradas de forma integrada (1,5 L por filtro, correspondendo 0,5 L a cada nível de profundidade) através de filtros de acetato de celulose, previamente lavados, identificados, queimados e pesados. Posteriormente à filtração, os filtros foram lavados com água destilada e colocados em caixas de *petri* para posterior determinação da fração orgânica e inorgânica. Após a secagem dos filtros durante uma hora numa estufa com temperatura entre os 103°C – 105°C, e arrefecidos uma hora no exsiccador, foram pesados novamente. Assim, é possível calcular o teor em Sólidos em Suspensão Totais pela diferença entre o peso final e o peso inicial do filtro. Para diferenciar a fração orgânica da inorgânica os filtros sofreram combustão durante 4 h a 450 °C na estufa. A perda de peso nos filtros corresponde à fração orgânica, enquanto que a residual corresponde à fração mineral/inorgânica. O cálculo da concentração de Sólidos em Suspensão Totais é baseado na Equação 3:

$$\text{Sólidos em Suspensão Totais (mg/l)} = \frac{(P_{\text{final}} - P_{\text{inicial}}) \times 10^3}{V_{\text{filtrado}}}, \quad (3)$$

em que:

P_{final} – peso depois de filtrada a amostra e secagem do filtro (g);

P_{inicial} – peso antes de filtrar a amostra (g);

V_{filtrado} – volume filtrado da amostra (L).

Este procedimento laboratorial foi baseado num método gravimétrico descrito em APHA (1992).

- **Clorofila *a* e Feopigmentos**

A concentração de clorofila *a* pode ser relacionada com a biomassa de seres fotossintéticos, uma vez que é um pigmento presente em todas as algas, sendo utilizada como *proxy* da sua biomassa. Este parâmetro é utilizado para avaliar a qualidade biológica dos sistemas aquáticos, uma vez que são ótimos organismos indicadores da assimilação de nutrientes e que respondem rapidamente a variações bióticas e abióticas no ecossistema. No entanto, essa concentração pode-nos induzir em erro relativamente à biomassa de organismos fitoplanctónicos vivos, uma vez que na sua análise podem também existir algas mortas. Nas células mortas há degradação dos pigmentos em feopigmentos que absorvem menor

quantidade de radiação, mas no mesmo comprimento de onda em que a clorofila *a* é medida. A partir da razão entre a concentração de clorofila *a* e o total de pigmentos (clorofila *a* + feopigmentos) é possível determinar o estado da população, uma vez que se a razão for superior ou inferior a 50 % corresponde a uma população jovem ou envelhecida, respetivamente (Lorenzen, 1967).

Desta forma, para a determinação da concentração de clorofila *a* e feopigmentos, as amostras (em duplicado) foram homogeneizadas e filtradas de forma integrada (como descrito nos SS) em filtros de fibra de vidro GF/F (0,7 µm de porosidade), sob pressão reduzida < 200 mm de Hg e luz reduzida, de modo a evitar o rompimento e degradação dos pigmentos, respetivamente. Seguidamente, os filtros foram dobrados em quatro, envolvidos em papel de alumínio, identificados e congelados a -20 °C até à sua análise espectrofotométrica.

O método químico utilizado para esta determinação está descrito em Lorenzen (1967), onde a concentração de clorofila *a* e de feopigmentos é determinada pela absorção molecular a 665 e 750 nm. Posteriormente ao procedimento utilizado após a recolha das amostras, os filtros foram descongelados e cada um foi colocado num tubo de ensaio, com 5 mL de acetona a 90% (previamente refrigerada) e protegidos da luz. De seguida, os filtros foram macerados, e devido à utilização de filtros de fibra de vidro, estes ajudam à libertação de clorofila *a* para o solvente (acetona). Adicionam-se, posteriormente, mais 5 mL de acetona a 90% e são colocados no frigorífico durante 8 a 24 h. Após este período as amostras são centrifugadas (4000 rpm) e o sobrenadante foi colocado no espectrofotómetro de absorção molecular e a sua absorvância lida aos comprimentos de onda específicos referidos anteriormente. Os valores obtidos correspondem à concentração de clorofila *a* juntamente com a de feopigmentos. Após adição de HCl obtêm-se apenas a absorvância dos feopigmentos.

As expressões utilizadas para a determinação da clorofila *a* e dos feopigmentos estão descritas nas Equações 4 e 5, respetivamente:

$$\text{Clorofila } a \text{ (}\mu\text{g.L}^{-1}\text{)} = 26.7 \times (Aa - Ad) \times V \times L^{-1} \times p^{-1}; \quad (4)$$

$$\text{Feopigmentos (}\mu\text{g.L}^{-1}\text{)} = 26.7 \times (1.7 \times Ad - Aa) \times V \times L^{-1} \times p^{-1} \quad (5)$$

em que:

Aa – absorvância (abs.) corrigida da abs. a 750 nm antes (a) da acidificação;

Ad – absorvância (abs.) corrigida da abs. a 750 nm depois (d) da acidificação;

V – volume (mL) de acetona gasto;

L – volume da amostra (L);

p – espessura (cm) da célula do espectrofotómetro.

- **Oxigénio dissolvido (O₂)**

Para confirmar a calibração do sensor de oxigénio dissolvido da sonda multi-paramétrica, determinou-se ainda a concentração de oxigénio dissolvido pelo método de Winkler (1888). Este procedimento consiste na fixação de oxigénio dissolvido logo após a amostragem na água, através da adição de uma solução bivalente de manganês (W1 – 1 mL) e seguidamente, de uma solução básica de iodo (W2 – 1 mL). Em laboratório, a sua concentração é efetuada a partir da titulação do iodo libertado nas amostras, após a sua acidificação. O iodo é titulado com uma solução padrão de tiosulfato de sódio [0.02 N], utilizando-se o amido como indicador. O volume de tiosulfato gasto é obtido aquando do ponto de viragem da solução (passa de cor violeta para incolor). O cálculo para a determinação do oxigénio dissolvido é efetuado a partir da Equação 6:

$$\text{Oxigénio dissolvido (mg/L)} = \frac{(a-b) \times f \times 0,16 \times 10^3}{V-2}, \quad (6)$$

em que:

a – volume (mL) de solução de tiosulfato necessário à titulação;

b – volume de tiosulfato necessário à titulação do *Branco*;

f – fator f da solução de tiosulfato;

V – volume (mL) do frasco de Winkler;

0,16 – 1 mL de tiosulfato [0.02N] corresponde a 0,16 mg de oxigénio.

2.5 - Índice Trófico (TRIX)

O Índice Trófico TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998) foi aplicado a cada campanha, agregando matematicamente vários parâmetros físico-químicos. Este índice inclui a clorofila *a* (Chl *a*, em µg/L), o desvio absoluto em relação ao valor de saturação de oxigénio dissolvido (% DO), o azoto inorgânico dissolvido (NIT, em µg/L) e o fósforo reativo solúvel (SRP, em µg/L), sendo expresso pela Equação 7:

$$\text{TRIX} = [\text{LOG}(\text{Chl } a \times |100 - \% \text{ DO}| \times \text{NIT} \times \text{SRP}) - (-1.5)]/1.2 \quad (7)$$

Assim, os valores obtidos enquadram-se numa escala de classificação que permite analisar as condições tróficas do ecossistema, com a seguinte classificação da qualidade: Muito Bom [0–4[, Bom [4–5[, Moderado [5–6[e Pobre [6–10].

2.6 - Tratamento estatístico

Todas as campanhas foram submetidas a testes estatísticos, cuja análise foi inteiramente executada no *software* StatSoft STATISTICA 12.5.192.7.

De modo a verificar a variabilidade horizontal, entre as margens da secção e o ponto central do canal, e a variabilidade vertical entre os três níveis amostrados ao longo da coluna de água da secção, em condições ambientais extremas, usaram-se os dados *in situ* das campanhas realizadas durante o inverno e o verão. Para tal, foi aplicado um teste ANOVA (a uma entrada), visto que os dados nestas duas campanhas apresentaram, numa análise preliminar, distribuição normal. Este teste foi realizado com um intervalo de confiança de 95%.

Para verificar a variabilidade dos resultados em função da fase da maré quinzenal (maré- morta vs. maré-viva), as campanhas de amostragem na primavera e no outono foram realizadas com um desfasamento semanal. Esta análise pretendeu verificar o efeito das diferentes condições de maré na mesma estação do ano para os parâmetros em estudo. Para esta análise também se aplicou o teste ANOVA (a uma entrada), como descrito anteriormente. Para os dados que não apresentaram distribuição normal, foi necessário aplicar um teste não-paramétrico equivalente, utilizando o teste “Kruskal-Wallis”, para o qual se realizou uma análise múltipla comparativa de amostras independentes (teste de Dunn), com um nível de significância de 95%.

Para se estudar o efeito das diferentes estações do ano sobre a variabilidade dos dados, analisaram-se as 5 campanhas realizadas na mesma condição de maré, em maré viva: 2 de primavera e 1 em cada uma das restantes estações do ano. Para tal, também foi aplicado o teste ANOVA (a uma entrada), como descrito anteriormente, ou o teste “Kruskal-Wallis” quando a distribuição dos parâmetros não foi normal, também para um nível de significância de 95%.

Na tentativa da melhor compreensão da variabilidade global para as 7 campanhas na secção da barra de Faro-Olhão foram analisados o conjunto de todos os dados, aplicando-se uma análise de componentes principais (ACP). Esta análise permitiu perceber e compreender as relações entre as diferentes variáveis ambientais e o agrupamento das diferentes campanhas, a partir dos fatores que melhor explicam a variância dos resultados.

Capítulo 3 – Resultados

3.1 - Caracterização meteorológica e oceanográfica das campanhas

Nesta secção apresenta-se uma descrição das condições meteorológicas e oceanográficas observadas nos períodos que antecederam e durante as 7 campanhas experimentais, realizadas na barra de Faro-Olhão, e objeto do presente estudo. As Figuras 3.1 a 3.4 contêm a representação de alguns parâmetros representativos dessas condições meteorológicas e oceanográficas.

O registo de dados do vento foi obtido a partir de uma base de dados da estação meteorológica do aeroporto de Faro, disponível *online*, enquanto os dados da temperatura da água e do nível do mar foram adquiridos nos PT's fundeados no cais da Ilha Deserta e no Cais Comercial de Faro (Figuras 3.1 e 3.2). A análise conjunta destas séries temporais permite caracterizar a variabilidade dos parâmetros em estudo, assim como verificar a ocorrência dos processos oceanográficos predominantes, que são o afloramento costeiro e a contracorrente costeira. A ocorrência destes processos é ainda confirmada a partir da análise das imagens de satélite de temperatura superficial do oceano e de concentração de clorofila *a* na costa sul de Portugal (Figuras 3.3 e 3.4), de modo a compreender a influência destas massas de água oceânicas na Ria Formosa e, particularmente, na barra de Faro-Olhão.

A primeira campanha da primavera, a 22 de março, foi realizada após um período com vento de oeste (Figura 3.1 a), que promoveu o afloramento costeiro, e levou ao arrefecimento da água no interior na Ria Formosa, como se pode comprovar pela imagem de satélite (Figura 3.3 a) relativa à semana anterior, com valores da temperatura da água de ~ 14,5 °C. A concentração de clorofila *a* no sul de Portugal nesse período apresentava valores bastante elevadas (> 2,5 µg/L), típicos de florescência primaveril, tanto junto à costa como ao largo (Figura 3.3 a). Como não foi possível completar as campanhas de primavera no final do mês de março, as mesmas foram repetidas somente em maio, por constrangimento das condições meteorológicas. A segunda campanha, a 7 de maio, ocorreu também sob influência de vento de oeste (Figura 3.1 b), apesar de se ter registado um ligeiro aquecimento, provavelmente estacional, da água (março para maio; Figura 3.1 b). No entanto, na costa o sinal do afloramento costeiro foi evidente, com temperatura da água a ~ 14,5, comparativamente com 16,5 - 17 °C ao largo. A clorofila *a* neste período apresentou concentrações entre 1 – 2,5 µg/L junto à costa (Figura 3.3 b). Na semana seguinte, a campanha realizada a 14 de maio foi influenciada por ventos de este (Figura 3.1 c), tendo provocado uma subida mais acentuada da

temperatura da água na Ria Formosa, com advecção de água proveniente do Golfo de Cádiz, como comprovado pela imagem de satélite, em que a temperatura da água foi superior a 18 °C durante o período desta campanha (Figura 3.3 c). Relativamente à clorofila *a*, pode-se ver na imagem de satélite que as concentrações junto à Ria Formosa nesta semana foram mais reduzidas (entre 0,5 e 1 µg/L) comparativamente à campanha anterior (Figura 3.3 c).

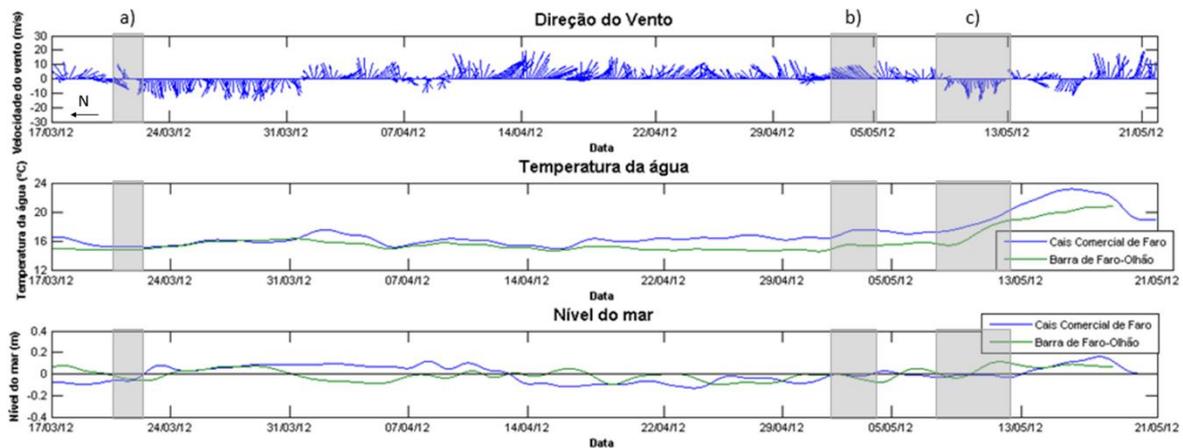


Figura 3.1 – Séries temporais de 3 meses da velocidade do vento no aeroporto de Faro, da temperatura da água e do nível do mar na barra de Faro-Olhão (linha verde, PT 2) e no cais comercial de Faro (linha azul, PT 1) correspondente ao período entre 17 de março de 2012 e 21 de maio de 2012. Os eventos favoráveis ao afloramento costeiro ou à contracorrente, verificados no período das campanhas, estão assinalados a sombreado: a) período prévio a 22 março (primavera 1); b) período prévio a 7 maio (primavera 2); c) período prévio a 14 maio (primavera 3).

A campanha de verão, a 10 de julho, foi efetuada após uma semana com temperaturas do ar de ~ 26 °C. Durante o período das campanhas a temperatura da água foi superior a 23 °C (Figura 3.3 d) e houve influência de ventos de este (Figura 3.2 a), tendo sido notória a existência de contracorrente costeira. Junto à costa foram observadas concentrações de clorofila *a* relativamente baixas, de 1 µg/L (Figura 3.3 d), enquanto que ao largo as concentrações eram mais reduzidas (< 0,25 µg/L).

A primeira campanha de outono (9 de outubro) foi executada após uma semana com temperaturas da água relativamente altas para essa estação do ano, em média 21 °C. Durante o período desta campanha prevaleceu vento de oeste (Figura 3.2 b), embora não tenha ocorrido afloramento costeiro (Figura 3.4 a) e se tenha observado uma concentração de clorofila *a* relativamente baixa (~ 1 µg/L). Por outro lado, na semana seguinte (campanha 16 de outubro), verificou-se a persistência de vento com componente oeste e uma diminuição do nível do mar (Figura 3.2 b), o que originou um evento de afloramento costeiro, como é possível observar pela diminuição da temperatura superficial da água (~ 4 °C; Figura 3.4 b).

Durante este evento oceanográfico, a clorofila *a* apresentou concentrações consideravelmente baixas ($\sim 1 \mu\text{g/L}$), uma vez que o fitoplâncton não teve condições para se desenvolver.

A campanha de inverno foi efetuada a 13 de março, após um período de precipitação de uma semana ($\sim 44 \text{ mm}$), de modo a perceber a influência deste processo meteorológico na variabilidade dos dados. Na semana anterior a esta campanha foi observado um ligeiro arrefecimento superficial da água, como é possível verificar pela imagem de satélite (Figura 3.4 c), com temperatura da água de $\sim 13,5 \text{ }^\circ\text{C}$, e pela predominância do vento com componente significativa de oeste (Figura 3.2 c). A clorofila *a* junto à costa (e ao largo) apresentou valores bastante elevados (variou entre 1 e $2,5 \mu\text{g/L}$), típicos de *bloom* primaveril (Figura 3.4 c).

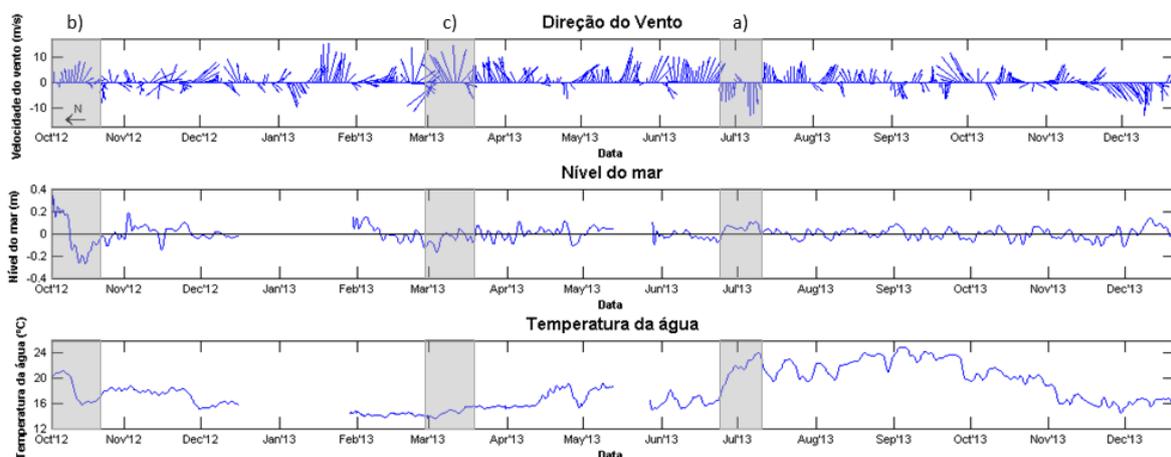


Figura 3.2 – Séries temporais de 14 meses da velocidade do vento no aeroporto de Faro, da temperatura da água e do nível do mar na barra de Faro-Olhão (linha azul, PT 2) correspondente ao período entre 3 de outubro de 2012 e 21 de dezembro de 2013. Os eventos de afloramento costeiro e de contracorrente verificados no período das campanhas estão assinalados a sombreado: a) período prévio a 10 julho (verão); b) período correspondente às campanhas de outono; c) período prévio a 13 março (inverno).

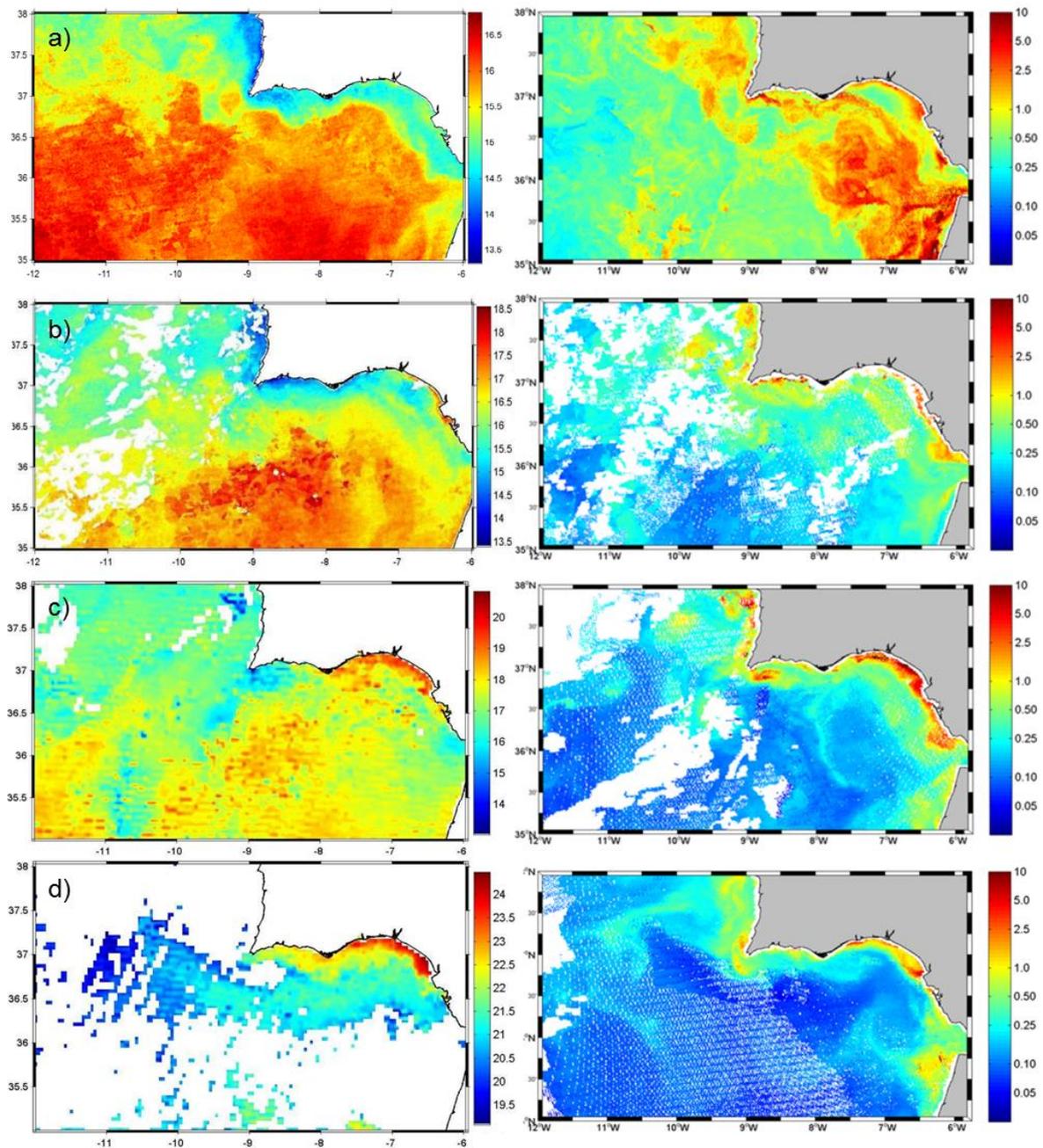


Figura 3.3 – Imagens de satélite da média semanal da temperatura da superfície do oceano (à esquerda) e da concentração de clorofila a (à direita) na costa sul de Portugal correspondente às campanhas de primavera e verão. (a) 13-20 de março, (b) 30-7 de maio, (c) 8-15 de maio e (d) 4-11 de julho.

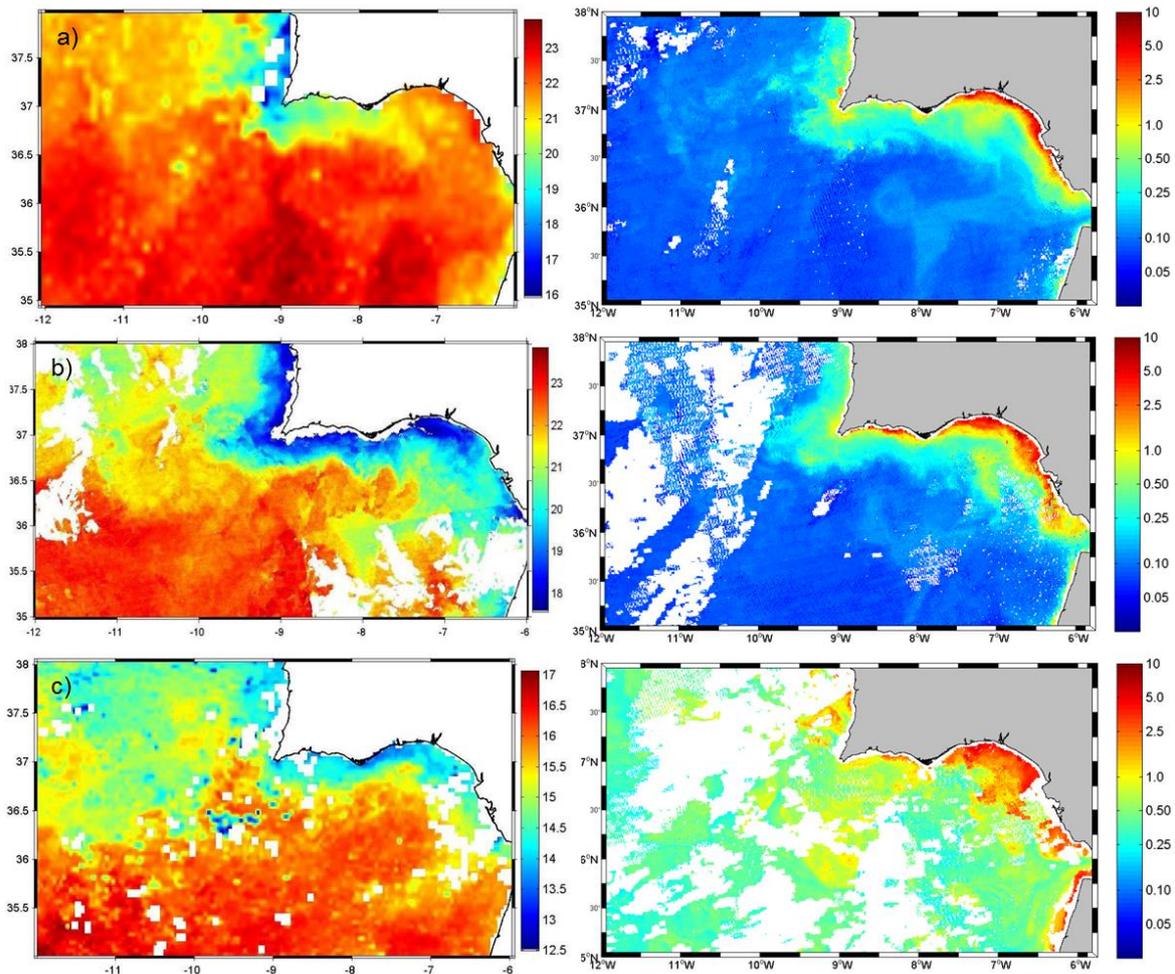


Figura 3.4 – Imagens de satélite da média semanal da temperatura da superfície do oceano (à esquerda) e da concentração de clorofila a (à direita) na costa sul de Portugal correspondente às campanhas de outono e inverno. (a) 7-14 de outubro, (b) 15-22 de outubro e (c) 6-12 de março.

3.2 - Homogeneidade vertical e horizontal da secção

Para se avaliar a variabilidade vertical dos parâmetros analisados ao longo da coluna de água na secção da Barra Faro-Olhão, selecionaram-se horas estratégicas representativas do ciclo de maré para se efetuar a amostragem: as estofas (baixa-mar e preia-mar) e meia maré (meia enchente e meia vazante), em condições estacionais extremas (verão e inverno). Os perfis verticais da temperatura, salinidade, pH e percentagem de saturação de oxigénio medidos *in situ* a vários níveis durante as campanhas de verão e de inverno estão representadas nas Figuras 3.5 a 3.8. Para se avaliar ainda a variabilidade horizontal ao longo da secção na Barra Faro-Olhão, e para se conhecerem os padrões de homogeneidade/heterogeneidade, selecionaram-se três locais de amostragem diferentes ao longo da mesma (no centro do canal e nas suas margens, Deserta e Farol).

Na campanha de verão, quando se poderiam esperar as maiores diferenças ao longo da coluna de água, por algum tipo de estratificação a temperatura e a salinidade (Figura 3.5) apresentaram um comportamento vertical quase constante ou com um ligeiro aumento com a profundidade. A temperatura variou ao longo do dia entre 23 e 24 °C e a salinidade entre 36,6 e 36,8. Para os vários momentos de amostragem não se registaram diferenças significativas nem ao longo da profundidade nem entre os diferentes locais ($p > 0,05$).

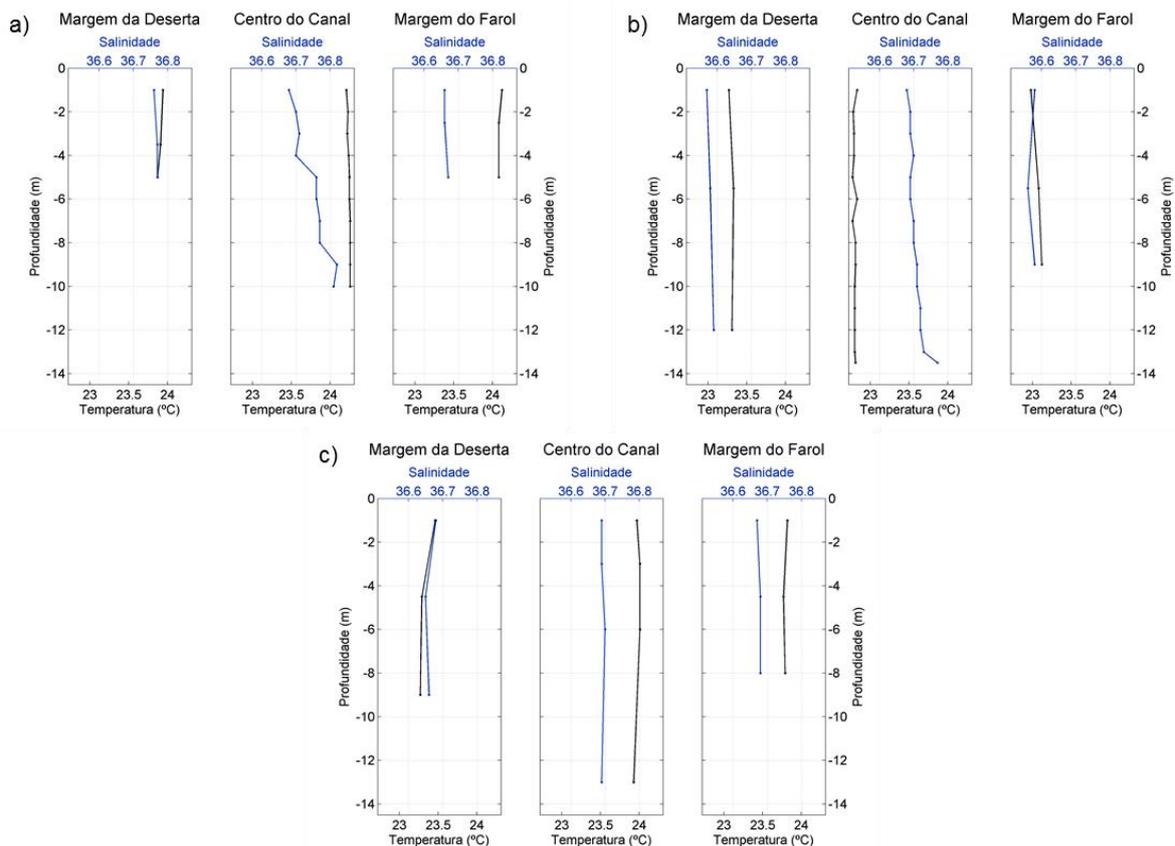


Figura 3.5 – Perfis verticais da salinidade (linha azul) e da temperatura (°C; linha preta) na campanha de verão em três locais diferentes (margem da Deserta, centro do canal e margem do Farol) e correspondente a três horas diferentes do dia: a) 10h40, b) 16h50 e c) 20h15.

A mesma tendência de variação de perfil vertical foi encontrada para o pH e percentagem de saturação de oxigénio (Figura 3.6). Os valores foram quase constantes ao longo da coluna de água. O pH praticamente não se alterou entre os 3 locais, apenas oscilou menos do que 0,2 ($p > 0,05$). A percentagem de saturação de oxigénio foi ligeiramente mais baixa no centro do canal do que nas margens. No entanto essa diferença não foi significativa, tendo variado apenas em ~ 3 % ($p > 0,05$).

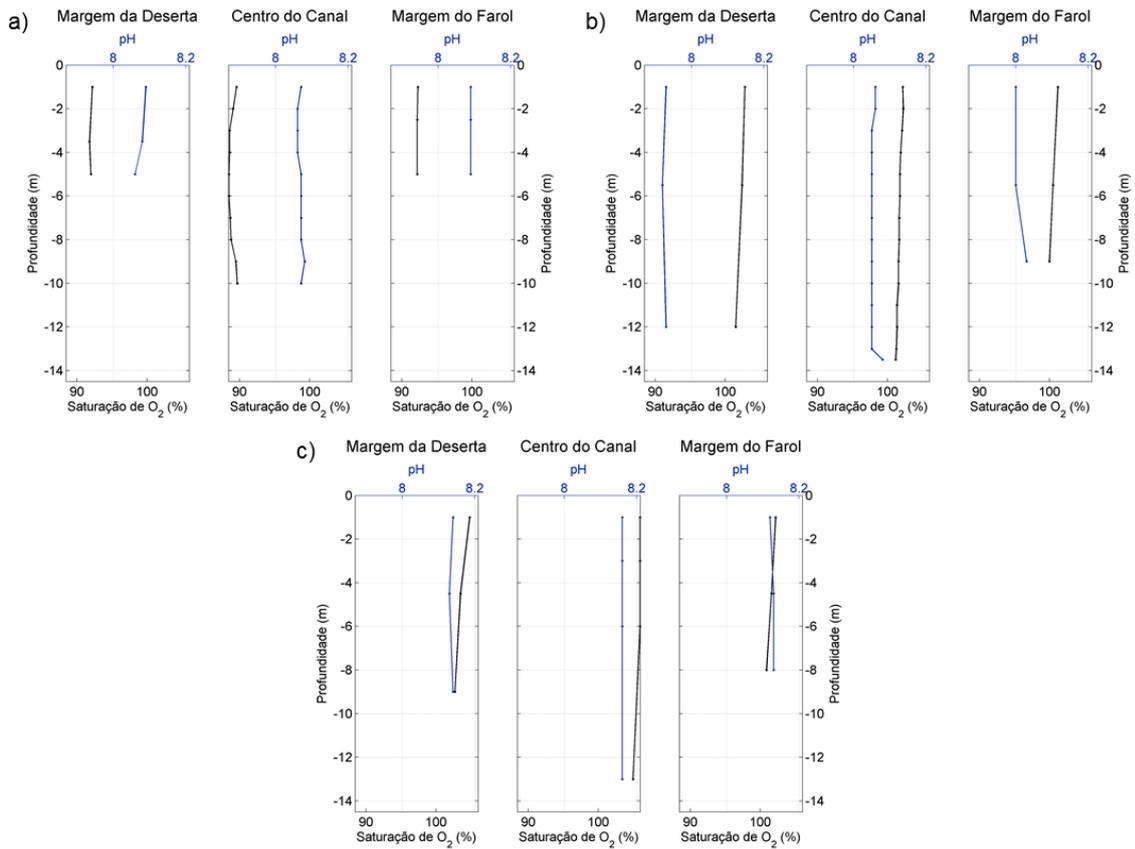


Figura 3.6 – Perfis verticais do pH (linha azul) e da saturação de oxigénio (%; linha preta) na campanha de verão em três locais diferentes (margem da Deserta, centro do canal e margem do Farol) e correspondente a três horas diferentes do dia: a) 10h40, b) 16h50 e c) 20h15.

Na campanha de inverno, quando se esperaria maior mistura da coluna de água, por maior intensidade das condições hidrodinâmicas, ou maior estratificação halina por influência de uma maior entrada/escoamento de água doce, também se observou que a temperatura e a salinidade (ambas mais baixas do que no verão; Figura 3.7) tiveram um comportamento homogêneo, quase constante ao longo da coluna de água e semelhante entre os três locais ($p > 0,05$).

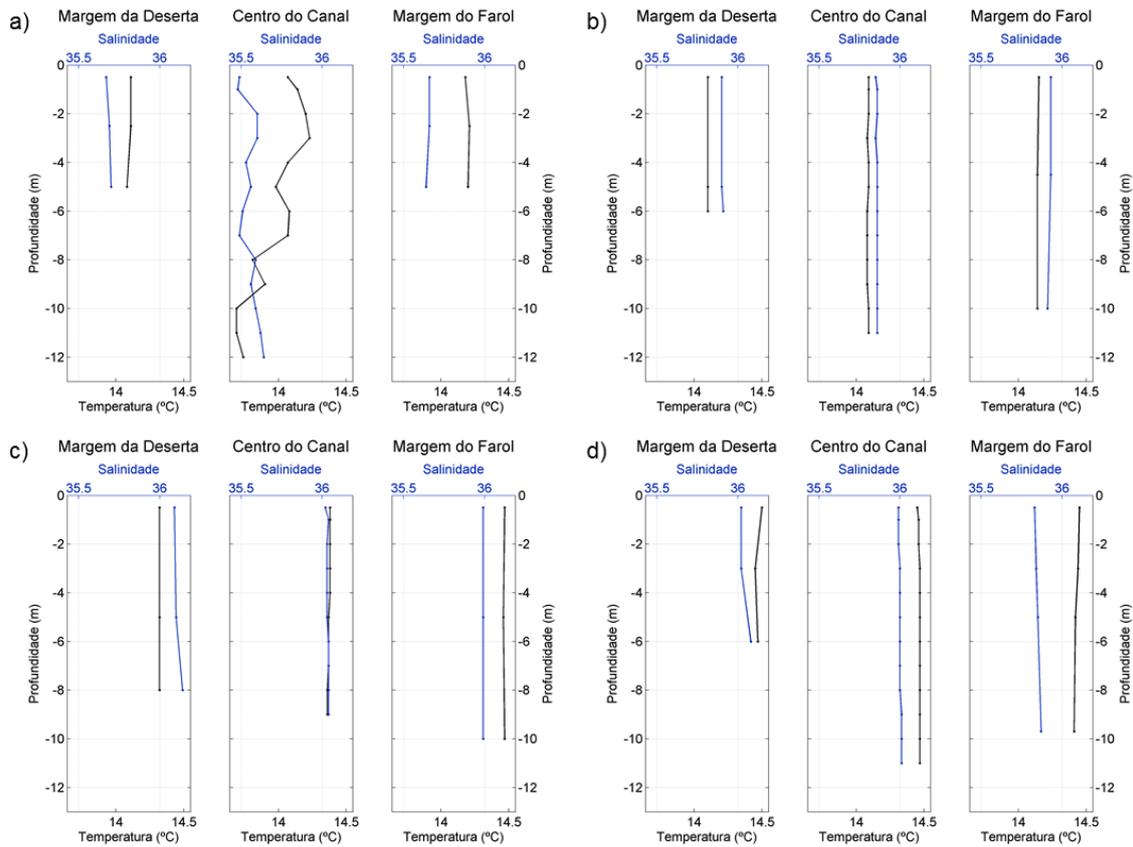


Figura 3.7 – Perfis verticais da salinidade (linha azul) e da temperatura (°C; linha preta) na campanha de inverno em três locais diferentes (margem da Deserta, centro do canal e margem do Farol) e correspondente a quatro horas diferentes do dia: a) 8h30, b) 11h, c) 14h e d) 17h.

A variação do pH e da percentagem de saturação de oxigénio na campanha de inverno (Figura 3.8) com a profundidade foi muito pequena, com os valores muito semelhantes entre si, não existindo diferenças significativas nem em profundidade nem entre os 3 locais ($p > 0,05$).

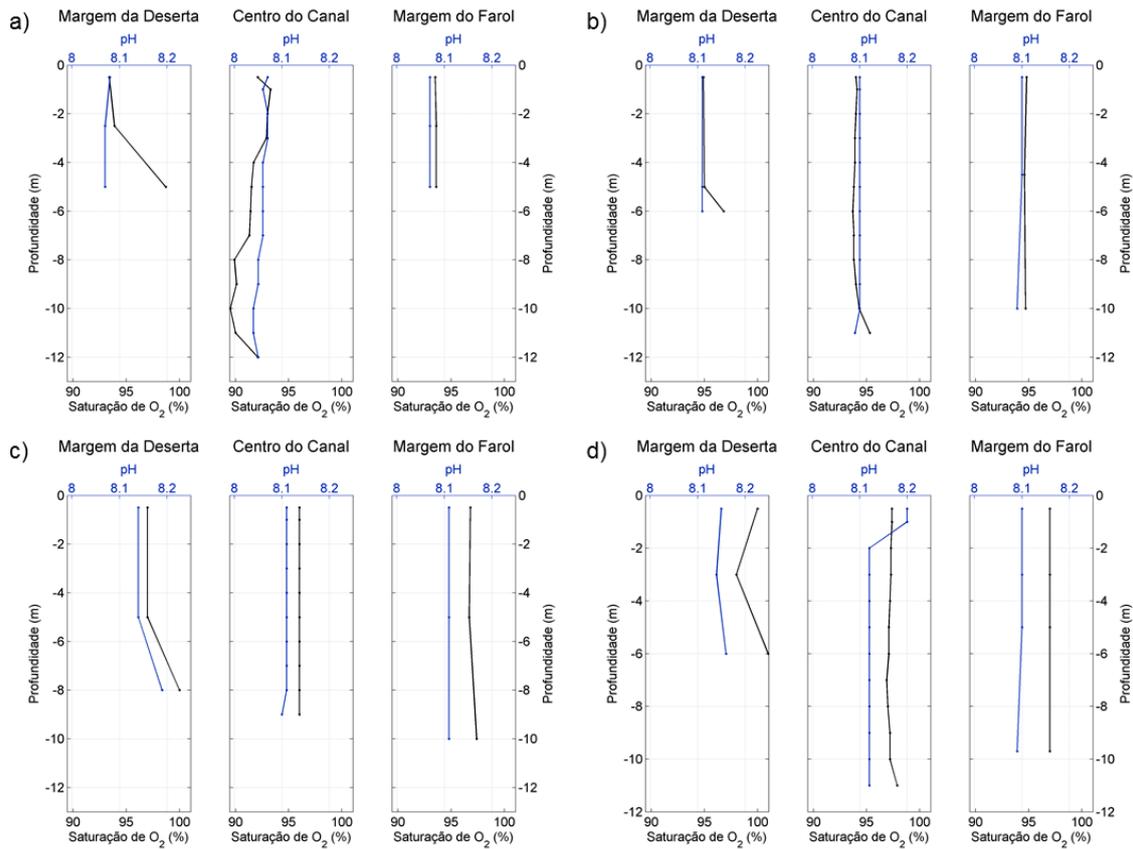


Figura 3.8 – Perfis verticais do pH (linha azul) e da saturação de oxigénio (%; linha preta) na campanha de inverno em três locais diferentes (margem da Deserta, centro do canal e margem do Farol) e correspondente a quatro horas diferentes do dia: a) 8h30, b) 11h, c) 14h e d) 17h.

Estes dados provaram que não existiram diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as diferentes profundidades e os diferentes locais para as variáveis em análise, em ambas as estações verão e inverno. Pode, deste modo, considerar-se que a secção da Barra Faro-Olhão era homogénea verticalmente e horizontalmente. Assim, e com base em dados anteriores, foi possível considerar o ponto central da secção, como representativo da mesma, aliviando, deste modo, o esforço de amostragem das 7 campanhas realizadas neste local. Uma vez que foi comprovada a homogeneidade vertical e horizontal da secção da barra de Faro-Olhão, nas secções seguintes serão representados somente os valores médios da coluna de água para todas as variáveis em estudo.

3.3 - Variabilidade temporal de curta duração – escalas mareais

Para analisar a variabilidade dos diversos parâmetros em função das condições de maré, os dados adquiridos *in situ* com a sonda multiparamétrica durante as campanhas de primavera e outono, em maré viva (MV) e maré morta (MM), estão representadas nas Figuras 3.9 a 3.11. Somente o pH não está representado, pelo fato da sua variabilidade ter sido muito baixa ao longo do ciclo de maré ($< 0,2$). As campanhas correspondentes à mesma estação do ano, foram realizadas com um intervalo de uma semana entre si e encontram-se representadas por ordem cronológica.

Para a temperatura da água (Figura 3.9), em ambas as estações do ano e ciclos de maré semi-diurna parece haver uma variação em antifase com a altura da maré, mais notória em maré morta. Em geral, os valores mais baixos registaram-se próximos da preia-mar enquanto os mais elevados próximos da baixa-mar. Ainda assim, para este parâmetro é também importante ter em consideração a hora do dia a que a amostragem se efetua, não dependendo somente da fase do ciclo de maré semi-diurna. Verificou-se também que em MM, a temperatura foi superior à de MV, que também se poderá explicar pelo maior tempo de residência da água no interior da Ria Formosa. Tendo em conta que os valores absolutos da temperatura para a mesma condição de maré quinzenal foram semelhantes entre estações do ano (MM ~20 - 21 °C e MV ~ 15 - 16°C), registaram-se assim diferenças significativas ($p \leq 0,05$) entre ambas as campanhas de primavera e de outono.

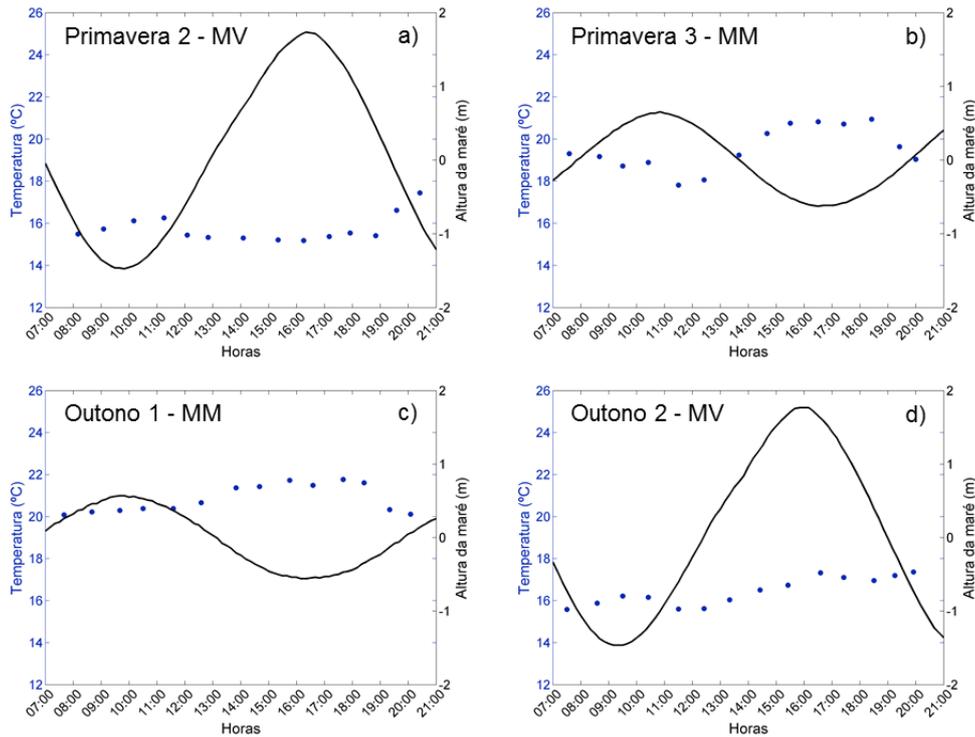


Figura 3.9 – Variação horária da temperatura (°C) ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.

A salinidade (Figura 3.10), não variou de forma tão evidente em função da maré como a temperatura, o que confirma ser um parâmetro mais estável.

Contudo, na primavera, os valores mais elevados foram próximos da preia-mar, indicando que a água que entrou durante a enchente era ligeiramente mais salina. Nos 4 dias anteriores à primeira campanha ocorreu precipitação, que será responsável pela diminuição da salinidade para valores < 36 . Na semana seguinte, em MM, as condições meteorológicas alteraram-se, correspondendo a um período em que a temperatura da água aumentou (Figura 3.9) e os valores de salinidade foram significativamente mais elevados ($p \leq 0,05$) e típicos de águas marinhas (> 36). Assim, tal como para a temperatura, os valores de salinidade mais elevados foram encontrados em MM.

No outono, em MM foram obtidas salinidades elevadas ($\sim 36,4$), coincidindo com a altura em que as condições meteorológicas associadas a temperaturas da água também elevadas (~ 21 °C; Figura 3.9), e típicas de verão, podem ter potenciada a taxa de evaporação. Em MV, a salinidade diminuiu, existindo diferenças significativas entre estas duas campanhas ($p \leq 0,05$).

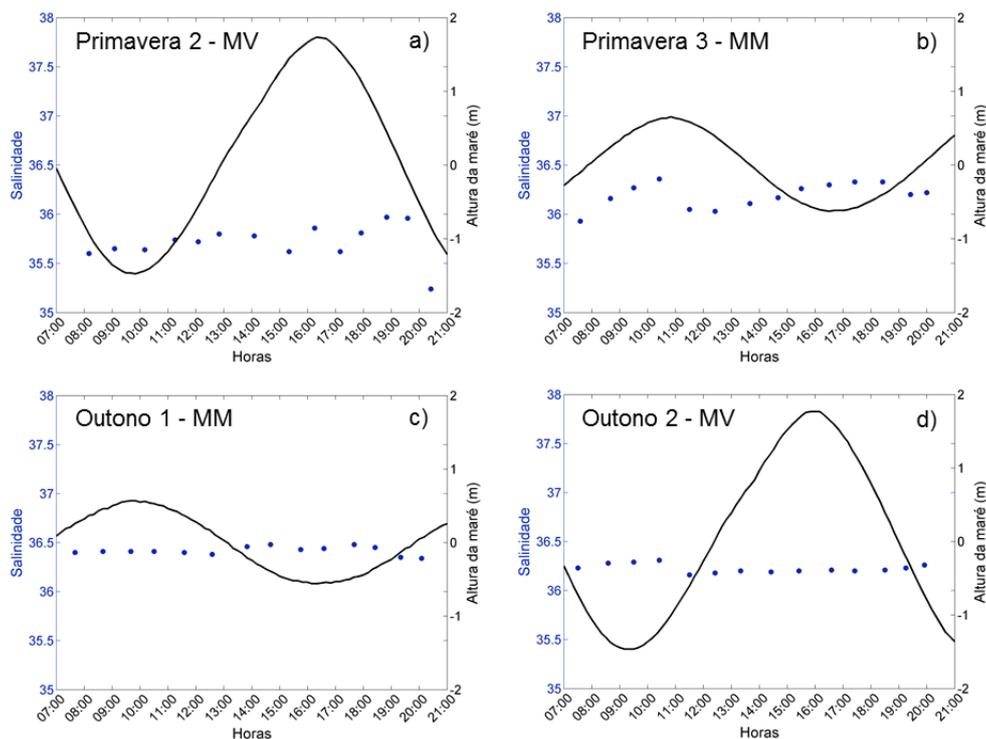


Figura 3.10 – Variação horária da salinidade ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.

Para evitar o efeito da variação de temperatura e da salinidade na concentração de oxigénio dissolvido, os dados referentes ao oxigénio estão representados em percentagem de saturação (Figura 3.11).

Tal como para a salinidade, o padrão de variação da percentagem de saturação de O₂ ao longo do ciclo de maré não foi evidente. Em relação a este parâmetro, a hora do dia a que a amostragem é realizada tem forte influência nos resultados obtidos, pois está dependente dos processos biológicos (fotossíntese e respiração). Globalmente, os valores foram de supersaturação (> 100%), exceto na última campanha de MV, em outono e, devido a isto, foram encontradas somente diferenças significativas entre as campanhas de outono ($p \leq 0,05$). Ao longo dos ciclos de maré, os valores mais elevados durante a enchente, coincidente com o período da tarde, indicam que a água que entrou pela Barra Faro-Olhão estava mais oxigenada também associado a um aumento de fotossíntese neste período do dia, nomeadamente nas campanhas em condição de maré viva. Na primavera, os valores em MV foram semelhantes aos de MM ($p > 0,05$), apesar dos valores ligeiramente mais baixos encontrados ao início do dia em MV. Esta semelhança entre as duas condições de maré, e maiores valores do que na campanha de outono pode estar associada a um aumento da produtividade primária durante a primavera.

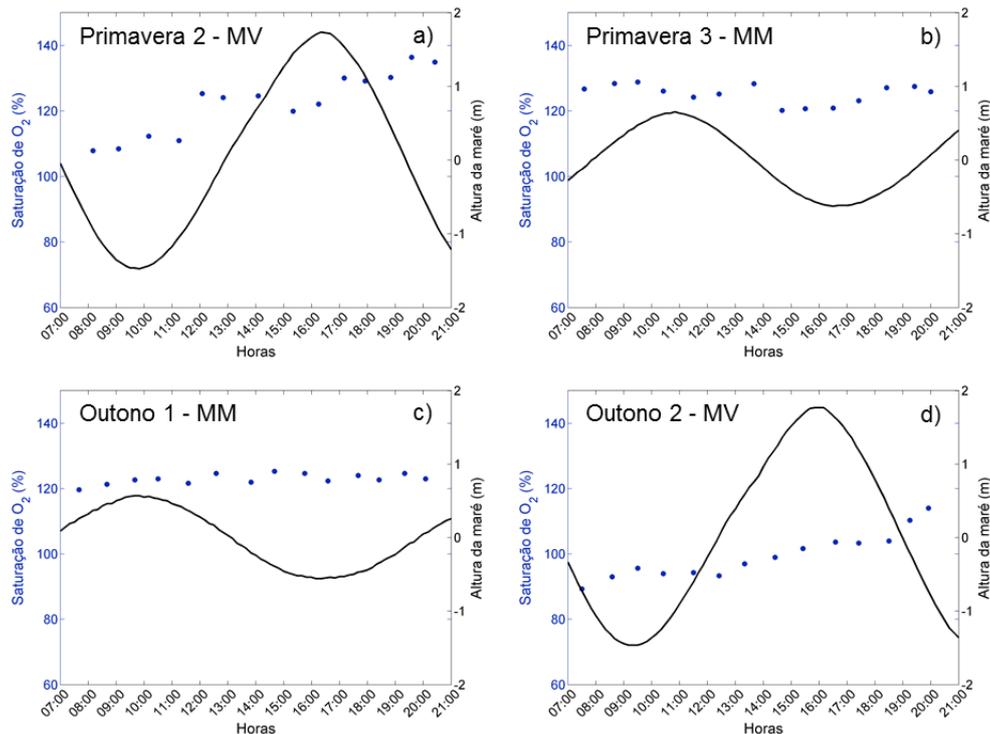


Figura 3.11 – Variação horária da percentagem de saturação de O₂ (%) ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.

A variação da concentração de nutrientes e das razões entre eles, de sólidos em suspensão (e fração orgânica) e de clorofila a (e ativa) está representada nas Figuras 3.12 a 3.19. Dada a homogeneidade verificada ao longo da coluna de água para os parâmetros medidos *in situ* (Figuras 3.5 a 3.8), para os nutrientes, clorofila a e sólidos em suspensão, na sua representação gráfica considerou-se apenas a média \pm desvio padrão. É de referir que para os últimos dois parâmetros, as amostras foram filtradas e integradas na coluna de água, e medidas em duplicado. A variação destes parâmetros em função da maré apresentou um sinal evidente, particularmente no caso dos nutrientes, com uma tendência de variação em antifase com a altura da maré, exceto para os nitratos.

Em relação aos nutrientes azotados, a concentração de nitratos (Figura 3.12) apresentou uma tendência de variação similar entre as campanhas da primavera, em que os valores mais elevados coincidiram com o período de preia-mar. No entanto, foi verificada uma diminuição significativa ($p \leq 0,05$) na concentração de nitratos entre estas duas campanhas. Em MV verificou-se que para alguns valores o desvio-padrão foi elevado devido a uma menor concentração deste nutriente à superfície comparativamente com as restantes profundidades de amostragem. Na campanha de outono em MV verificou-se um

comportamento de variação em oposição à altura da maré, e com concentrações significativamente mais elevadas do que na semana anterior ($p \leq 0,05$).

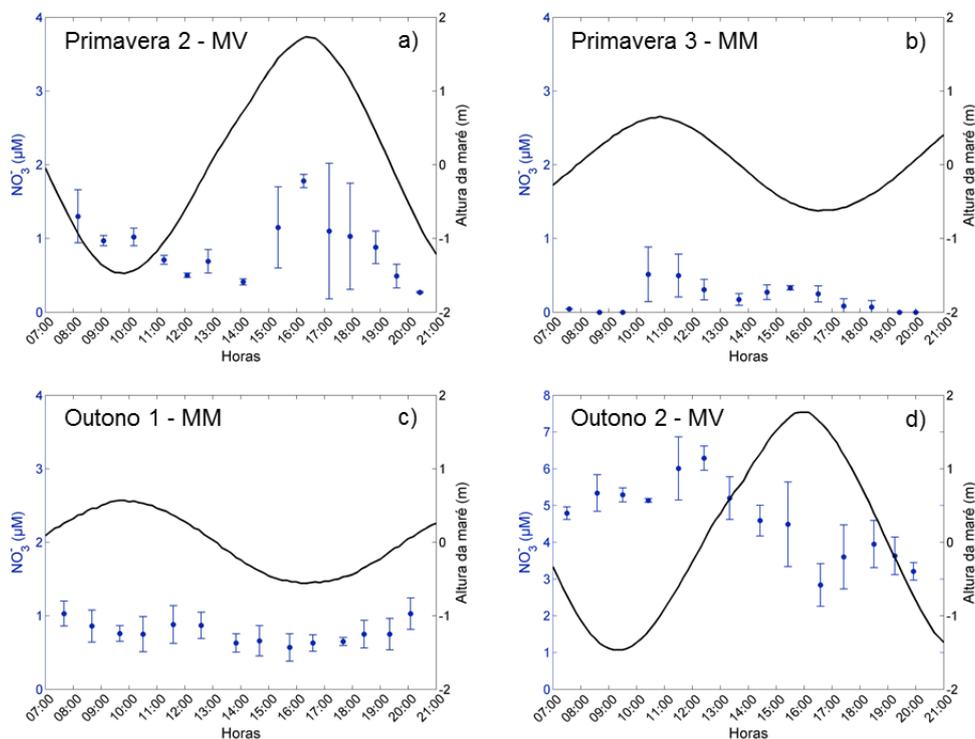


Figura 3.12 – Variação horária da concentração de NO_3^- (μM) ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.

Como compostos intermédios do processo de nitrificação, os nitritos apresentaram concentrações inferiores a $0,3 \mu\text{M}$, sendo de todos os nutrientes analisados o que obteve concentrações mais reduzidas (variação não representada). Na campanha de primavera em MV as concentrações foram mais elevadas comparativamente com a MM, tendo-se observado o mesmo comportamento nas campanhas de outono. Estatisticamente, foram observadas diferenças entre as duas campanhas de primavera e de outono ($p \leq 0,05$).

A variação da amónia (Figura 3.13) nas 4 campanhas assinala que ocorreu diluição deste composto durante o período de enchente, uma vez que as concentrações mais elevadas coincidiram com o período de baixa-mar, em particular em maré viva. Entre as campanhas de primavera foi observada uma diminuição das concentrações, tal como para os nitratos, apesar da diferença entre as duas campanhas não ser significativa, tal como não o foi entre as campanhas de outono ($p > 0,05$). Na campanha de primavera em MM foi observado um valor com um desvio-padrão bastante superior aos restantes, justificado pelo valor bem mais elevado a meio da coluna de água. Na campanha de outono em MV também se observou um

valor com um desvio-padrão bastante superior aos outros devido a um valor bastante mais elevado no fundo, possivelmente por toque da garrafa de Niskin no sedimento, que mascarou o valor médio.

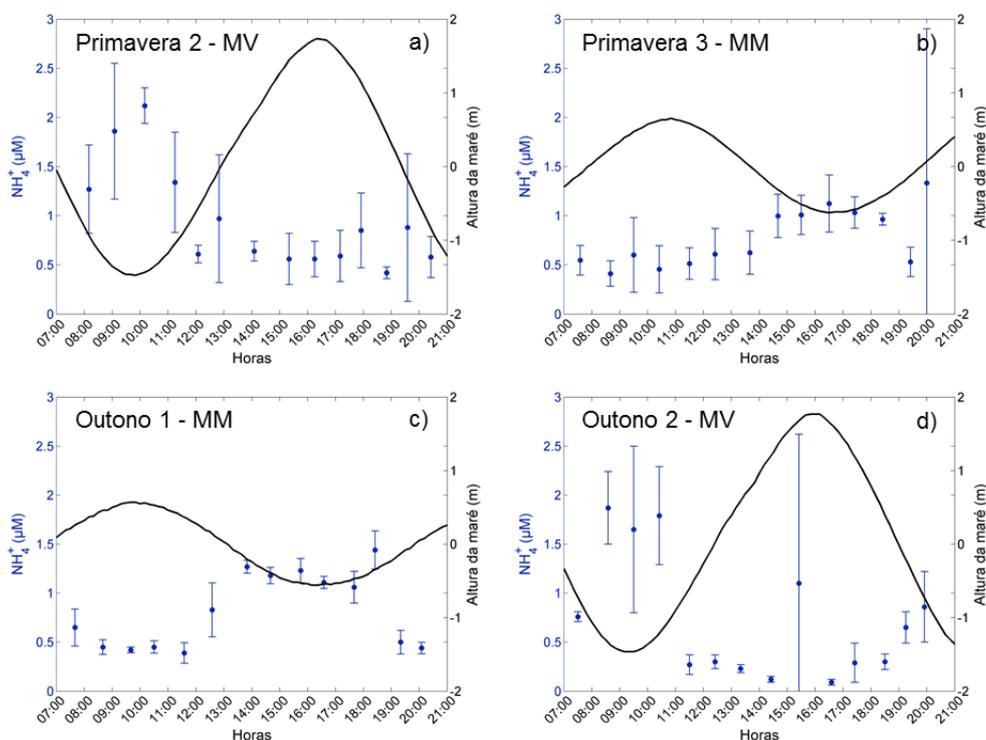


Figura 3.13 – Variação horária da concentração de NH_4^+ (μM) ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.

A concentração dos fosfatos nestas campanhas foi reduzida, não ultrapassando os $0,4 \mu\text{M}$ (Figura 3.14). No entanto a amplitude de variação destes valores foi mais notória nas campanhas em maré viva. Na campanha da primavera em MV os fosfatos apresentaram valores mais reduzidos em Preia-Mar, indicando que a água no período da enchente proveniente da zona costeira adjacente é mais pobre em fosfatos do que a água da Ria Formosa. No entanto, na semana seguinte em MM os valores foram significativamente mais baixos ($p \leq 0,05$), tal como indicado para os nitratos e amónia (Figuras 3.12 e 3.13, respetivamente).

Na campanha de outono em MM, os valores foram aumentando ligeiramente em antifase com o ciclo de maré, e os mais elevados coincidiram com o período da vazante. Na semana seguinte, em MV observou-se um aumento geral significativo deste nutriente ($p \leq 0,05$), tão evidente como para os nitratos (Figura 3.12).

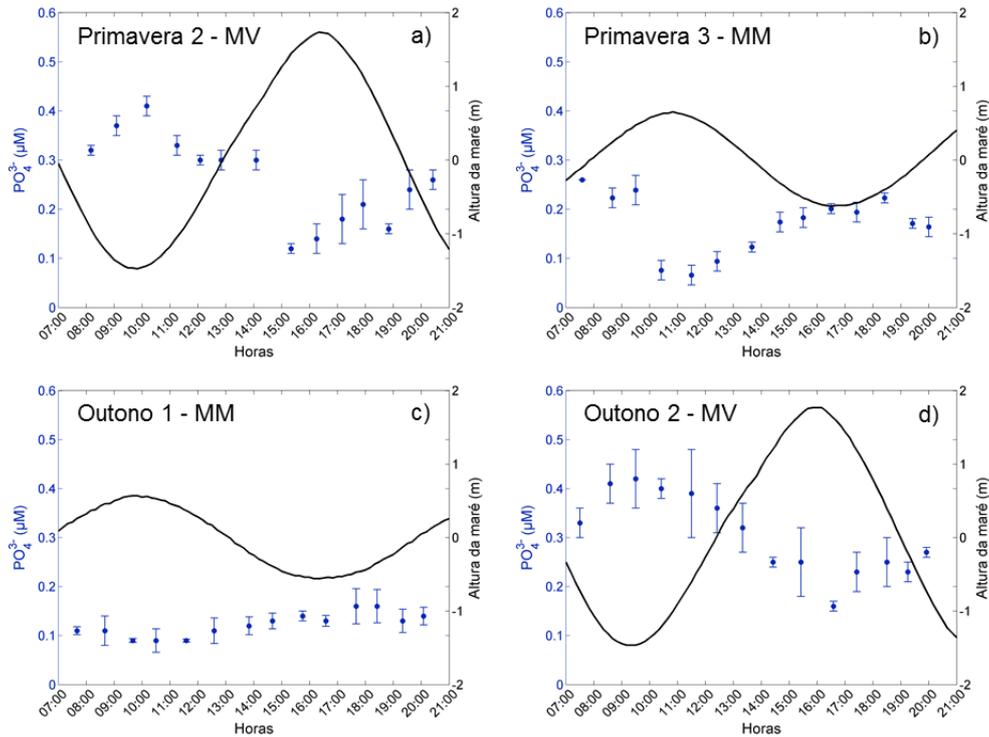


Figura 3.14 – Variação horária da concentração de PO_4^{3-} (μM) ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.

Os silicatos (Figura 3.15) foram um dos nutrientes com concentrações mais elevadas em todas as campanhas. Na campanha de primavera, em MV, este nutriente apresentou concentrações significativamente mais baixas comparativamente com a situação de maré na semana seguinte ($p \leq 0,05$), na qual o sinal de variação em oposição à altura da maré foi bastante visível.

Em relação à primeira campanha de outono, as concentrações dos silicatos foram significativamente mais reduzidas ($p \leq 0,05$) comparativamente com a campanha em MV, tal como observado para nitratos e fosfatos (Figuras 3.12 e 3.14, respetivamente)

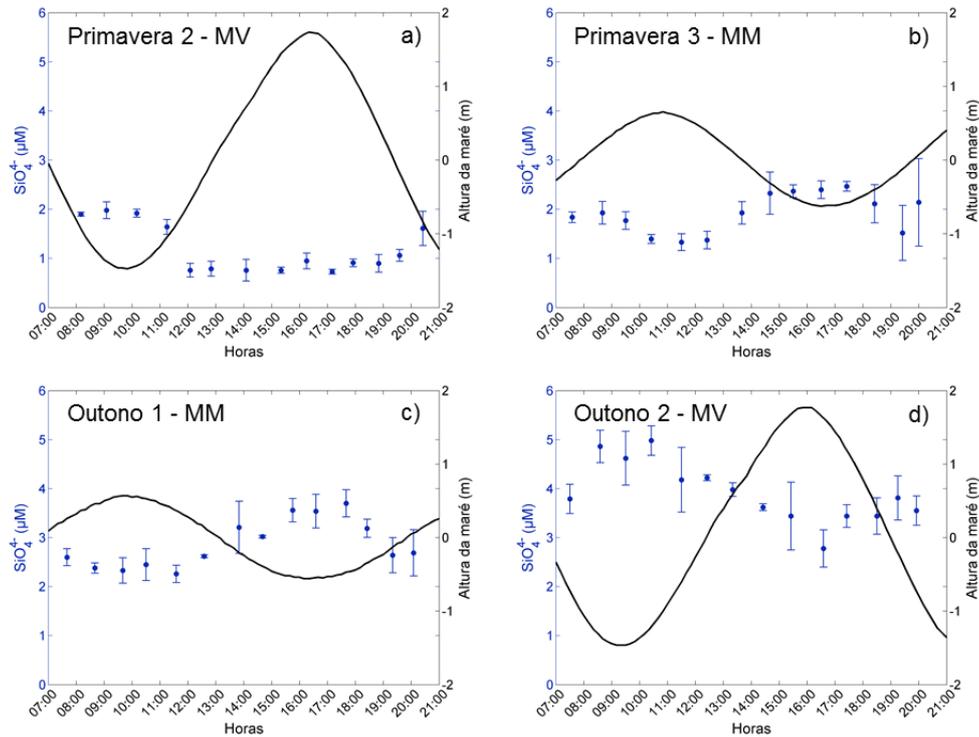


Figura 3.15 – Variação da concentração de SiO_4^{4-} (μM) de hora a hora ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.

A partir das razões entre os nutrientes N:P e N:Si, é possível verificar que os nutrientes foram limitantes na Barra Faro-Olhão. A Figura 3.16 representa a variação da razão entre os compostos de azoto inorgânico total e os fosfatos (N:P). Ao longo dos ciclos de maré, houve, em geral, um aumento da razão N:P durante o período de enchente, sugerindo que a água da zona costeira adjacente é mais rica em azoto. Ocorreu, também globalmente uma limitação de azoto ($\text{N:P} < 16$), exceto na última campanha de outono, em que ocorreu inversão da razão de Redfield e, assim, limitação de fósforo ($\text{N:P} > 16$), pelo aumento de azoto já referido anteriormente.

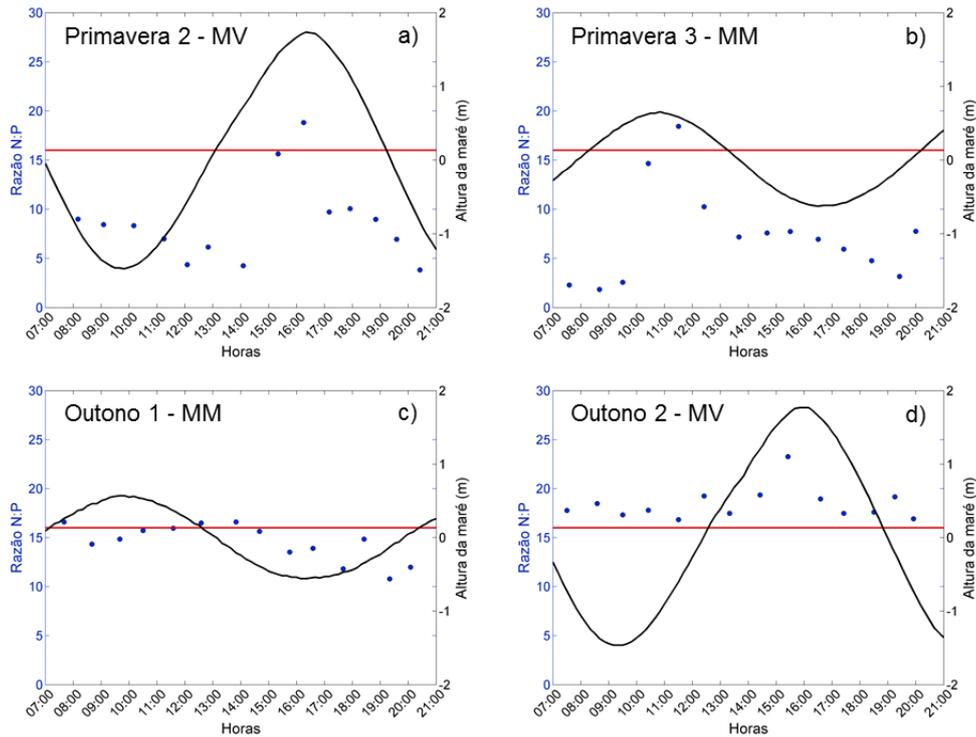


Figura 3.16 – Variação horária da razão N:P ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.

Em relação à razão N:Si (Figura 3.17), verifica-se um comportamento oposto entre as duas condições de maré nas campanhas da primavera e de outono. Em MV a razão N:Si foi superior a 1 (limitação de silicatos), enquanto em MM ocorreu limitação de N ($N:Si < 1$). Além disso, verificou-se que nas campanhas da primavera os valores mais elevados desta razão coincidiram com o período de enchente, confirmando a maior disponibilidade de azoto. Nas campanhas de outono não se verificou nenhum sinal evidente de variação em relação ao ciclo de maré.

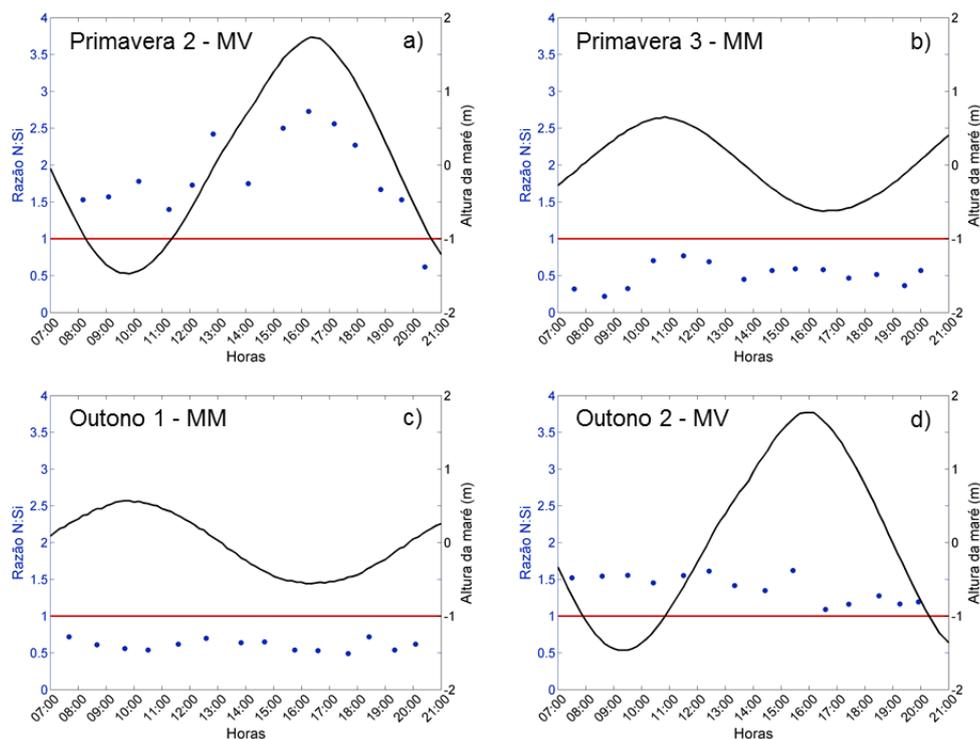


Figura 3.17 – Variação horária da razão N:Si ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.

A razão $\text{NO}_3^-:\text{NIT}$ (não representada) apresentou, em geral, os valores mais elevados durante a enchente, sugerindo que a água que entrou na Ria Formosa através da Barra Faro-Olhão era mais rica em nitratos do que nos restantes compostos azotados. Entre as campanhas da primavera verificou-se uma diminuição desta razão ($< 70\%$ em MV para $< 50\%$, em MM), indicando uma menor disponibilidade de nitratos na última campanha, o que causou um aumento da contribuição relativa da amónia face à campanha anterior (Figura 3.13). A campanha de outono em MV exibiu um aumento global desta razão para valores relativos entre $\sim 70 - 95\%$, indicando que a disponibilidade de nitratos aumentou entre as duas campanhas de outono e que esta foi a espécie de azoto dominante nas várias campanhas, exceto na campanha de primavera em MM.

A distribuição da clorofila *a* ao longo do ciclo de maré semidiurno está representada na Figura 3.18 para as quatro campanhas. As concentrações obtidas na primavera em MV foram as mais elevadas ($< 2,5 \mu\text{g/L}$) das 4 campanhas em análise, com o máximo obtido durante o período de maior intensidade da radiação solar. Na semana seguinte as concentrações diminuiriam significativamente ($p \leq 0,05$), mas ainda assim com valores próximos de $1 \mu\text{g/L}$ (máximo $1,3 \mu\text{g/L}$).

No outono em MM, a clorofila *a* apresentou valores baixos ($< 0,3 \mu\text{g/L}$). No entanto, na semana seguinte a concentração da clorofila *a* aumentou ligeiramente ($< 0,4 \mu\text{g/L}$), não se observando diferenças significativas ($p > 0,05$) entre estas duas campanhas.

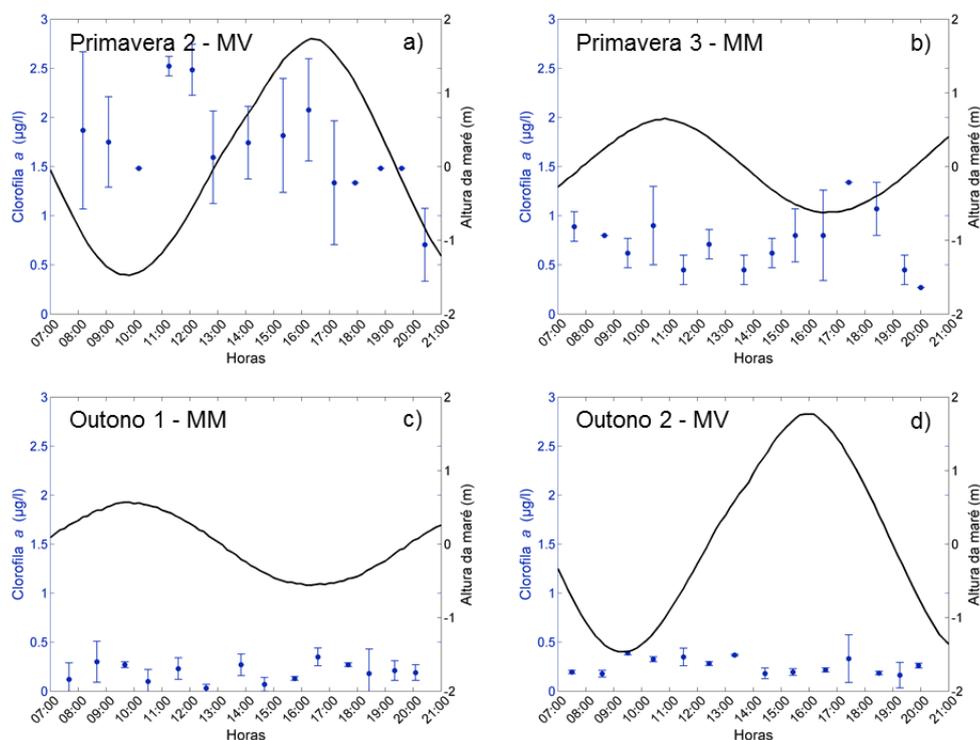


Figura 3.18 – Variação horária da concentração da clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.

A razão entre a clorofila *a* e o total dos pigmentos (não representada) permite obter uma percentagem da clorofila *a* ativa presente nas diferentes campanhas em análise. A primavera em MV apresentou valores $< 87 \%$, mas os valores tenderam a diminuir ligeiramente durante o período da enchente. Na semana seguinte, as percentagens de clorofila *a* ativa aumentaram globalmente e significativamente ($53 \% - 100 \%$; $p \leq 0,05$), com os valores mais elevados coincidentes com a vazante.

No outono em MM as percentagens foram mais baixas, $< 55 \%$, aumentando significativamente ($p \leq 0,05$) na semana seguinte (para 65%), coincidindo também com o período de enchente.

A concentração dos sólidos em suspensão totais (Figura 3.19) ao longo do ciclo de maré na campanha da primavera em MV variaram em antifase com a altura da maré, com os valores médios variando entre $2,1 \text{ mg/L}$ e $7,5 \text{ mg/L}$. Na semana seguinte, as concentrações diminuíram significativamente ($< 5,2 \text{ mg/L}$; $p \leq 0,05$), mas aumentaram ao longo do ciclo de maré, com os valores mais elevados no início da enchente. A campanha de outono em MM

apresentou as concentrações mais baixas, enquanto que na semana a seguir, em MV, os valores foram significativamente mais elevados ($\sim 8-14$ mg/L; $p \leq 0,05$), com as concentrações mais elevadas a verificaram-se no período de vazante. As campanhas em situação de maré viva apresentaram consistentemente amplitudes de variação mais evidentes do que em MM.

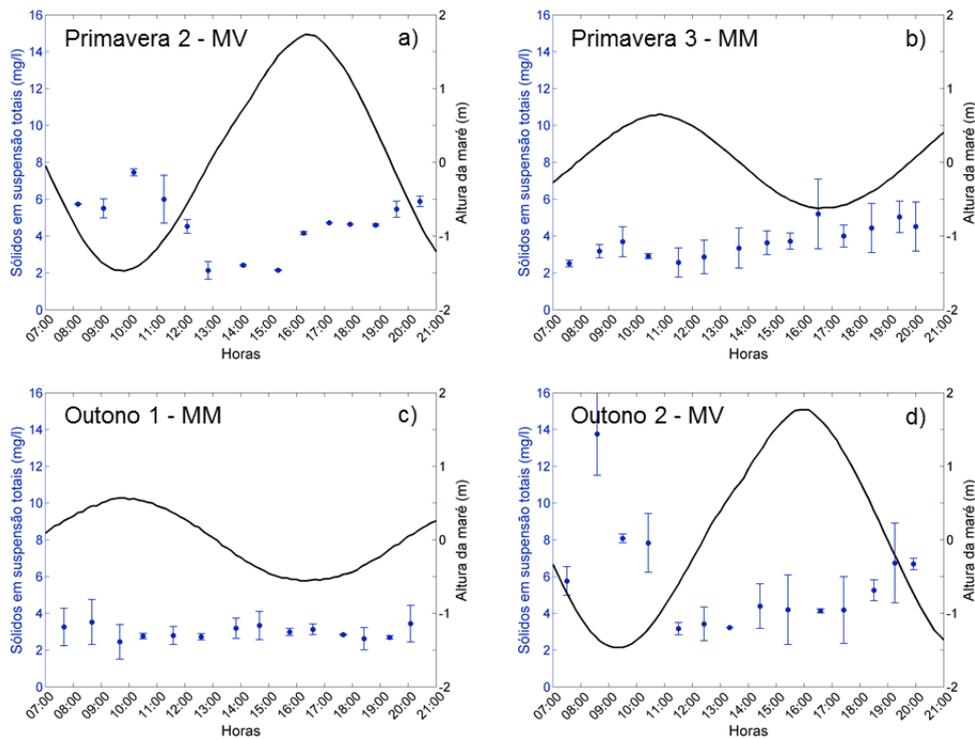


Figura 3.19 – Variação horária da concentração de sólidos em suspensão totais (mg/L) ao longo do ciclo de maré semi-diurna (MV – maré viva; MM – maré morta) correspondente à campanha: a) Primavera 2 – MV, b) Primavera 3 – MM, c) Outono 1 – MM e d) Outono 2 – MV.

A fração orgânica dos sólidos em suspensão (não representada) na primavera em MV teve uma contribuição elevada (com valores máximos até 88 %). Na semana seguinte observou-se uma diminuição da fração orgânica, para valores < 45 %, indicando predominância da fração inorgânica. No entanto, não existiram diferenças significativas entre estas duas campanhas ($p > 0,05$). Nas campanhas realizadas no outono, a fração orgânica diminuiu substancialmente, com valores semelhantes entre campanhas ($< 26\%$; $p > 0,05$).

3.4 - Variabilidade temporal de longa duração - escala estacional

De forma a estudar a influência da variabilidade sazonal nos resultados, e evitar o efeito das diferentes condições da maré quinzenal, na sua interpretação foram analisadas somente os dados das campanhas realizadas em maré viva, comum nas várias estações do ano. Assim, compararam-se os dados das campanhas de primavera 1 (22 março), a sua repetição primavera 2 (7 maio), verão (10 julho), outono 2 (16 outubro) e inverno (13 março). A variação dos dados adquiridos *in situ* com a sonda multiparamétrica durante estas campanhas está representada nas Figuras 3.20 a 3.22. Somente o pH não está representado, pelo fato dos valores serem praticamente constantes ao longo dos ciclos de maré.

Tal como esperado, a temperatura da água (Figura 3.20) seguiu o ciclo estacional anual da temperatura atmosférica, com os valores máximos na campanha de verão (~ 23 °C) e mínimos de inverno (~ 14 °C). Verificou-se ainda que a amplitude térmica foi máxima (~2 °C) na campanha de verão. Verificaram-se diferenças de temperatura significativas entre todas as campanhas e a realizada no verão ($p \leq 0,05$). Em relação às campanhas de primavera, apesar de em maio a temperatura da água ter sido ligeiramente mais elevada, não se registaram diferenças significativas entre ambas, tal como não se observou entre a campanha de maio e de outono, nem entre a campanha de inverno e de março ($p > 0,05$). No entanto, os valores da campanha de outono foram significativamente superiores ($p \leq 0,05$) aos correspondentes de inverno e março.

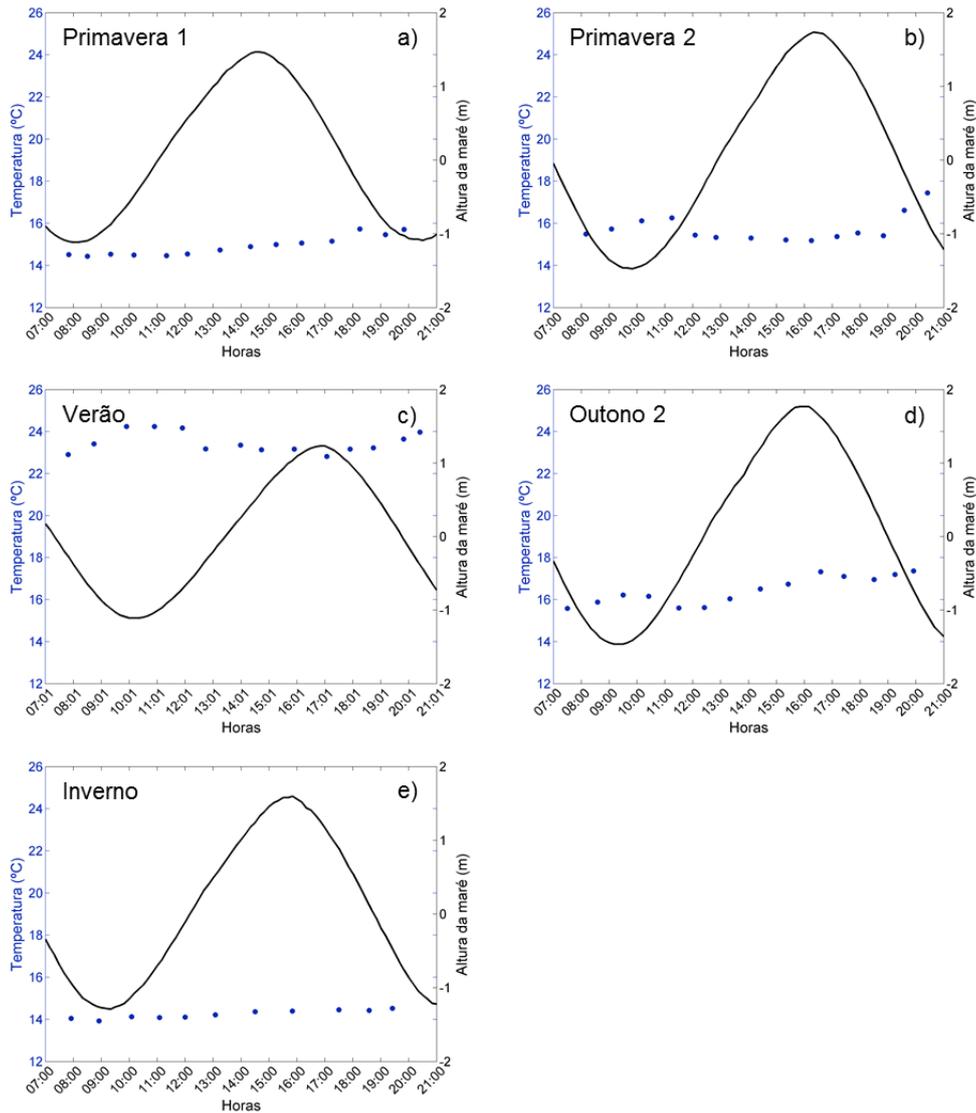


Figura 3.20 – Variação horária da temperatura (°C) ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.

A salinidade (Figura 3.21) apresentou sempre valores típicos de águas marinhas ($> 35,5$) nas 5 campanhas realizadas. O padrão de variação desta variável foi semelhante ao da temperatura da água nas campanhas de primavera 1, verão e outono (Figura 3.20). Os valores mais elevados da salinidade coincidiram com os pontos mais elevados da temperatura, refletindo a importância do processo de evaporação/precipitação na variabilidade dos resultados entre campanhas. A salinidade foi mais elevada na campanha do verão, apesar de não terem ocorrido diferenças significativas em relação à 1ª campanha de primavera (P1) nem entre esta última e a campanha de outono ($p > 0,05$). No entanto, verificou-se que houve uma diminuição acentuada e significativa ($p \leq 0,05$) da salinidade nas campanhas de inverno e 2ª da primavera (maio) relativamente às restantes, cujos resultados foram semelhantes entre si ($p > 0,05$).

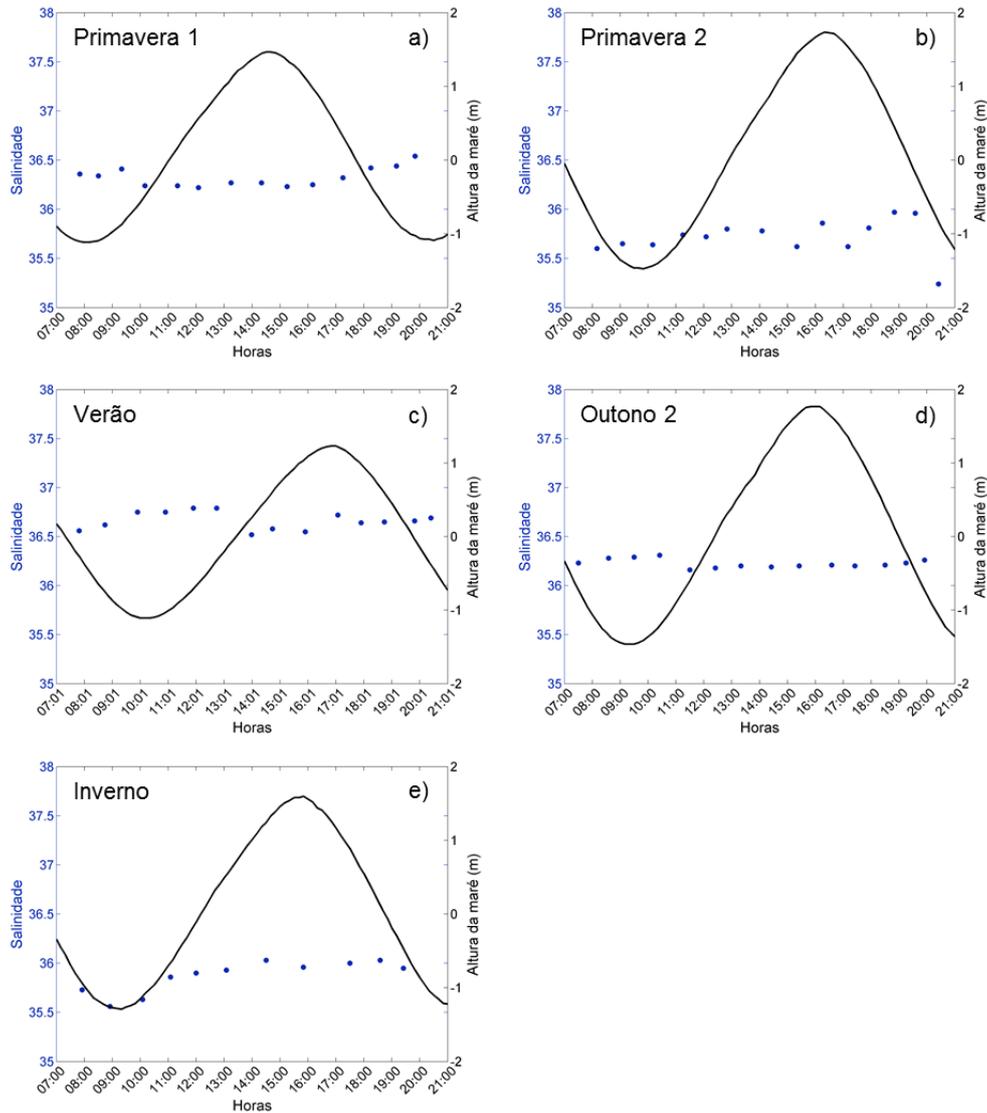


Figura 3.21 – Variação horária da salinidade ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.

A percentagem de saturação em oxigénio (Figura 3.22) demonstrou uma variação diferente nas 5 campanhas sazonais. As duas campanhas realizadas na primavera apresentaram valores semelhantes ($p > 0,05$) mas significativamente mais elevados do que nas restantes campanhas ($> 100\%$; $p \leq 0,05$). Em ambas as campanhas a percentagem de saturação em oxigénio foi aumentando ao longo do período da tarde, coincidindo também com a enchente. A campanha realizada durante o verão apresentou uma variação em fase com a altura da maré, enquanto que o outono e inverno apresentaram um aumento ao longo do dia. Nas campanhas de verão, outono e inverno, os valores não exibiram diferenças entre si ($p > 0,05$).

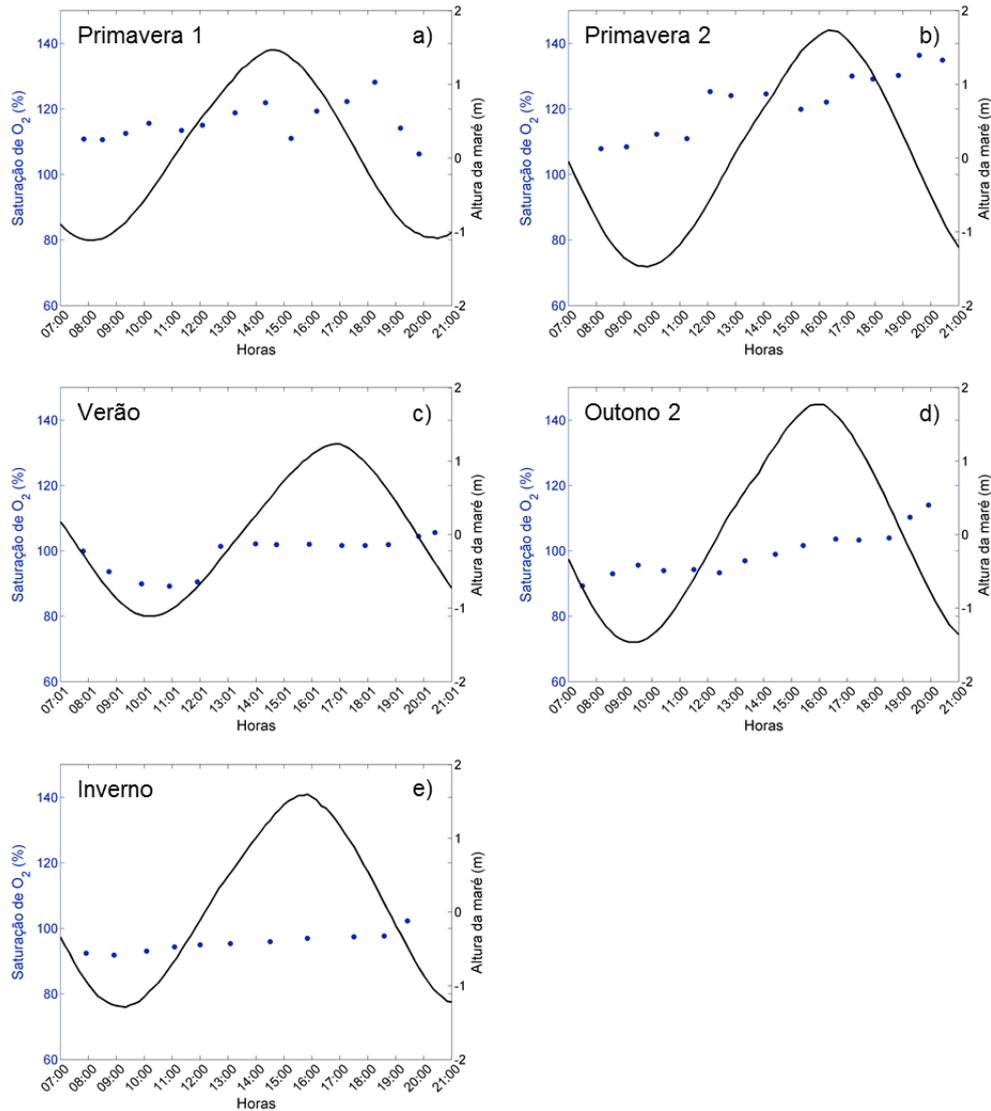


Figura 3.22 – Variação horária da percentagem de saturação de O₂ ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.

A variação da concentração média dos nutrientes, das razões entre eles, dos sólidos em suspensão, da sua fração orgânica, e da clorofila a e ativa ao longo da coluna de água está representada nas Figuras 3.23 a 3.30.

Em relação aos nutrientes azotados analisados, os nitratos (Figura 3.23) apresentaram um comportamento distinto nas 5 campanhas sazonais. A primavera 1 exibiu os valores mais elevados no período da vazante e a primavera 2 no período da enchente, embora ambas as campanhas não apresentassem concentrações superiores a 2 μM e foram semelhantes entre si ($p > 0,05$). O verão foi a campanha com valores médios mais baixos ($< 0,6 \mu\text{M}$), que foram significativamente mais baixos do que na primavera 1 (março; $p \leq 0,05$). Durante as campanhas de outono e inverno ocorreu um aumento significativo ($p \leq 0,05$) de concentração

relativamente às anteriores, com valores máximos próximos de 6 μM , mas semelhantes entre si ($p > 0,05$). No outono os valores variaram em antifase e no inverno em fase com o ciclo de maré, indicando que a água que entrou através da Barra Faro-Olhão em enchente foi mais rica em nitratos. Verificou-se ainda que o valor mais baixo na vazante, ao início da manhã, coincidiu com o máximo da amónia no interior da Ria Formosa (Figura 3.24).

Os nitritos, não representados graficamente, foram o nutriente azotado que teve concentrações mais reduzidas, como referido anteriormente. Em geral, as concentrações em todas as campanhas não foram superiores a 0,3 μM , exceto no inverno que variaram entre 0,3 e 0,7 μM . Estatisticamente não foram verificadas diferenças significativas nos nitritos entre o inverno e a primavera 2 ($p > 0,05$). No entanto verificou-se um aumento significativo no inverno em comparação com as restantes campanhas ($p \leq 0,05$).

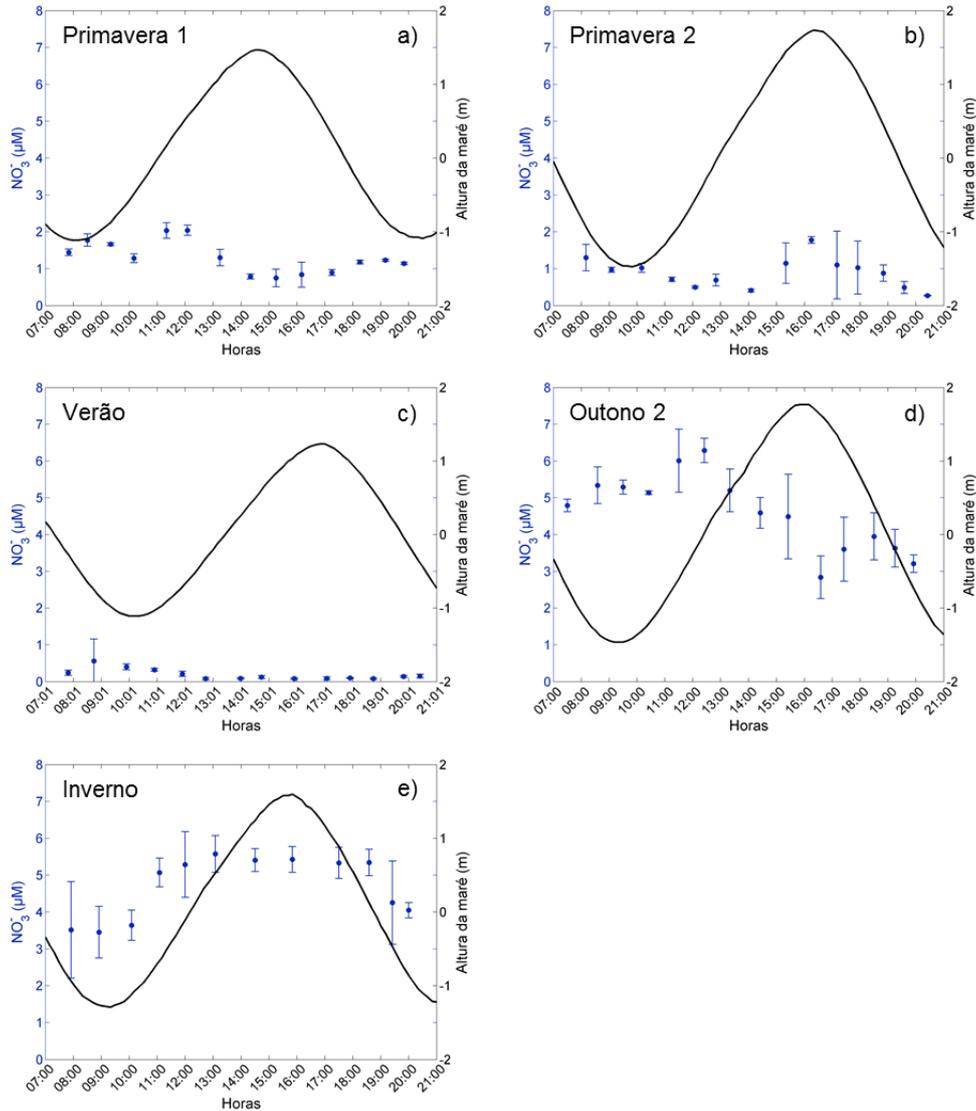


Figura 3.23 – Variação horária da concentração de NO_3^- (μM) ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno

Em todas as campanhas a amónia (Figura 3.24) apresentou um comportamento semelhante, onde as concentrações variaram em oposição com a altura da maré, indicando que a Ria Formosa foi mais rica neste composto (cerca de 2 vezes mais) do que a água que entrava em enchente, independentemente da campanha sazonal. A primavera 1 foi a campanha em que se obtiveram as concentrações médias mais baixas ($\sim 0,4 \mu\text{M}$), significativamente diferentes ($p \leq 0,05$) dos valores médios de primavera 2 onde se obteve as concentrações mais elevadas ($\sim 0,95 \mu\text{M}$). Entre as restantes campanhas não se registaram diferenças significativas ($p > 0,05$). Para este parâmetro, a elevada variabilidade dos resultados ao longo da coluna de água, pode ser por se tratar de um composto reduzido, instável em águas oxigenadas, mas que pode sofrer acumulação no fundo (como explicado na secção anterior)

ou em determinadas horas à superfície, como foi o caso da campanha de inverno na segunda e na terceira hora de amostragem.

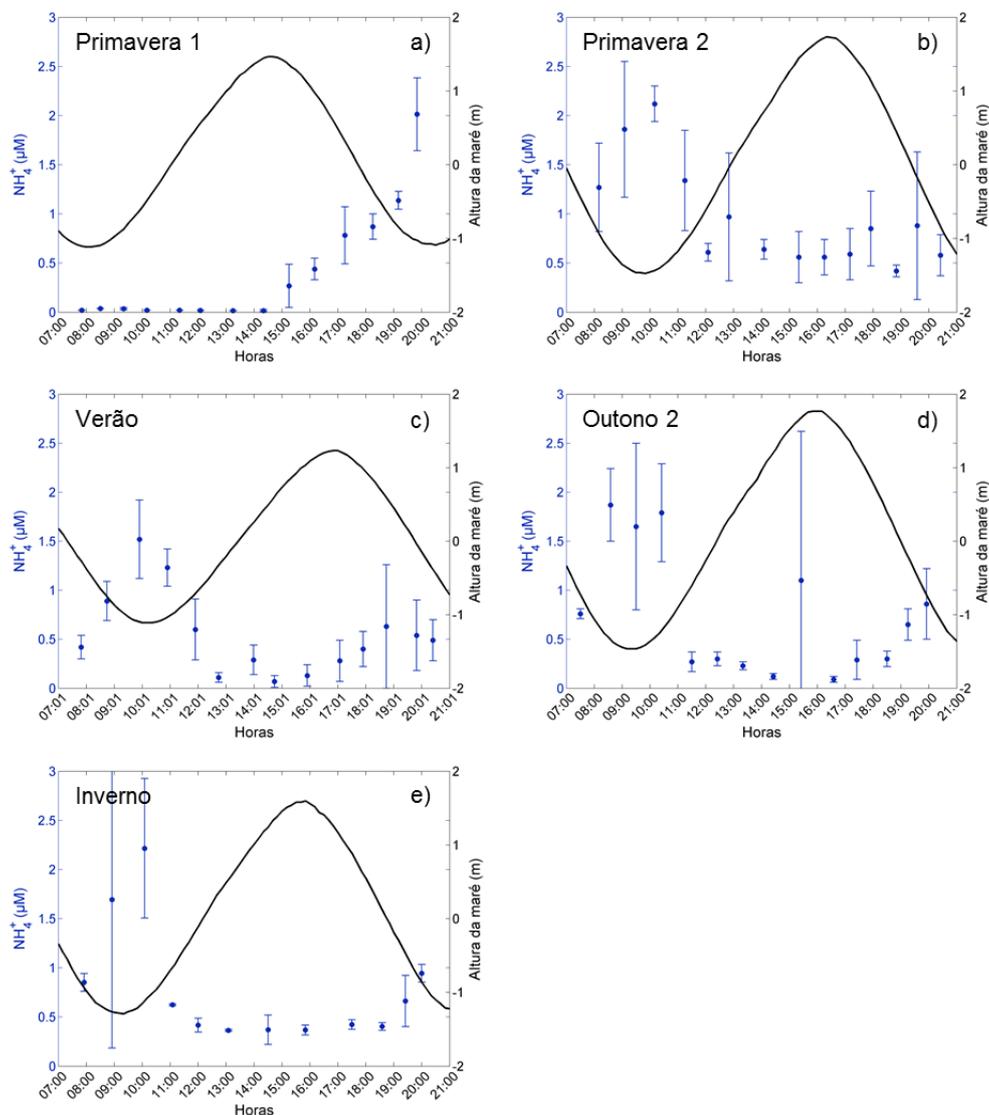


Figura 3.24 - Variação horária da concentração de NH_4^+ (μM) ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.

Relativamente aos fosfatos (Figura 3.25), a média deste nutriente não excedeu os 0,5 μM em todas as campanhas. Em geral, a concentrações dos fosfatos variaram em oposição de fase com a altura da maré, com exceção da campanha de inverno, onde os valores mais elevados ocorreram durante o período de enchente. As campanhas realizadas durante a primavera e o outono foram as responsáveis pela maior amplitude de concentrações. Estatisticamente não se verificaram diferenças significativas de fosfatos nem entre as campanhas da primavera nem entre o inverno e outono ($p > 0,05$). No entanto, existiram

diferenças significativas entre a campanha de verão, quando se registaram os valores médios mais baixos, com o outono, o inverno e a primavera 2 ($p \leq 0,05$).

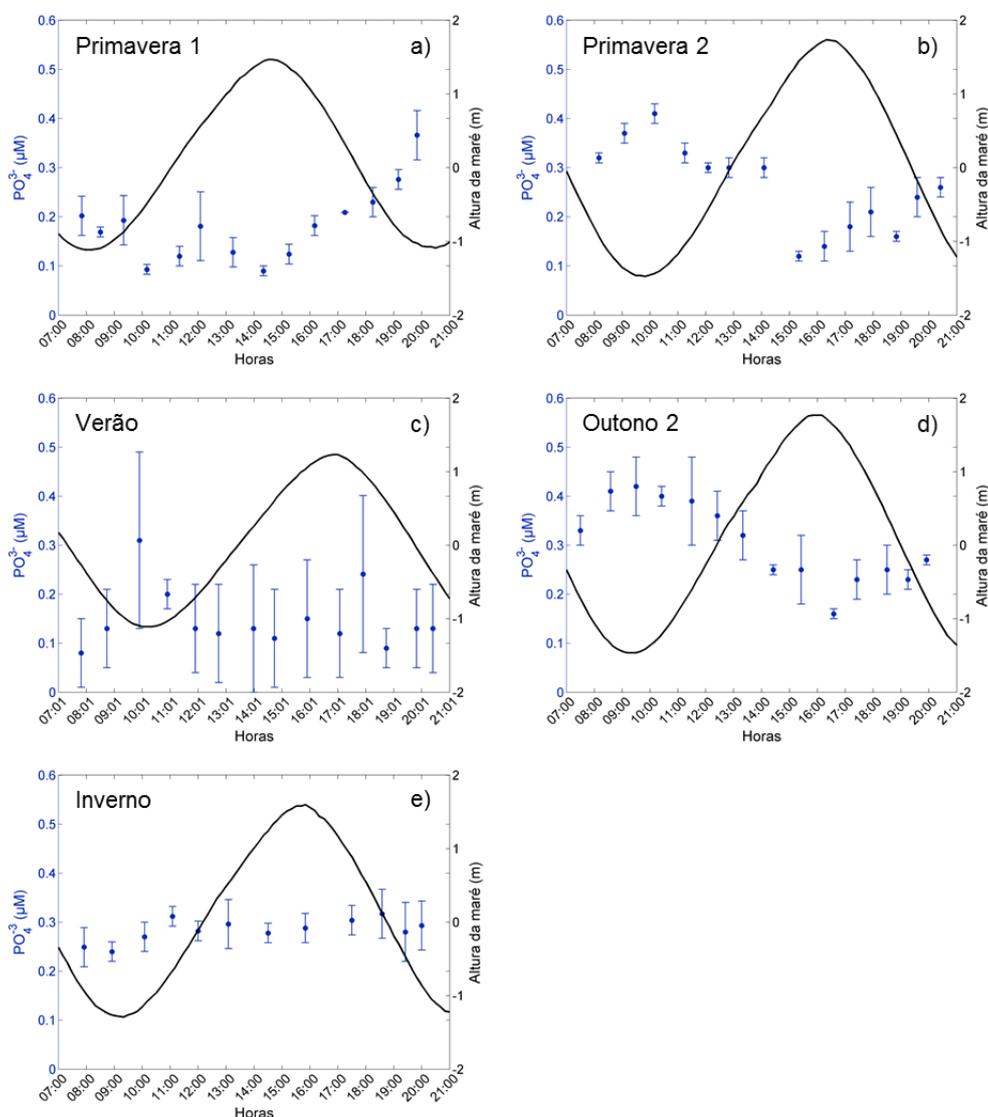


Figura 3.25 – Variação horária da concentração de PO_4^{3-} (μM) ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.

Os silicatos (Figura 3.26), tal como a amónia, exibiram um comportamento em oposição ao ciclo de maré semidiurno. Este nutriente foi dos que apresentou concentrações mais elevadas, alcançando o valor médio de $5 \mu\text{M}$. As campanhas primavera 1 e 2 exibiram os valores mais baixos ($< 2 \mu\text{M}$), semelhantes entre si ($p > 0,05$), tal como a campanha de verão ($\sim 1,5 \mu\text{M}$). Em relação às campanhas de inverno e outono, verificou-se que foram as que apresentaram concentrações significativamente mais elevadas ($2 - 3,4 \mu\text{M}$ e $2,8 - 5 \mu\text{M}$, respetivamente; $p \leq 0,05$), mas semelhantes entre si ($p > 0,05$). No entanto, na campanha de

verão observaram-se valores significativamente mais baixos relativamente aos da campanha de outono ($p \leq 0,05$).

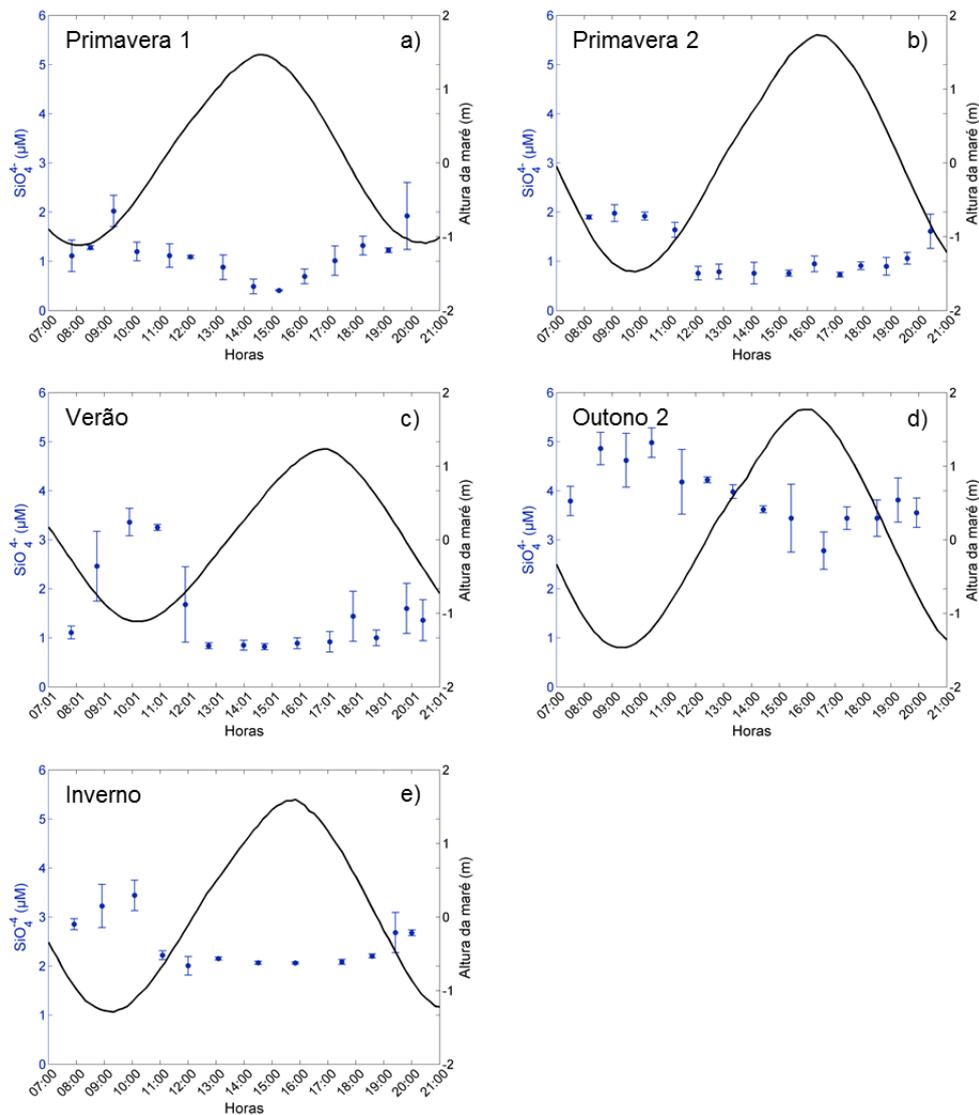


Figura 3.26 – Variação horária da concentração de SiO_4^{4-} (μM) ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.

As razões determinadas para a análise dos nutrientes limitantes correspondentes às 5 campanhas sazonais estão representadas nas Figuras 3.27 e 3.28. É possível verificar que a razão N:P foi globalmente superior a 16 nas campanhas de outono e inverno, indicando limitação de fósforo. Os valores mais elevados desta razão na campanha de outono coincidiram com o período de Preia-mar. Nas restantes campanhas ocorreu limitação global de azoto ($\text{N:P} < 16$).

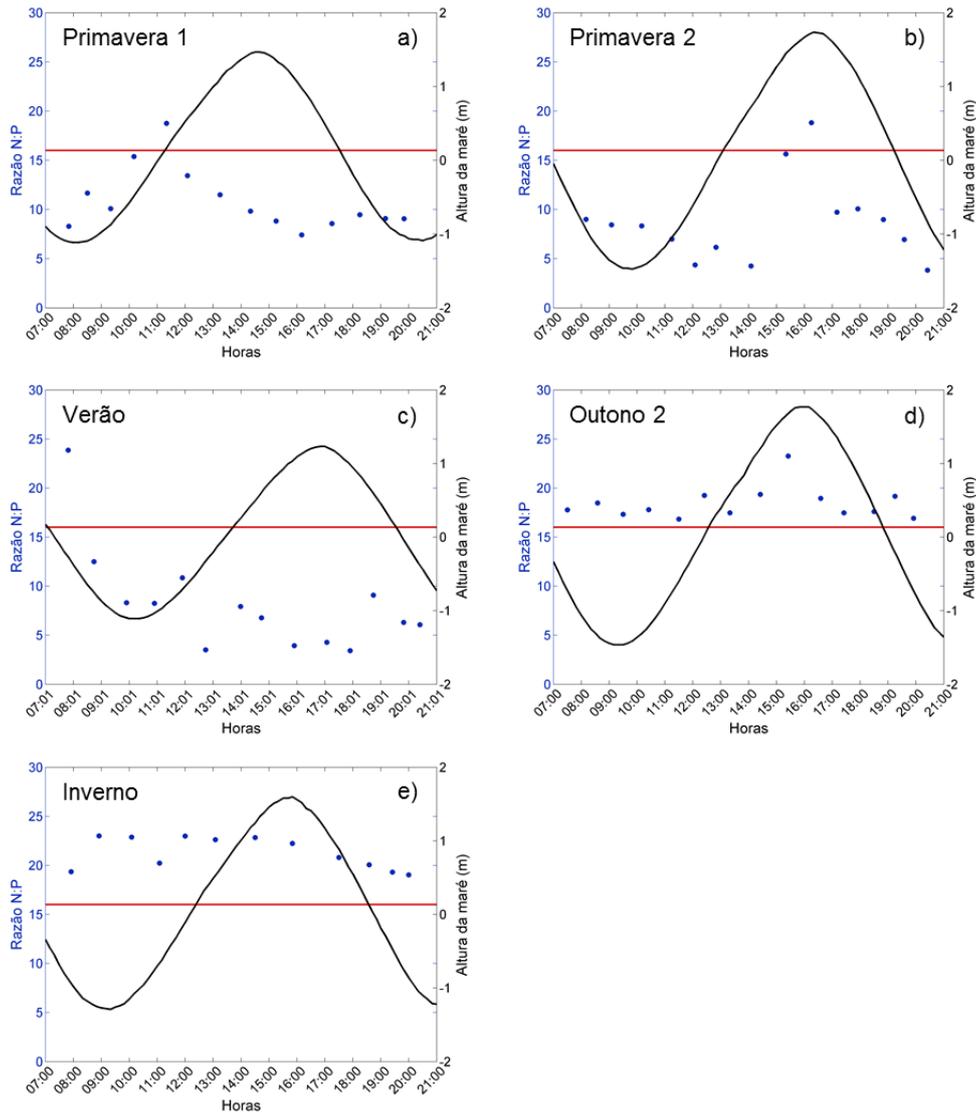


Figura 3.27 – Variação horária da razão N:P ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.

Relativamente à razão N:Si (Figura 3.28), verificou-se um comportamento semelhante entre as campanhas primavera 1, primavera 2, outono e inverno, as quais apresentaram globalmente limitação de silicatos ($N:Si > 1$) ao longo do ciclo de maré semidiurno, com os valores mais elevados a ocorrerem durante o período de enchente. No entanto, os valores desta razão no outono ocorreram perto do equilíbrio, e variaram em antifase com o ciclo de maré. O verão foi a única campanha que apresentou limitação de N ($N:Si < 1$).

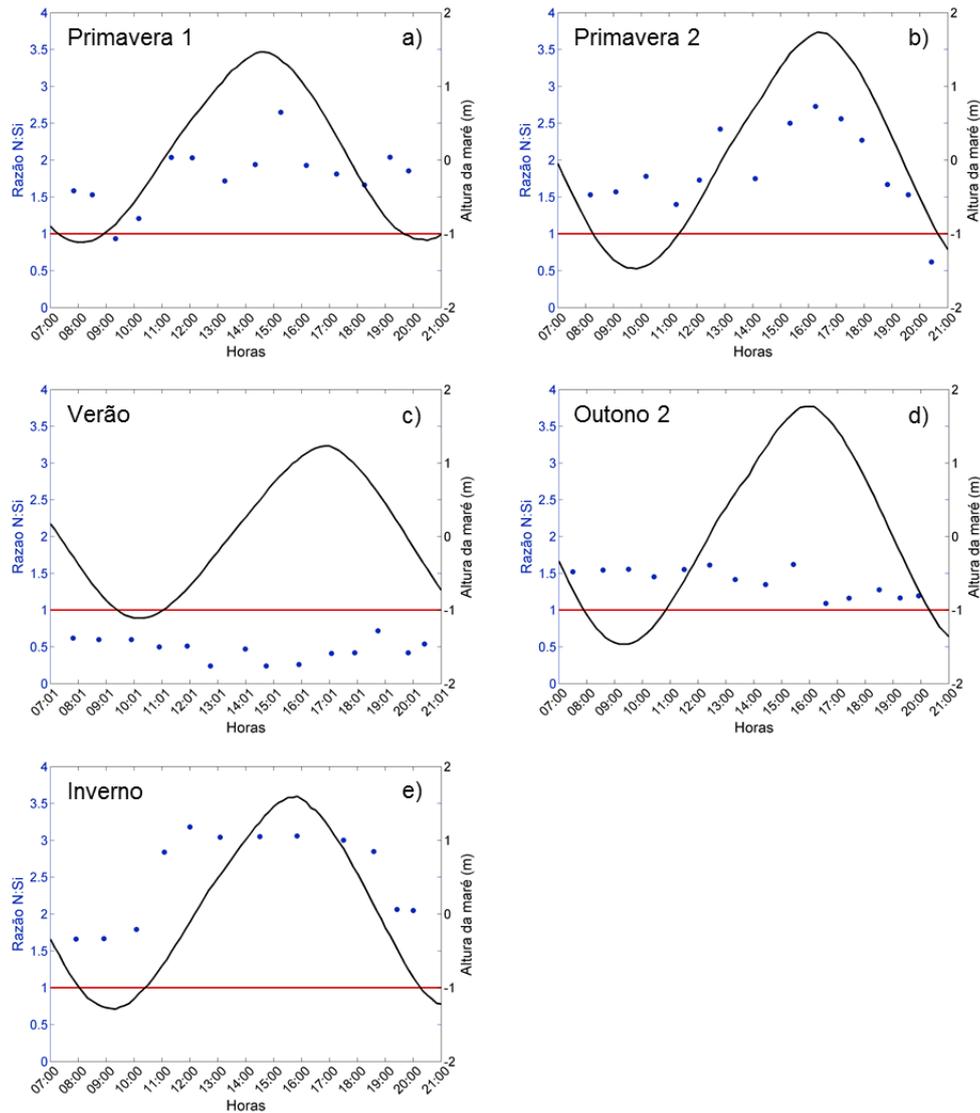


Figura 3.28 – Variação horária da razão N:Si ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.

A razão $\text{NO}_3^-:\text{NIT}$ (não representada), em geral, variou em fase com a altura da maré nas 5 campanhas, tendo os valores mais elevados desta razão coincidido com o período da enchente, indicando que a água que entrou apresentava maiores concentrações de nitratos comparativamente com os outros compostos azotados. As percentagens foram mais elevadas nas campanhas de outono e inverno (em média 85 % e 78 %, respetivamente), enquanto a campanha de verão apresentou os valores mais reduzidos, com uma média de 28 %.

A clorofila *a* (Figura 3.29) exibiu concentrações mais elevadas nas campanhas de primavera, tendo obtido na 2ª campanha os valores médios mais elevados ($< 2,5 \mu\text{g/L}$), apesar de semelhantes aos da 1ª campanha de primavera ($p > 0,05$). Na campanha de verão as concentrações mais altas foram encontradas durante o período de baixa-mar, tal como na de

outono, apesar da variação desta última campanha ser menos evidente. As concentrações de clorofila *a* foram mais baixas ($< 0,4 \mu\text{g/L}$) durante o inverno e a sua variação não foi muito marcada ao longo do ciclo de maré. Contudo estes valores não foram significativamente diferentes dos registados nas campanhas de outono verão ($p > 0,05$).

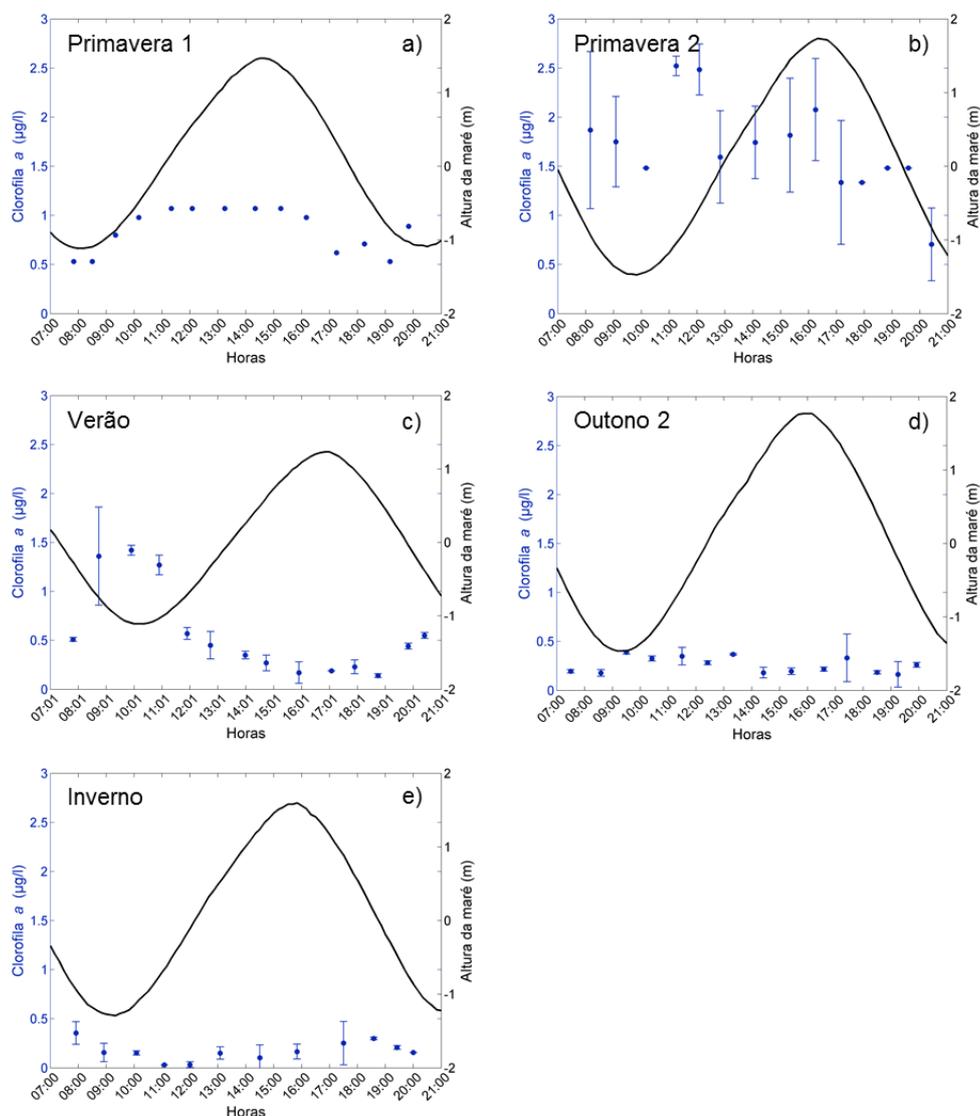


Figura 3.29 – Variação horária da concentração da clorofila *a* ($\mu\text{g/l}$) ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.

A percentagem de clorofila *a* ativa (não representada) exibiu, em média, valores mais elevados nas campanhas da primavera 1 e no outono (em média 86 % e 85 %, respetivamente; $p > 0,05$), tendo as percentagens aumentado durante o período de preia-mar (para valores próximos dos 100 %). Tal indica que neste período ocorreu um aumento da população jovem que deve ter provindo da zona costeira adjacente, também coincidente com o período da tarde. Na 2ª campanha da primavera obtiveram-se percentagens entre os 46 % e 87 % e na de verão

variaram entre os 51 % e 83 %, não havendo diferenças significativas entre estas duas campanhas ($p > 0,05$). A campanha de inverno apresentou, em média, os valores mais reduzidos (~ 54 %) e verificaram-se diferenças significativas em relação à campanha realizada na primavera e no outono ($p \leq 0,05$).

Os sólidos em suspensão totais (Figura 3.30) apresentaram um comportamento muito semelhante nas 5 campanhas sazonais, em que as concentrações mais elevadas corresponderam ao período de vazante e as mais reduzidas durante o período de enchente. Tal mostra o processo de mistura durante a enchente, com a água da zona costeira mais pobre em sólidos em suspensão. Dada a elevada variabilidade destes parâmetros e apesar de nas campanhas de inverno e outono as concentrações serem mais elevadas (média 6,5 mg/L e 5,8 mg/L, respetivamente) e na de verão serem mais baixas (média 3,4 mg/L), estatisticamente, não foram observadas diferenças significativas entre qualquer uma das campanhas ($p > 0,05$).

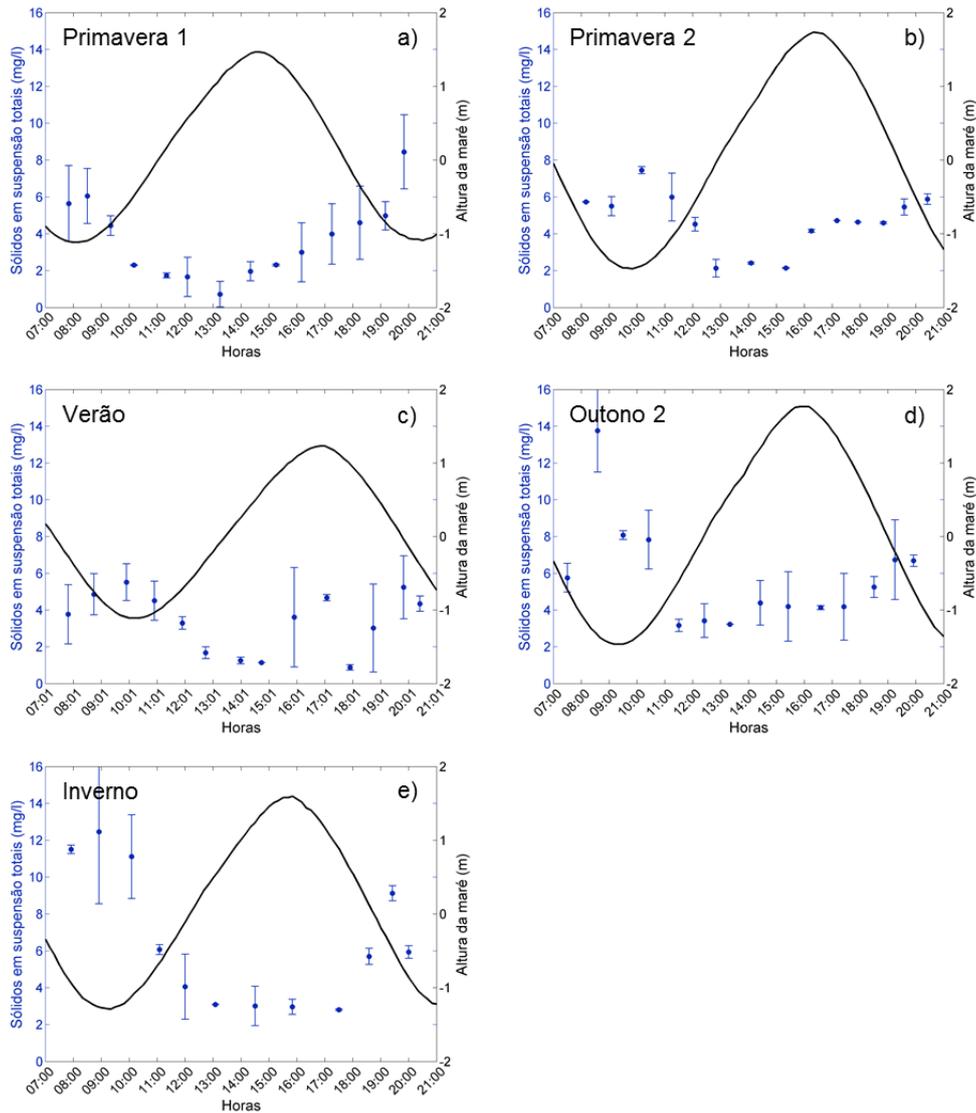


Figura 3.30 – Variação horária da concentração de sólidos em suspensão totais (mg/l) ao longo do ciclo de maré viva correspondente às campanhas: a) Primavera 1, b) Primavera 2, c) Verão, d) Outono 2 e e) Inverno.

A fração orgânica dos sólidos em suspensão (não representada) exibiu sempre valores mais reduzidos (~ 40 %) do que a fração inorgânica, exceto na campanha da primavera 2, na qual se atingiram valores máximos de 88 %. Estatisticamente, a campanha de primavera 2 apresentou valores significativamente mais elevados ($p \leq 0,05$), do que as restantes campanhas, com a exceção do verão ($p > 0,05$). Entre as campanhas primavera 1, outono e inverno não foram encontradas diferenças significativas entre si ($p > 0,05$).

3.5 - Variabilidade global das 7 campanhas

A análise de componentes principais (ACP) foi aplicada para compreender que fatores/processos melhor explicam a variabilidade da globalidade dos resultados obtidos nas sete campanhas realizadas. As variáveis selecionadas para esta análise foram a temperatura, a salinidade, a percentagem de saturação em oxigénio (%), os nutrientes (nitratos, amónia, fosfatos e silicatos), a clorofila *a*, a clorofila *a* ativa (%), os sólidos em suspensão totais e a sua fração orgânica. Foram considerados os 3 componentes principais que explicam 76 % da variância dos resultados (Figuras 3.31 e 3.32).

A Figura 3.31 representa a associação das variáveis analisadas para as 7 campanhas simultaneamente, com a projeção das respetivas campanhas em relação aos dois componentes principais, que explicam 61 % da variância dos dados. O fator 1 é responsável por 35,5 % da variância, enquanto que o fator 2 por 25,5 %. Esta análise mostra que o principal fator que explica a variabilidade dos dados pode ser atribuído ao forçamento físico associado às condições meteorológicas e oceanográficas, com reflexos nos parâmetros nutrientes e oxigénio dissolvido (expresso em percentagem de saturação). Assim, existe a associação das campanhas de outono e inverno que estiveram associadas particularmente ao aumento de nitratos, fosfatos, silicatos e sólidos em suspensão, altura em que a concentração de oxigénio diminuiu, por alteração significativa das condições meteorológicas (ocorrência de afloramento costeiro intenso e de chuva e drenagem). Em oposição, nas campanhas de primavera 1 e 3 observaram-se os máximos de percentagem de saturação de oxigénio e baixas concentrações de nutrientes por consumo decorrido anterior às campanhas.

O segundo fator (Figura 3.31) foi dominado pelos ciclos de variabilidade fitoplantónica dependente da disponibilidade de nutrientes. Assim, as campanhas de verão e outono 1, que foram semelhantes entre si, foram típicas de períodos de temperatura e salinidade elevadas, sendo as concentrações de nutrientes, clorofila *a* (e ativa) e fração orgânica dos sólidos em suspensão as mais baixas. Em oposição, na campanha de primavera 2 em MV, o máximo de clorofila *a* e de fração orgânica dos sólidos em suspensão ocorreu num período de temperatura e a salinidade mais baixas associadas a uma situação típica de “bloom” primaveril, altura em que os silicatos foram mínimos.

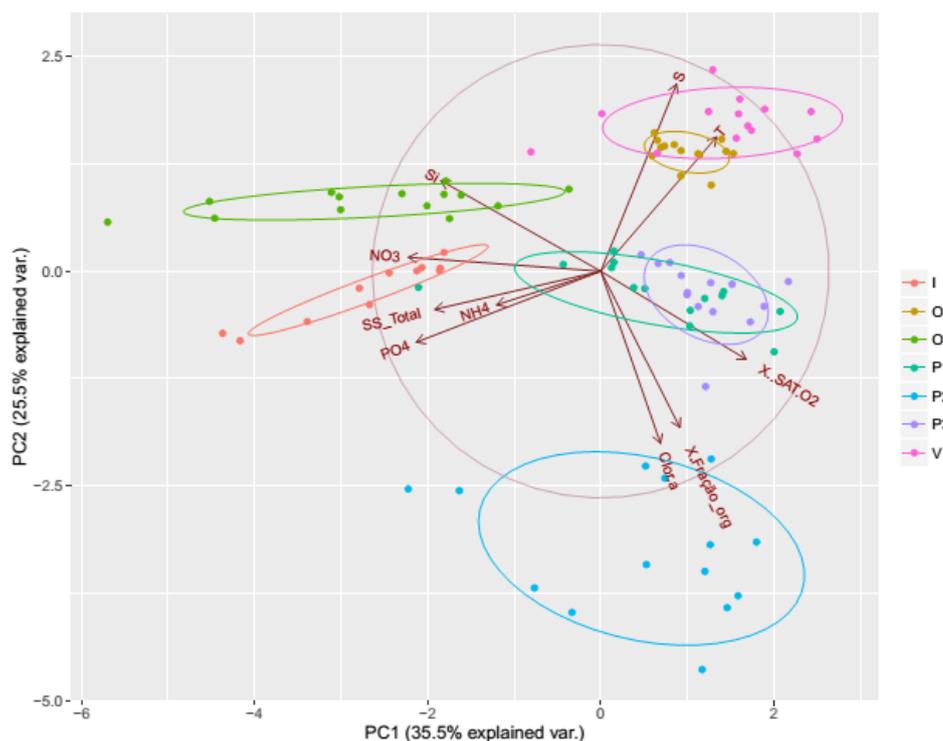


Figura 3.31 – Análise de Componentes Principais (PC1 vs. PC2) aplicada aos dados (temperatura – T; salinidade – S; saturação em oxigénio (%) – SAT.O2; nutrientes – NH4, NO3, NO2, PO4, Si; clorofila a – Clor.a; clorofila a ativa (%) – Clor.a.Total.pigmentos; sólidos em suspensão totais – SS_Total; fração orgânica (%) – Fração_org) das 7 campanhas em análise. I – inverno (MV); O1 – outono 9 outubro (MM); O2 – outono 16 outubro (MV); P1 – primavera 22 março (MV); P2 – primavera 7 maio (MV); P3 – primavera 14 maio (MM); V – verão (MV).

O terceiro fator (Figura 3.32) explica ~ 14,6 % da variância dos dados e está relacionado com a importância dos compostos de azoto e a sua relação com os processos biológicos. Durante a 2ª campanha da primavera (P2), observaram-se os máximos de amónia, que estiveram associados a concentração baixa de nitratos (devido a consumo). Nesta altura, o crescimento do fitoplâncton foi máximo (expresso pela maior concentração de clorofila *a*), tal como a fração orgânica dos sólidos em suspensão. Esta relação sugere que a amónia pode estar relacionada com o aumento da atividade biológica e com a remineralização mais intensa de matéria orgânica/produtos de excreção, na campanha que coincidiu com a população de fitoplâncton mais envelhecida.

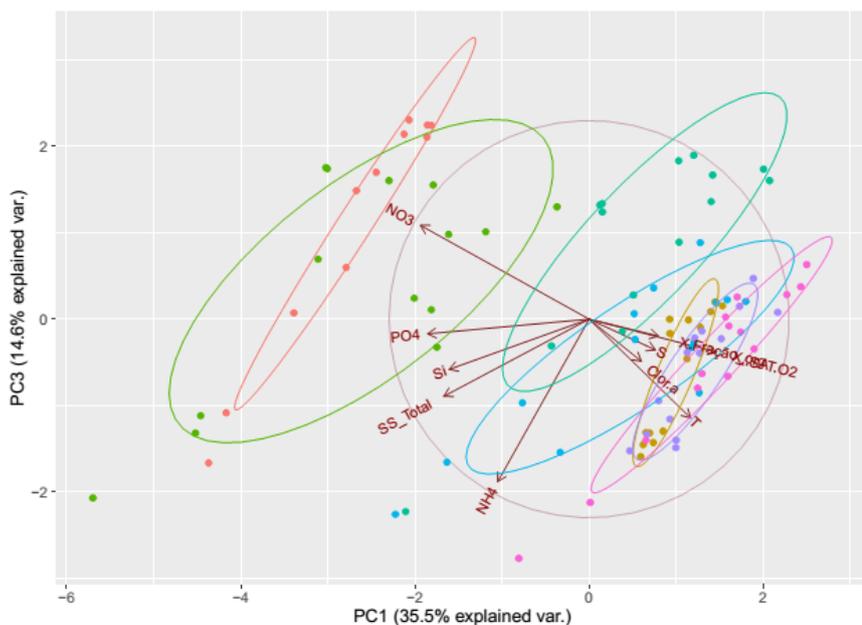


Figura 3.32 – Análise de Componentes Principais (PC1 vs. PC3) aplicada aos dados (temperatura – T; salinidade – S; saturação em oxigénio (%) – SAT.O2; nutrientes – NH4, NO3, NO2, PO4, Si; clorofila a – Clor.a; clorofila a ativa (%) – Clor.a.Total.pigmentos; sólidos em suspensão totais – SS_Total; fração orgânica (%) – Fração_org) das 7 campanhas em análise. I – inverno (MV); O1 – outono 9 outubro (MM); O2 – outono 16 outubro (MV); P1 – primavera 22 março (MV); P2 – primavera 7 maio (MV); P3 – primavera 14 maio (MM); V – verão (MV).

Em relação ao índice trófico (TRIX; Figura 3.33) da água, calculado para avaliar a sua qualidade nas 7 campanhas, verificou-se que foi globalmente inferior a 4, com a exclusão da campanha realizada na primavera (7 de maio) que obteve um índice de 4,5. Tal indica que a condição trófica da água na seção da barra de Faro-Olhão apresentou, em geral, uma classificação de qualidade Muito Bom (estado oligotrófico), exceto na primavera 2 (7 de maio), com classificação de Bom (estado mesotrófico). O Verão foi a campanha responsável pelo índice mais baixo (2,4).

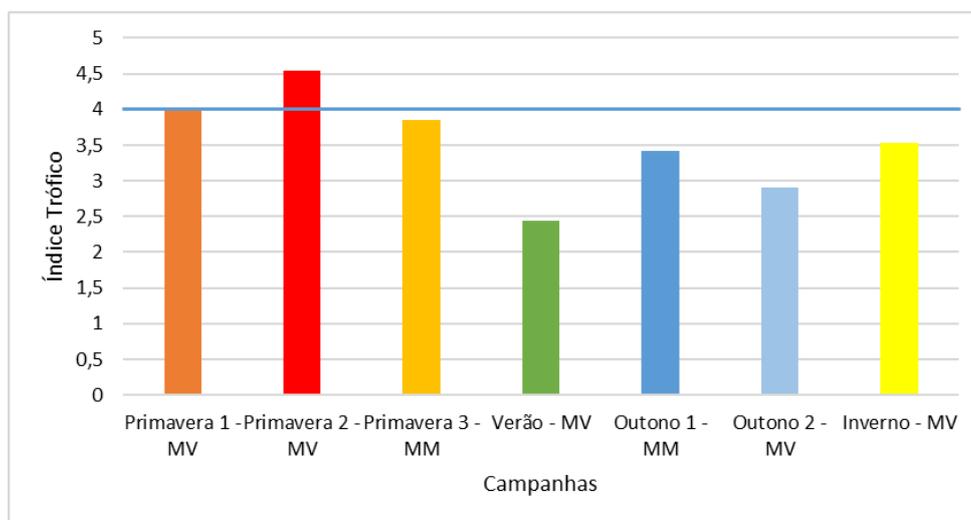


Figura 3.33 – Representação do índice trófico (TRIX) respetivo a cada campanha em análise. A linha azul indica o limite abaixo do qual as águas são consideradas oligotróficas.

3.6 - Cálculo do caudal e dos balanços de massa

Para avaliar a importância das trocas de matéria através da barra Faro-Olhão, que é a mais importante do sistema da Ria Formosa, determinar os balanços de massa (dos nutrientes, clorofila *a* e sólidos em suspensão) que a atravessa e avaliar o papel destas trocas sobre a produtividade fitoplantónica foi necessário calcular o caudal e os prismas de maré ao longo do ciclo completo de maré semidiurno para cada campanha sazonal, na secção escolhida. Com esta determinação é possível avaliar o comportamento desta barra em termos de importação ou exportação dos compostos em análise.

O caudal, definido pelo volume total de água que atravessa uma seção reta perpendicular ao escoamento por unidade de tempo, encontra-se representado na Figura 3.34, de hora a hora ao longo do ciclo de maré semidiurno para cada campanha. Os valores positivos correspondem ao período de maré de enchente, enquanto os valores negativos correspondem ao período de maré de vazante. O transporte residual é obtido pelo somatório entre o período de vazante e de enchente, que permite compreender se ocorreu importação ou exportação de água.

A partir das representações gráficas dos prismas de maré correspondentes a cada campanha é possível inferir que as campanhas realizadas em condição de maré viva apresentaram valores de caudais bastante superiores (na ordem dos 4000 - 6000 m³/s) aos das campanhas executadas em maré morta (na ordem dos 2000 m³/s). No entanto, os valores de prismas de maré residuais das campanhas em situação de maré viva, em geral, foram uma ordem de grandeza inferiores aos das campanhas em maré morta, exceto na primavera 1 (22 março, MV) e no outono (16 outubro, MV). A estação do ano na qual os prismas residuais foram mais elevados correspondeu à primavera, nomeadamente as campanhas da primavera 1 (Figura 3.34 a) e a primavera 3 (Figura 3.34 c), quando se alcançaram $4,47 \times 10^6$ m³ e $7,31 \times 10^6$ m³, respetivamente.

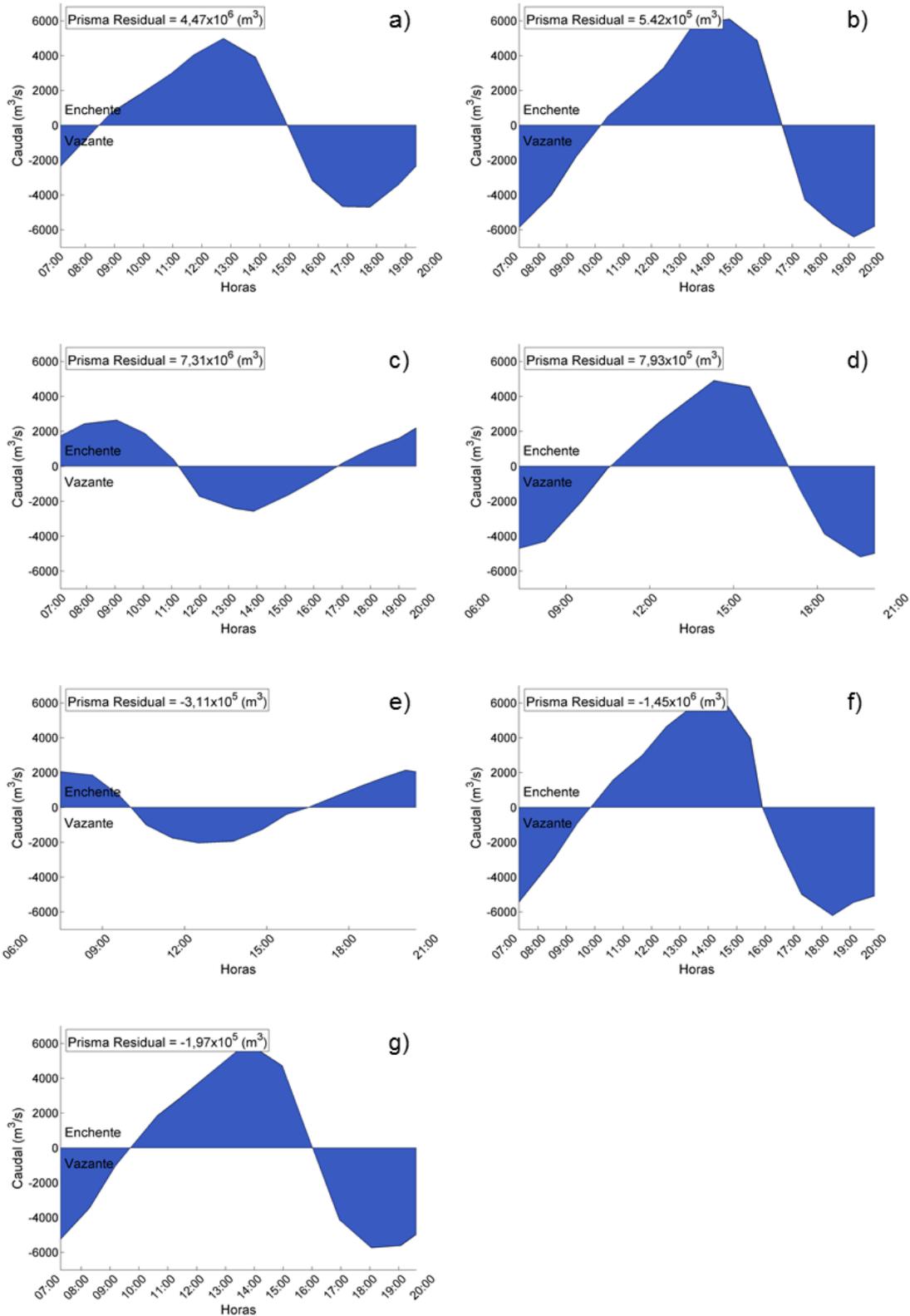


Figura 3.34 – Caudal (m^3/s) obtido durante o ciclo de maré completo correspondente às 7 campanhas sazonais. Valores positivos indicam o período de maré de enchente, valores negativos indicam o período de maré de vazante. a) primavera 1 (22 março, MV); b) primavera 2 (7 maio, MV); c) primavera 3 (14 maio, MM); d) verão (10 julho, MV); e) outono 1 (9 outubro, MM); f) outono 2 (16 outubro, MV); g) inverno (13 março, MV).

Com estes valores de caudal foi possível determinar os prismas de maré de enchente, de vazante e residual para cada campanha sazonal, como consta na Tabela 3.1. A partir desta Tabela também é possível avaliar como se comportou a barra de Faro-Olhão nos períodos das 7 amostragens, relativamente a trocas de massa de exportação (valores negativos) ou importação (valores positivos).

Tabela 3.1 – Prismas de maré de enchente, de vazante e residual em m³; transportes de massa de clorofila *a* (Clor *a*; kg), silicatos (kg), fosfatos (kg), nitratos (kg), nitritos (kg), amónia (kg), azoto (Azoto Inorgânico Total – NIT; kg) e sólidos em suspensão (SS; ton – toneladas) durante a enchente, a vazante e transporte residual ao longo de cada ciclo de maré associado à respetiva campanha. Valores positivos indicam importação, enquanto os valores negativos à exportação.

Maré	Prisma (m ³)	Transportes (kg)								Campanha
		Clor <i>a</i>	Silicatos	Fosfatos	Nitratos	Nitritos	Amónia	Azoto	SS (ton)	
Enchente	6,60 x 10 ⁷	71,8	1897,0	273,9	1444,0	123,4	18,5	1586,0	114	Primavera 1 - MV (22 Março)
Vazante	-6,15 x 10 ⁷	-45,8	-1726,0	-401,1	-871,7	-96,9	-573,5	-1542,0	-250	
Residual	4,47 x 10 ⁶	26,0	170,3	-127,1	572,4	26,5	-555,0	43,8	-135	
Enchente	8,59 x 10 ⁷	161,1	2039,0	652,0	953,9	247,9	879,7	2082,0	250	Primavera 2 - MV (7 Maio)
Vazante	-8,54 x 10 ⁷	-135,3	-3087,0	-644,2	-1230,0	-260,3	-1083,0	-2573,0	-443	
Residual	5,42 x 10 ⁵	25,8	-1048,0	7,7	-276,4	-12,5	-202,9	-491,8	-193	
Enchente	3,94 x 10 ⁷	32,2	2006,0	255,7	47,9	3,8	324,7	376,4	136	Primavera 3 - MM (14 Maio)
Vazante	-3,21 x 10 ⁷	-19,5	-1712,0	-129,5	-121,6	-22,4	-340,4	-484,4	-108	
Residual	7,31 x 10 ⁶	12,8	294,4	126,2	-73,8	-18,6	-15,6	-108,0	28	
Enchente	6,76 x 10 ⁷	24,0	1882,0	272,1	103,8	14,6	210,9	329,2	138	Verão - MV (10 Julho)
Vazante	-6,68 x 10 ⁷	-38,3	-2920,0	-577,5	-216,7	-30,3	-590,7	-837,7	-248	
Residual	7,93 x 10 ⁵	-14,3	-1038,0	-305,5	-112,9	-15,7	-379,8	-508,5	-110	
Enchente	3,05 x 10 ⁷	6,5	2324,0	164,7	371,5	62,2	281,2	714,9	95	Outono 1 - MM (9 Outubro)
Vazante	-3,08 x 10 ⁷	-4,1	-2392,0	-143,0	-328,0	-54,9	-378,8	-761,6	-91	
Residual	-3,11 x 10 ⁵	2,4	-68,1	21,7	43,5	7,4	-97,6	-46,7	4	
Enchente	8,41 x 10 ⁷	23,2	9212,0	810,3	6127,0	227,2	507,4	6862,0	331	Outono 2 - MV (16 outubro)
Vazante	-8,56 x 10 ⁷	-19,1	-8841,0	-717,6	-4838,0	-203,8	-760,7	-5803,0	-541	
Residual	-1,45 x 10 ⁶	4,2	370,5	92,7	1289,0	23,4	-253,3	1059,0	-210	
Enchente	7,96 x 10 ⁷	8,4	4788,0	714,8	5950,0	652,4	527,0	7129,0	303	Inverno - MV (13 Março)
Vazante	-7,98 x 10 ⁷	-22,2	-5430,0	-710,0	-5099,0	-538,0	-685,1	-6322,0	-555	
Residual	-1,97 x 10 ⁵	-13,8	-641,7	4,8	850,8	114,4	-158,1	807,1	-252	

As amplitudes de troca de água, nos períodos de enchente e de vazante, em maré viva foram superiores às campanhas em maré morta. Os prismas de enchente e de vazante correspondentes à condição de maré viva exibiram valores entre os 6 × 10⁷ m³ e 8,6 × 10⁷ m³, enquanto em maré morta variaram entre 3 × 10⁷ m³ e 4 × 10⁷ m³. Verificou-se também que as campanhas executadas na primavera e no verão apresentaram um comportamento dominado por enchente em termos de volume de água (importação), enquanto esse comportamento se reverteu para vazante nas restantes campanhas, indicando ter ocorrido exportação de massa de água.

Em relação aos balanços de massa é de referir que os transportes de enchente e de vazante corresponderam, em geral, a valores entre 1 a 2 ordens de grandeza do transporte

residual. Também é de salientar que para os nutrientes os transportes variaram entre as centenas de kg e as toneladas, para a clorofila *a*, entre dezenas e centenas de kg, enquanto que para os sólidos em suspensão entre dezenas a centenas de toneladas. Tal como para o prisma de maré, também se calculou o transporte residual de massa dos compostos analisados. Importa referir que apesar de nas quatro 1^{as} campanhas, embora a barra se tivesse comportado como barra de enchente, vários compostos foram exportados, enquanto nas 3 restantes apesar de globalmente exportar água também se verificou a importação de vários compostos como se descreve de seguida.

Na primeira campanha de primavera, a barra de Faro-Olhão importou clorofila *a* (26 kg, valor máximo importado), silicatos (170 kg), nitritos (26 kg), azoto inorgânico total (~ 44 kg) e uma quantidade bastante mais elevada de nitratos (572 kg). Por outro lado, exportou fosfatos (127 kg), amónia (555 kg) e sólidos em suspensão (135 toneladas). É de salientar que esta foi a campanha responsável pela exportação máxima de amónia.

Na segunda campanha o comportamento da barra foi um pouco diferente, sendo que ocorreu exportação global, com a exceção da clorofila *a* (~ 26 kg, quantidade bastante elevada e semelhante à 1^o campanha) e de fosfatos (~ 8 kg), que foram importados tal como o volume residual de água. Nesta campanha, ocorreu exportação de silicatos (~ 1 tonelada; exportação máxima), nitratos (276 kg), nitritos (12 kg), amónia (~ 203 kg), azoto inorgânico total (~ 492 kg) e de sólidos em suspensão (193 toneladas), dos quais 56 % corresponderam a fração orgânica (~ 100 toneladas). É de destacar que esta campanha foi a que refletiu a exportação máxima de silicatos e de nitratos.

Na semana seguinte (campanha primavera 3) a barra de Faro-Olhão permitiu a importação elevada de silicatos (294 kg), máxima de fosfatos (126 kg) e de sólidos em suspensão (28 toneladas), bem como uma menor quantidade de clorofila *a* (13 kg) comparativamente com a semana antecedente. Contrariamente ao prisma residual de maré positivo, nesta campanha ocorreu exportação de nitratos (~ 74 kg), nitritos (~ 19 kg, quantidade mais elevada), amónia (~ 16 kg, valor mais reduzido) e azoto inorgânico total (108 kg).

Em relação ao verão, independentemente do comportamento de enchente da barra, esta campanha apresentou uma exportação global de todos os compostos em análise, nomeadamente clorofila *a* (14 kg), silicatos (~ 1 tonelada), fosfatos (305 kg), nitratos (~ 113 kg), nitritos (~ 16 kg), amónia (~ 380 kg), azoto inorgânico total (508 kg) e sólidos em

suspensão (110 toneladas). A partir destes valores pode-se inferir que esta campanha foi a responsável pela exportação mais elevada de silicatos (valor semelhante à primavera 2), de fosfatos e de azoto inorgânico total.

Na primeira campanha de outono, em condição de maré morta, embora o comportamento da barra tenha sido dominante de vazante, com exportação de silicatos (68 kg), de amónia (~ 98 kg) e de azoto inorgânico total (~ 47 kg), ocorreu importação de clorofila *a* (2,4 kg), de fosfatos (~ 22 kg), de nitratos (43 kg), de nitritos (7 kg) e de sólidos em suspensão (4 toneladas), neste caso o valor mais baixo de todas as campanhas.

Na semana seguinte, a magnitude das trocas através da principal barra da Ria Formosa alterou-se, uma vez que foi verificada, maioritariamente, uma importação dos compostos. Para além da exportação de água, amónia (253 kg) e de sólidos em suspensão (210 toneladas), nesta campanha ocorreu uma importação ligeiramente mais elevada de clorofila *a* (4 kg) e uma importação máxima de silicatos (370 kg), nitratos (~ 1 tonelada) e de azoto inorgânico total (~ 1 tonelada), bem como de fosfatos (~ 93 kg) e nitritos (23 kg).

Na campanha de inverno, para além do prisma residual de água negativo, verificou-se também exportação de clorofila *a* (~ 14 kg), silicatos (~ 642 kg), amónia (158 kg) e máxima de sólidos em suspensão (252 toneladas). Destes últimos, 82 % corresponderam a fração inorgânica, o que representa ~ 200 toneladas de matéria mineral lançada para o oceano. Porém, verificou-se uma importação de fosfatos (~ 5 kg), nitratos (~ 851 kg), nitritos (114 kg, valor máximo) e azoto inorgânico total (807 kg).

É importante referir que, independentemente do prisma de maré residual da barra da Faro-Olhão, a amónia mostrou um comportamento persistente ao longo de todas as campanhas sazonais. Este nutriente azotado foi sempre exportado para o oceano costeiro a partir da Ria Formosa, bem como os sólidos em suspensão totais (exceto nas campanhas de maré morta). Além disso, observou-se que os restantes nutrientes também sofreram, por vezes, exportação para as águas costeiras, nomeadamente os nitratos (2^a e 3^a primavera e inverno), fosfatos (na primavera 1 e verão) e os silicatos (2^a primavera, verão, outono 1 e inverno). Relativamente à clorofila *a*, todas as campanhas foram responsáveis pela sua importação para dentro da Ria, exceto nas campanhas de inverno e verão, em que foi exportada. Em geral, verificou-se que as campanhas de primavera e verão exportaram quantidades significativas de nutrientes para a zona adjacente, em contrapartida com as campanhas de outono de inverno, em que importação dos compostos foi dominante.

Capítulo 4 - Discussão

As lagoas costeiras, dada a sua complexidade e interconetividade com o oceano costeiro, são sistemas peculiares e de grande valor que providenciam uma vasta gama de serviços a nível ecológico e socioeconómico. A ação do vento, ondas, marés e correntes são alguns dos processos naturais que influenciam estes ecossistemas costeiros (Bird, 2008). No sul de Portugal, a Ria Formosa é um dos ecossistemas com maior importância, dado que engloba uma grande diversidade de *habitats* e de organismos, usado também para diversas atividades humanas.

Este sistema lagunar costeiro, devido à sua localização, é bastante complexo e dinâmico, visto que integra uma série de interfaces entre ambientes, nomeadamente zona terrestre – lagunar, água – atmosfera e lagoa – oceano (Barbosa, 2010). Nesta última interface ocorre mistura entre a água da Ria e a do oceano costeiro, fazendo com que este ecossistema lagunar não apresente apenas características do seu próprio sistema, mas também é influenciado pelas condições ambientais de mesoescala que predominam no oceano adjacente devido ao efeito mareal que aqui se faz sentir (Alcântara *et al.*, 2012; Jacob *et al.*, 2014). Uma vez que os produtores primários são a base da teia trófica global e a sua distribuição é controlada por uma grande variedade de processos e parâmetros físico-químicos, é muito importante perceber e compreender a dinâmica desses parâmetros e os fatores que afetam a sua variabilidade e distribuição. Deste modo, este estudo pretendeu quantificar as trocas de água, nutrientes e matéria em suspensão (sólidos em suspensão e clorofila *a*) na principal barra da Ria Formosa em vários ciclos de maré, e perceber o seu papel na produtividade fotossintética neste sistema lagunar e no oceano adjacente e qual o impacto que a circulação de água nesta barra tem nestes transportes de massa. Esta investigação interdisciplinar nesta lagoa costeira é uma abordagem pioneira, que pretendeu aprofundar o conhecimento acerca da variabilidade dos parâmetros e a sua dinâmica a diferentes escalas temporais, nomeadamente em escala de curta duração (associado às marés quinzenais) e de longa duração (estações do ano). Além disso, para avaliar o impacto dos mecanismos forçadores que controlaram e influenciaram os transportes das massas de água na barra de Faro-Olhão, também foram consideradas as condições meteorológicas e oceanográficas que antecederam e/ou decorreram ao período das 7 campanhas realizadas na secção da principal barra.

O principal objetivo deste trabalho foi contribuir para a melhoria do conhecimento do papel da principal barra deste sistema, a barra de Faro-Olhão, a nível dos balanços de massa e

análise da influência das diferentes escalas temporais (maré e estações do ano) na sua variabilidade anual. Os dados do PCA mostraram que os 3 componentes principais explicam 75 % da variância dos dados. O fator principal, que explica 35,5% da variância, pode ser atribuído ao forçamento físico associado às condições meteorológicas e oceanográficas, particularmente afloramento costeiro e influência das chuvas, que se sobrepõem à variabilidade mareal observada. O segundo fator (25,5 % da variância) é explicado pelo ciclo de variabilidade fitoplanctónica, associada à disponibilidade de nutrientes e o terceiro fator (14,5% da variância) está associado à importância dos compostos de azoto e a sua relação com os processos biológicos. De seguida passa-se a explicar importância de cada um destes fatores para a variabilidade dos dados e da dinâmica dos parâmetros estudados.

4.1 - O papel dos mecanismos forçadores na variabilidade ao longo do ano e impacto nas trocas com o oceano

4.1.1 - A importância das marés nas trocas de massa entre a Barra Faro-Olhão e o Oceano

As marés quinzenais na Ria Formosa são um fator que promove a propagação das massas de água para o interior da Ria (Dias & Sousa, 2009) e influenciam a qualidade físico-química e biológica da água, bem como a dinâmica do material em suspensão e dissolvido, incluindo os nutrientes (Falcão & Vale, 1990; Malhadas *et al.*, 2010). Além disso, na zona das barras, as marés são mais acentuadas e com velocidades mais elevadas do que nos canais, particularmente na barra de Faro-Olhão, a mais importante do setor oeste, onde a magnitude do volume de água que é trocado em maré viva é substancialmente maior do que em maré morta (Dias & Sousa, 2009). No entanto, ambas as condições de maré têm forte influência na renovação de água (Ferreira *et al.*, 2005). Em condição de maré morta as correntes são notoriamente mais fracas quando comparadas com situações de maré viva, bem como a profundidade da coluna de água é mais reduzida em preia-mar (Dias & Sousa, 2009).

Dada a importância das marés semi-diurnas na renovação e nas características de água neste sistema lagunar (Newton & Mudge, 2003), a variabilidade dos dados físico-químicos nas 2 campanhas da primavera e outono exibiram comportamentos claros da influência da maré semi-diurna, para além da superimposição das condições atmosféricas e/ou oceanográficas que decorreram previamente e/ ou durante ao período das campanhas.

O padrão de distribuição dos nutrientes ao longo dos ciclos de maré, foi oposto ao da altura da maré, particularmente mais evidente em maré viva e para os fosfatos e silicatos

(Figuras 3.14 e 3.15, respetivamente). Este facto mostra o efeito de diluição aquando da entrada das águas oceânicas, que são normalmente mais pobres nestes nutrientes do que a Ria Formosa, exceto para os nitratos. Os aumentos de nutrientes em vazante podem dever-se à sua maior disponibilidade no interior da Ria Formosa e também devido a uma maior difusão a partir dos sedimentos (troca entre sedimento e coluna de água; Falcão & Vale, 1990), em particular quando a coluna de água é menos profunda. No entanto, a forte mistura e renovação em cada ciclo de maré, com entrada de volumes de água na ordem dos milhões de m³ de água (Tabela 3.1) e os reduzidos tempos de residência da água nas barras (0,5-2 dias em maré viva e morta, respetivamente; Tett *et al.*, 2003), fazem com que nas zonas de entrada da Ria Formosa o processo de eutrofização seja minimizado (Newton & Icely, 2006; Roselli *et al.*, 2013), facto que está expresso no valor do índice trófico TRIX, que classificou as águas desta barra como águas globalmente oligotróficas. O índice trófico foi ligeiramente mais elevado e característico de águas mesotróficas somente na 2^a campanha da primavera (Figura 3.33), dada a maior produtividade fitoplanctónica, como se viu pelos valores mais elevados de clorofila *a* (Figura 3.18). Aqui, as trocas de água durante os ciclos de maré são de fato eficientes, promovem uma mistura completa da coluna de água, mostrando-se uma massa de água homogénea, como se observou na análise dos perfis verticais e horizontais ao longo da coluna de água e da secção (Figuras 3.5 a 3.8). No entanto, neste sistema lagunar podem ser identificadas 5 massas de águas com características diferentes (Ferreira *et al.*, 2005), o que faz com que, globalmente, a Ria Formosa se possa considerar um sistema heterogéneo, em que as suas zonas mais interiores, onde o efeito de maré é mais reduzido, exibem características diferentes (Barbosa, 2010; Cravo *et al.*, 2015).

Comparando a qualidade de água da Ria Formosa com outro sistema lagunar em Portugal, como a Ria de Aveiro, verifica-se que esta última lagoa, que também é pouco profunda, tem sofrido uma degradação da qualidade da água devido ao aumento de pressão antropogénica (Lopes & Silva, 2006). Apesar de sofrer igualmente a influência de marés semi-diurnas (da Silva *et al.*, 2002; Lopes *et al.*, 2005), este sistema, ao contrário da Ria Formosa, encontra-se sob a influência de grandes descargas de águas fluviais, principalmente o rio Vouga (Saraiva *et al.*, 2007), em que a grande quantidade de nutrientes transportada pelos rios está associada à atividade pecuária desenvolvida a montante (da Silva *et al.*, 2002). Este enriquecimento de nutrientes derivado das atividades agrícolas e pecuárias, bem como dos esgotos domésticos e efluentes industriais, tem resultado num aumento do processo de eutrofização cultural nas últimas décadas na Ria de Aveiro (Lopes *et al.*, 2007). De fato, a

caracterização hidrológica (com base na salinidade e na temperatura da água) comprovou a existência de estratificação na Ria de Aveiro, com a exceção da foz da lagoa (Lopes & Dias, 2007). Um índice de classificação trófica foi aplicado a esta lagoa costeira, em que, com base na concentração de nutrientes e de clorofila *a*, indicou que o estado de qualidade na zona interior da Ria de Aveiro era “eutrófico” e nas zonas exteriores era “mesotrófico” (Lopes *et al.*, 2007), o que mostra que na barra em estudo, com classificação global de “oligotrófico”, a qualidade da água é melhor. Pode-se fazer também uma comparação com outras lagoas costeiras na bacia do Mediterrâneo, onde os regimes de maré são micromareais (Newton & Mudge, 2003; Cravo *et al.*, 2014), resultando numa reduzida influência da maré e da renovação de água. Ali, a troca de água com o oceano costeiro é limitada e, conjuntamente com o aumento excessivo de nutrientes devido à pressão das atividades agricultura, aquacultura e da precipitação, proporcionam estratificação da coluna de água (Orfanidis *et al.*, 2005), induzindo o desenvolvimento da eutrofização. A lagoa de Vassova (Orfanidis *et al.*, 2005), Lesina (Roselli *et al.*, 2009), Mar Menor (Perni & Martínez-Paz, 2013) e Sacca di Goro (Carafa *et al.*, 2006) são alguns exemplos destes sistemas lagunares, onde devido às pressões antropogénicas e ao fraco regime de marés, tem sido reportado o processo de eutrofização.

Neste estudo, as diferentes condições de maré, MM *vs.* MV, indiciam também que o tempo de residência de água pode ter bastante influência nos processos químicos e biológicos. Em MM, o tempo de residência e a estabilidade da coluna de água é maior e pode contribuir para uma maior eficiência dos processos biológicos, levando a uma maior remoção de nutrientes por consumo.

4.1.2 - O papel das condições meteorológicas/oceanográficas e influência nos processos biológicos e nas trocas entre a Ria Formosa e o Oceano

As variações das condições meteorológicas ao longo do ano, nomeadamente da direção do vento e da intensidade da radiação solar, são fatores que promovem o ciclo sazonal do crescimento de fitoplâncton (Lévy, 2008), bem como os parâmetros físico-químicos da qualidade da água.

As zonas costeiras caracterizadas pela ocorrência do afloramento costeiro são as regiões mais produtivas dos oceanos (Bakun *et al.*, 2010). Assim sendo, este fenómeno tem elevada importância biológica, visto que a ascensão das águas profundas ricas em nutrientes fertiliza os níveis mais superficiais da coluna de água, aumentando assim a produtividade dos

organismos fotossintéticos nas zonas costeiras (Hickey & Banas, 2003; Hutchings *et al.*, 1995; Relvas *et al.*, 2007; Bakun *et al.*, 2010).

A variação temporal da temperatura e da salinidade da água nas lagoas costeiras, quer ao longo dos ciclos de maré quer entre estações do ano, pode ser influenciada por vários fatores, tal como as condições climáticas regionais (e os regimes de evaporação/precipitação; Sumner & Belaine, 2005), as características hidrográficas da lagoa, as marés e o volume de água trocado. A temperatura da água na Barra Faro-Olhão apresentou valores, genericamente, mais elevados nas campanhas realizadas em condições de maré morta e no período de baixa-mar, exceto na campanha de outono em MV (Figura 3.9). Este fato deve-se à baixa profundidade da coluna de água em baixa-mar, e ao maior tempo de residência das águas dentro da lagoa em situação de maré morta (correntes mais fracas; Dias & Sousa, 2009), que conduz ao aquecimento da água, apesar de também ocorrer influência da hora do dia. Entre as campanhas da primavera ocorreu um aumento de temperatura de cerca de 4 °C da 1ª para a 2ª campanha (Figura 3.9), uma vez que na última já não se fez sentir o efeito de afloramento costeiro, mas sim o relaxamento do vento e a progressão da contracorrente costeira (Figura 3.3 c). A alternância destes dois processos oceanográficos é recorrentemente observada na baía do Golfo de Cádiz (Garel *et al.*, 2016), dependendo exclusivamente da intensidade e da direção dos ventos. A dominância de ventos com componente oeste na costa Sul de Portugal é associada ao afloramento costeiro, enquanto o seu relaxamento ou ventos com componente de este, é associado à contracorrente costeira (Relvas *et al.*, 2002; Garcia-Lafuente *et al.*, 2006; Garel *et al.*, 2016). Com predominância de vento oeste, pode ocorrer propagação do afloramento costeiro ao longo de toda a costa sul portuguesa (García-Lafuente *et al.*, 2006), apesar de mais recorrente na região oeste, desde o cabo de São Vicente até ao cabo de Santa Maria (Relvas & Barton, 2002). Entre as 2 campanhas de outono foi notória a diminuição da temperatura da água em quase 5 graus, não só através das imagens de satélite (Figura 3.4), mas também através dos registos dos PT's (Figura 3.2), devido a um evento de afloramento intenso. Na 1ª campanha de outono em MM a temperatura foi elevada (~ 21 °C), típica de final de verão, com forte influência da contracorrente costeira, originária do Golfo de Cádiz (Figura 3.4 a).

A variação da temperatura ao longo do ano seguiu o ciclo sazonal, em que os valores mais elevados e reduzidos foram obtidos nas campanhas de verão e inverno, respetivamente, mas os dados provaram que desde que haja vento favorável, o afloramento costeiro é um processo recorrente e mais frequente do que se pensava.

A salinidade na Barra Faro-Olhão, apresentou sempre valores típicos de águas oceânicas (~35 – 36; Figura 3.21), tal como referido por vários autores (Newton & Mudge, 2003; Falcão & Vale, 2003; Barbosa, 2010; Domingues *et al.*, 2015; Malta *et al.*, 2016) e seguiu a variação da temperatura em todas as campanhas, com a exceção da 2^a campanha de primavera e inverno. Nestas duas campanhas a salinidade foi inferior a 36 refletindo a influência da precipitação que ocorreu antes das amostragens. Os valores de salinidade mais elevados coincidiram com os valores de temperatura mais elevados (verão e outono - MM), indicando a relevância do processo de evaporação/precipitação na variabilidade desta variável e também a influência da água mais quente e salina que recircula a partir do Golfo de Cádiz, como se pode ver nas imagens de satélite (Figuras 3.3 e 3.4). Da mesma maneira, a variabilidade entre as campanhas outonais respondeu aos dois processos oceanográficos de mesoescala dominantes que ocorreram na zona costeira adjacente à Ria Formosa nessas duas semanas consecutivas, e que por efeito da maré alterou as propriedades das águas na Barra de Faro-Olhão. Na campanha de outono, em MM, a água foi caracterizada por ser quente, salina e oligotrófica (pobre em nutrientes), típica de final de verão, e originária do Golfo de Cádiz (Navarro *et al.*, 2006). Na 2^a campanha a salinidade e a temperatura diminuíram significativamente por arrefecimento devido à ocorrência de afloramento costeiro durante a campanha (Figura 3.4 b), como anteriormente referido. O facto de se terem observado os eventos de afloramento costeiro (nas campanhas de primavera - MV, outono - MM e inverno) em fases diferentes do seu desenvolvimento, teve repercussão nos outros parâmetros, como se demonstra de seguida.

A percentagem de saturação de oxigénio é um parâmetro que está fortemente relacionado e dependente dos processos biológicos do sistema, nomeadamente da fotossíntese e da respiração dos organismos (Roegner *et al.*, 2011). As campanhas apresentaram valores de supersaturação de oxigénio, exceto na última de outono, uma vez que durante o evento de afloramento costeiro (Figura 3.4 b) a água que surgiu à superfície vinda de níveis mais profundos é menos oxigenada (Roegner *et al.*, 2011) e como não houve relaxamento de vento, não ocorreram condições propícias para o desenvolvimento do fitoplâncton, que precisa de estabilidade na coluna de água (Wilkerson *et al.*, 2006). Os valores foram semelhantes entre as duas campanhas da primavera (maio) e superiores às de outono, estando associados ao aumento típico da produtividade primária durante a primavera (Weisse *et al.*, 1990). Nestas campanhas, bem como no verão, a concentração foi aumentando ao longo do dia, coincidindo

com o período da preia-mar, assinalando não só o papel essencial da fotossíntese na oxigenação das águas, mas também a influência das águas marinhas mais oxigenadas.

Os nutrientes são também bastante influenciados pela produtividade primária, uma vez que são elementos essenciais para o desenvolvimento fitoplanctónico (Laufkötter *et al.*, 2015), como ficou patente na análise de componentes principais (Figura 3.31). Entre as campanhas da primavera em MV e MM os nutrientes diminuíram, sugerindo o consumo contínuo durante a semana que decorreu entre essas campanhas. A variabilidade nesta condição de maré morta deve-se ao maior tempo de residência da água, induzindo uma intensificação dos processos biológicos (consumo contínuo dos nutrientes), ou à reversão das condições meteorológicas/oceanográficas, em que se deixou de sentir o afloramento costeiro e passou a haver uma maior influência da água do Golfo Cádiz (mais pobre em nutrientes; Navarro *et al.*, 2006) (Figura 3.3 c). Entre as campanhas outonais ocorreu um aumento da disponibilidade de nutrientes, particularmente de nitratos, mas também de amónia, silicatos e fosfatos, associada ao afloramento costeiro (Figura 3.4 b), tal como foi observado no inverno, apesar deste processo durante esta campanha referida em último se encontrar numa fase menos intensa do seu desenvolvimento (Figura 3.4 c). No entanto, a campanha de inverno foi realizada após um período de precipitação, que também terá contribuído para aumentar a drenagem e escoamento de terra, levando a um aumento da concentração de nitratos. Na campanha de verão, obtiveram-se as concentrações de nutrientes mais reduzidas, sugerindo o seu consumo sucessivo desde a estação da primavera.

A variabilidade e a disponibilidade dos nutrientes, bem como as condições que prevaleceram previamente e durante as campanhas refletiram-se nas razões entre nutrientes. A razão N:P foi, em geral, inferior a 16, indicando a limitação de azoto como é típico de águas costeiras (Howarth & Marino, 2006) e também na Ria Formosa (Newton & Mudge, 2005). A exceção correspondeu às campanhas de outono - MV e inverno. Nestas duas últimas campanhas ocorreu limitação de fósforo, uma vez que a disponibilidade de N aumentou devido aos processos oceanográficos e meteorológicos dominantes (afloramento costeiro e/ou precipitação). Relativamente à razão N:Si, particularmente na primavera em MV (maio) a limitação de silicatos pode estar associada ao “bloom” primaveril, observado na costa e ao largo (Figura 3.3 b), e expresso pelo máximo de clorofila *a* (Figura 3.18). Tal sugere que as diatomáceas podem ter sido dominantes visto que são dos principais grupos dominantes no aumento da produtividade primária associada ao afloramento costeiro (Wefer & Fisher, 1993; Abrantes & Moita, 1997; Moita, 2001). O aumento da população destes organismos

fitoplânctônicos pode explicar a diminuição dos silicatos na água, visto que estes incorporam este nutriente nas suas frústulas (Ittekkot, 2000; Loureiro *et al.*, 2006). Na campanha seguinte, em MM, o tempo de residência foi maior, o que pode ter contribuído para uma maior remoção de N por consumo, que se torna limitante, numa altura em que, por coincidência, houve um maior contributo da água do Golfo de Cádiz (Figura 3.3 c), em geral, pobre em N e em clorofila *a* (Navarro *et al.*, 2006), tal como observado na 1ª campanha de outono (Figura 3.4 a).

4.2 - A importância do ciclo do azoto nos processos biológicos na Barra Faro-Olhão

O terceiro fator que explica a variabilidade dos dados foi associado à importância do ciclo do azoto, particularmente pelo comportamento oposto entre amónia e nitratos na 2ª campanha da primavera, quando a clorofila *a* foi máxima. A redução de nitratos pode resultar do fato destes poderem estar associados a um aumento de produtividade primária (fotossíntese). Por outro lado, os valores mais elevados da amónia podem dever-se a uma atividade biológica associado ao processo de respiração, já que a amónia é um dos produtos finais da decomposição da matéria orgânica (Lopes *et al.*, 2005). O fato de ter ocorrido um aumento de fitoplâncton (como expresso pela clorofila *a*) pode ter induzido um aumento de zooplâncton e/ou outros níveis tróficos, quando pode ter ocorrido uma intensificação da remineralização da matéria orgânica e aumento dos produtos de excreção, que pode estar refletido na máxima fração orgânica dos sólidos em suspensão (> 50%). Este foi o único nutriente em que a Ria Formosa revelou ser uma fonte persistente, sendo exportado através da barra para a zona costeira em qualquer uma das campanhas realizadas (Tabela 3.1), revelando que a quantidade de matéria orgânica dentro da Ria é superior à de fora, como resultado duma maior produtividade biológica aí existente. Por outro lado, a amónia em contato com águas oceânicas e bem oxigenadas tende a sofrer rápida nitrificação (oxidação em nitrito e, sucessivamente, em nitrato; Libes, 1992), diminuindo assim a disponibilidade deste nutriente nas águas adjacentes.

4.3 - O papel das trocas entre a Ria Formosa e o oceano adjacente e seu impacto na produtividade biológica

Processos como as marés e o vento são fatores que necessitam de ser compreendidos na análise da dinâmica de massas nestes sistemas, visto que influenciam fortemente as trocas de matéria em suspensão (sólidos em suspensão, clorofila *a*), nutrientes, bem como de organismos entre a lagoa e a zona costeira adjacente (Canu *et al.*, 2003; Roselli *et al.*, 2013).

Neste estudo, a variabilidade dos transportes de massa (Tabela 3.1) indicou que a variação dos parâmetros depende das flutuações temporais de mesoescala, nomeadamente das diferentes condições de maré quinzenais (maré viva *vs.* maré morta). A maior variabilidade associada às marés quinzenais foi evidente durante as marés vivas, visto que nesta condição de maré os volumes das trocas de água são máximos. Particularmente, as estimativas das trocas de massa com o oceano costeiro através da barra de Faro-Olhão evidenciaram que a Ria Formosa não deve ser caracterizada por ter um fluxo consistentemente de enchente (importação) (Pacheco *et al.*, 2010), visto que foram observados comportamentos opostos (importação e exportação) em diferentes campanhas. As campanhas da primavera foram dominadas por um fluxo de enchente, contrariamente às outonais. Os diferentes balanços de massa entre as campanhas da primavera e de outono mostraram que as condições oceanográficas que prevaleceram associadas ao afloramento costeiro, em particular na 1ª campanha da primavera (7 maio) e na 2ª do outono, influenciaram fortemente a dinâmica da matéria e aumentaram a disponibilidade de nutrientes, influenciando a produtividade primária dentro da Ria e ao largo da costa.

Os balanços de massa estimados para as várias campanhas mostram que a Ria Formosa é mais produtiva na primavera, visto que, contrariamente ao prisma residual de maré (de importação de água) ocorreu exportação de quantidades importantes (Tabela 3.1) de nutrientes que fertilizaram a zona costeira adjacente. Na 1ª campanha a importação de matéria (fosfatos e clorofila *a*) parece estar associada ao afloramento costeiro, indicando que este sistema beneficia da disponibilidade de nutrientes e de fitoplâncton da zona costeira, que posteriormente pela entrada da maré vem fertilizar mais este sistema, que se reconhece como produtivo (Gamito & Erzini, 2005; Newton & Icelly, 2006). Isto mostra a importância dos processos oceanográficos e a sua interligação aos processos biológicos. Na 2ª campanha da primavera (7 maio), como já referido, houve uma exportação de matéria expressiva que pode refletir a biomassa de organismos fotossintéticos e excreções associadas à elevada produtividade biológica, onde ~100 ton de matéria orgânica foi exportada para o oceano. No verão, as concentrações de nutrientes baixaram, tal como a clorofila *a* por limitação dos nutrientes. No entanto a nível de transportes, apesar do prisma residual ser de enchente, houve uma exportação global de todos os compostos, incluindo clorofila *a*, que não foi observada nas campanhas de primavera. Este comportamento revela o importante papel desta barra na fertilização do oceano adjacente numa altura em que a produtividade biológica, em geral, foi baixa, mas mesmo assim, mais elevada dentro da Ria Formosa. Como as condições de verão

quente se estenderam até à 1^a campanha de outono, a densidade fitoplantónica e os níveis dos nutrientes foram baixos por consumo contínuo, o que se refletiu nas trocas, que foram as mais baixas de todas as campanhas, também potenciado pelo fato de se tratar de uma maré morta. De forma oposta, devido ao afloramento costeiro que ocorreu na semana seguinte, verificou-se uma importação de grandes quantidades de nutrientes (silicatos, fosfatos e nitratos), independentemente do prisma de maré ser de vazante, e que após relaxamento de vento, promoveu o crescimento do fitoplâncton como se pode constatar na imagem de satélite que engloba um período após a campanha (Figura 3.4 c). Em contrapartida, na campanha de inverno, para além do comportamento de vazante, as escorrências de terra devido à precipitação ocorrida previamente à campanha resultaram na exportação, não só de amónia e de sólidos em suspensão, maioritariamente de fração mineral, mas também de uma quantidade relevante de silicatos. No entanto, como também se observou influência de afloramento costeiro nesta campanha, ocorreu importação de nitratos. Os balanços de massa de clorofila *a* no inverno foram significativamente superiores aos do outono, refletindo a sua exportação e uma maior disponibilidade de nutrientes e de condições favoráveis ao desenvolvimento dos organismos fitoplânctónicos no interior da Ria Formosa. É de salientar que esta campanha foi realizada perto da estação da primavera, e como se pode ver na imagem de satélite (Figura 3.4 c) os valores de clorofila *a* na zona costeira podem considerar-se elevados ($> 2 \mu\text{g/L}$) e típicos de “bloom” primaveril. De fato, importação de nitratos, fosfatos e clorofila *a* e exportação de silicatos e amónia através das barras da ria Formosa já foram também identificadas por outros autores neste sistema lagunar (Falcão & Vale, 2003, Newton & Mudge, 2005, Alcântara *et al.*, 2012).

Resumindo, os transportes de massa refletiram a influência da variabilidade ao longo do ano, dos mecanismos forçadores de mesoescala que prevaleceram no oceano costeiro, bem como das condições meteorológicas que se fizeram sentir neste sistema lagunar. Neste estudo, nas campanhas da primavera e verão a Ria Formosa caracterizou-se por ser fonte de matéria para a zona costeira e por aumentar a sua produtividade devido às maiores quantidades de nutrientes e de matéria que exportaram, independentemente do prisma residual de maré. Com comportamento oposto, a campanha de outono em afloramento costeiro foi caracterizada por uma estimulação da fertilização da Ria Formosa, refletida pela importação de elevadas quantidades de nutrientes. No inverno, as escorrências de terra devido à precipitação ocorrida antes da campanha resultaram na exportação de sólidos em suspensão, maioritariamente matéria mineral, e o afloramento que também se sentiu nessa campanha foi responsável pela

elevada quantidade de nitratos importados para a Ria Formosa. Assim, foi possível verificar que, apesar de existir um sinal estacional ao longo do ano, houve sobreposição de forçamento meteorológico e de eventos de mesoescala no oceano adjacente que prevaleceram sobre a dinâmica das trocas de massa entre a Barra Faro-Olhão e o oceano costeiro.

Comparando os valores de transporte de massa de água obtidos neste estudo com uma publicação recente (Malta *et al.*, 2016), verificaram-se diferenças nítidas na ordem de grandeza dos balanços de massa de clorofila *a* e de nutrientes referidos por estes autores, recolhidos em 2006 e 2007. Os dados de velocidade utilizados para o cálculo dos balanços de massa do artigo referido e os valores dos prismas de maré residuais encontra-se dentro na mesma ordem de grandeza que os obtidos neste estudo e as concentrações de nutrientes, sólidos em suspensão e clorofila *a* são semelhantes ou ligeiramente superiores. Contudo, as trocas de massa de clorofila *a* apresentaram uma discrepância significativa em cenários semelhantes e comparáveis (inverno com influência de chuva e verão), dado que o transporte residual foi na ordem de grandeza das toneladas (Verão: -3,96 t; Inverno: 1,21 t; Malta *et al.*, 2016), contrariamente aos cálculos deste trabalho (Verão: -14,3 kg; Inverno: -13,8 kg). Em relação ao azoto inorgânico total foi possível verificar o mesmo comportamento, em que para esses autores (Malta *et al.*, 2016) o verão e o inverno apresentaram -288 t e 252 t, respetivamente, enquanto que no presente estudo os valores de massa residual para este mesmo composto foram de -508 kg e 807 kg, respetivamente. A incompatibilidade destes resultados não parece poder ser justificada por alteração da interconectividade que existe entre as três barras do setor oeste da Ria Formosa (Fabião *et al.*, 2016) e a sua constante evolução morfológica das barras (Vila-Concejo *et al.*, 2002, 2006; Pacheco *et al.*, 2010), já que os padrões hidrodinâmicos deste complexo sistema lagunar não parecem ter mudado drasticamente nos últimos 10 anos. No entanto, visto que os primas de maré apresentaram a mesma ordem de grandeza (10^6 e 10^7 m³), há pouca probabilidade que tal diferença esteja associada ao cálculo do caudal. Devido à ausência da descrição do método de cálculo utilizado pelos autores para obter os balanços de massa, não foi possível assegurar com alguma confiança como estes valores foram calculados, o que não permite uma comparação fiável entre estes dois trabalhos.

Capítulo 5 - Conclusões

A Ria Formosa é um sistema hidrodinâmico de alta complexidade e diferenças temporais das características da água e dos transportes de massa podem ser esperados em diferentes escalas (mareais, estacionais e interanuais) devido não só a mudanças na configuração morfológica das barras e nos canais intercomunicantes, em constante evolução, mas também devido a alterações nos processos biológicos e químicos (incluindo o ciclo dos nutrientes). Os dados obtidos são representativos apenas das condições estudadas na barra Faro-Olhão e as conclusões não podem ser generalizadas para a Ria Formosa. A alteração do comportamento desta barra, com prismas residuais de enchente e vazante nas diversas campanhas ilustram a variabilidade dos padrões de interconetividade de circulação entre as 3 barras do setor oeste, que podem alterar-se ao longo do tempo.

Apesar de haver uma certa variabilidade estacional associada ao ciclo de produtividade biológica, a variabilidade das propriedades hidrográficas na barra Faro-Olhão mostraram que também depende da dinâmica de marés, particularmente em condições de maré viva, proporcionado pela mistura e efeito de diluição com as águas oceânicas adjacentes, juntamente com o forçamento atmosférico e eventos oceânicos de mesoescala. A classificação do estado trófico das 7 campanhas indicou a qualidade da água desta barra como muito boa (oligotrófica), exceto na campanha da primavera em MV (maio), que foi mesotrófica, devido à atividade máxima do fitoplâncton.

Os dados mostram ainda que, particularmente durante a primavera e verão, ocorreu uma exportação importante de matéria: nutrientes, clorofila *a* e matéria orgânica (máximo ~100 ton) a partir da Ria Formosa, que deverá ter fertilizado a zona costeira adjacente. A amónia é o único nutriente que foi sempre exportado pela Ria Formosa, mostrando a importância da degradação da matéria orgânica no interior deste sistema de elevada produtividade biológica. Contudo, estes dados também mostram que as águas costeiras podem fertilizar a Ria Formosa, através da importação de nutrientes, em particular de nitratos e fitoplâncton, após eventos de afloramento costeiro, que ocorreram de forma mais intensa na campanha de outono em maré viva. No inverno, após precipitação ocorreu exportação de alguns nutrientes (amónia e silicatos), clorofila *a* e uma quantidade substancial de matéria mineral (~200 ton). No entanto, durante este período também foi sentida a influência de afloramento costeiro, que condicionou uma importação expressiva de nitratos. Estes eventos de afloramento costeiro mostraram ter forte impacto sobre as trocas de nutrientes, sólidos em

suspensão e clorofila *a*, particularmente em maré viva (maiores volumes de água trocada), contribuindo para potenciar ainda mais a produtividade biológica da Ria Formosa.

Na costa sul, o forçamento do vento é o mecanismo favorável ao afloramento costeiro, mas após um período de relaxamento há um aumento da densidade fitoplantónica. Estes eventos de mesoescala na costa sul de Portugal, apesar de mais recorrentes no período de maio a outubro, podem ser mais frequentes do que se poderia esperar, tal como se observou também na estação de inverno, desde que ocorram ventos favoráveis com componente de oeste persistente e com determinada intensidade durante alguns dias.

Dada a complexidade do sistema de ilhas-barreira da Ria Formosa, existe uma necessidade de aprofundamento do seu conhecimento e do seu funcionamento. Com base em mais estudos de observação/monitorização acoplados a estudos de circulação hidrodinâmica das zonas interiores da Ria Formosa, e a partir do desenvolvimento de modelos que englobem a hidrodinâmica e a biogeoquímica, será possível compreender este ecossistema heterogéneo, na sua globalidade. A Ria Formosa, tal como as zonas do sul da Europa, encontra-se vulnerável às pressões antropogénicas e às alterações climáticas inerentes (IPCC, 2007), que podem conduzir a um aumento da disponibilidade de nutrientes/matéria orgânica, por intensificação do afloramento costeiro ou por drenagem terrestre, tal como um aumento do nível médio do mar. Assim, os resultados deste trabalho poderão ser muito úteis e utilizados como dados de referência para previsão de cenários futuros. O conhecimento interdisciplinar deste sistema permitirá a definição e compreensão dos seus padrões funcionais, de modo a ser possível prever futuros impactos sobre os serviços prestados por este ecossistema. Este também será um ponto de partida para contribuir para que, no âmbito da Diretiva Quadro da Estratégia Marinha e da Diretiva Quadro da Água, se atinja e preserve o bom estado ambiental e ecológico, respetivamente, da Ria Formosa.

Capítulo 6 - Referências bibliográficas

- Abrantes, F. & Moita, M. T., 1999. Water column and recent sediment data on diatoms and coccolithophorids, off Portugal, confirm sediment record of upwelling events. *Oceanologica Acta*, 22 (1), 67-84;
- Alcântara, P., Cravo, A., Jacob, J., 2012. Variability of nutrients and chlorophyll. *Ciencias Marinas*, 38 (April 2009), 161 – 176;
- Aliaume, C., Do Chi, T., Viaroli, P., Zaldivar, J. M., 2007. Coastal lagoons of Southern Europe: recent changes and future scenarios. *Transitional Waters Monographs*, 1(1), 1–12;
- Anthony, A., Atwood, J., August, P., Byron, C., Cobb, S., Foster, C., Vinhateiro, N., 2009. Coastal Lagoons and Climate Change: Ecological and Social Ramifications in U. S. Atlantic and Gulf Coast Ecosystems. *Ecology and Society*, 14(1), 8;
- APHA, A., 2002. WPCF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. *Amer. Public Health Assoc., Washington, DC*;
- Bakun, A., Field, D. B., Redondo-Rodriguez, A. N. A., & Weeks, S. J., 2010. Greenhouse gas, upwelling-favorable winds, and the future of coastal ocean upwelling ecosystems. *Global Change Biology*, 16 (4), 1213-1228;
- Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., García, M., Mangialajo, L., de Torres, M., 2007. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1–6), 172–180;
- Barbosa, A. B., 2010. Variability of Planktonic Microbes in a Mesotidal. Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change, 335 – 366;
- Barbosa, A. M. B., 2006. Estrutura e dinâmica da teia alimentar microbiana na Ria Formosa. Tese Para a Obtenção Do Grau de Doutor No Ramo de Ciências Do Mar, Especialidade de Oceanografia, Universidade do Algarve;
- Barnes, R.S.K., 1980. Coastal Lagoons. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 160 pp;
- Bendsneider, K. & Robinson, R. J., 1952. A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea-water. *Journal of Marine Research*, 11, 87-96;
- Bettencourt, a M., Bricker, S. B., Ferreira, J. G., Franco, A., Marques, J. C., Melo, J. J., Wolff, W. J., 2004. Typology and reference conditions for Portuguese transitional and coastal waters, 98;
- Bird, E., 2008. Coastal geomorphology: an introduction (Second). *John Wiley & Sons, Ltd.* Retrieved from <http://discovery.ucl.ac.uk/1319700/>;
- Bricker, S. B., Ferreira, J. G., Simas, T., 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*, 169(1), 39–60;
- Bricker, S.B., C.G. Clement, D.E. Pirhalla, S.P. Orlando, and D.R.G. Farrow. 1999. National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science. *Silver Spring, MD*: 71 pp. Canu, D. M., Solidoro, C., & Umgiesser, G., 2003. Modelling the responses of the Lagoon of Venice ecosystem to variations in physical forcings. *Ecological Modelling*, 170(2), 265-289;

- Brito, A., Newton, A., Tett, P., Fernandes, T. F., 2010. Sediment and water nutrients and microalgae in a coastal shallow lagoon, Ria Formosa (Portugal): implications for the Water Framework Directive. *Journal of Environmental Monitoring: JEM*, 12 (1), 318–328;
- Carafa, R., Marinov, D., Dueri, S., Wollgast, J., Ligthart, J., Canuti, E., Zaldívar, J. M., 2006. A 3D hydrodynamic fate and transport model for herbicides in Sacca di Goro coastal lagoon (Northern Adriatic). *Marine Pollution Bulletin*, 52(10), 1231-1248;
- Cervantes-Duarte, R., Prego, R., López-López, S., Aguirre-Bahena, F., Ospina-Alvarez, N., 2013. Annual patterns of nutrients and chlorophyll in a subtropical coastal lagoon under the upwelling influence (SW of Baja-California Peninsula). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 120 (January 2016), 54 – 63;
- Cravo, A., Cardeira, S., Pereira, C., Rosa, M., Alcântara, P., Madureira, M., Jacob, J., 2014. Exchanges of nutrients and chlorophyll a through two inlets of Ria Formosa, South of Portugal, during coastal upwelling events. *Journal of Sea Research*, 93, 63 – 74;
- Cravo, A., Cardeira, S., Pereira, C., Rosa, M., Madureira, M., Rita, F., Jacob, J., 2013. Nutrients and particulate matter exchanges through the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal. *Journal of Coastal Research*, (SPEC. ISSUE 65), 1999–2004;
- Cravo, A., Fernandes, D., Damião, T., Pereira, C., Reis, M. P., 2015. Determining the footprint of sewage discharges in a coastal lagoon in South-Western Europe. *Marine Pollution Bulletin*, 96(1–2), 197–209;
- Cravo, A., Relvas, P., Cardeira, S., Rita, F., Madureira, M., & Sánchez, R., 2010. An upwelling filament off southwest Iberia: Effect on the chlorophyll *a* and nutrient export. *Continental Shelf Research*, 30(15), 1601–1613;
- Da Silva, J. F., Duck, R. W., Hopkins, T. S., Rodrigues, M., 2002. Evaluation of the nutrient inputs to a coastal lagoon: the case of the Ria de Aveiro, Portugal. In *Nutrients and Eutrophication in Estuaries and Coastal Waters* (pp. 379-385). Springer Netherlands;
- Dias, J. A., 1988. Aspectos Geológicos do Litoral Algarvio. *Genovas (Lisboa)*, 10 (1), 113 – 128.
- Dias, J. M. A., Boski, T., Rodrigues, A., Magalhães, F., 2000. Coast line evolution in Portugal since the Last Glacial Maximum until present - A synthesis. *Marine Geology*, 170 (1 – 2), 177–186;
- Dias, J. M., & Sousa, M. C., 2009. Numerical modeling of Ria Formosa tidal dynamics. *Journal of Coastal Research*, 1345-1349;
- Dias, J. M., Sousa, M. C., Bertin, X., Fortunato, A. B., Oliveira, A., 2009. Numerical modeling of the impact of the Ancão Inlet relocation (Ria Formosa, Portugal). *Environmental Modelling and Software*, 24(6), 711–725;
- Domingues, R. B., Guerra, C. C., Barbosa, A. B., & Galvão, H. M., 2015. Are nutrients and light limiting summer phytoplankton in a temperate coastal lagoon? *Aquatic Ecology*, 49(2), 127-146;
- Duck, R. W., & da Silva, J. F., 2012. Coastal lagoons and their evolution: A hydromorphological perspective. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 110, 2–14;
- Duran-Matute, M., & Gerkema, T., 2015. Calculating residual flows through a multiple-inlet system: the conundrum of the tidal period. *Ocean Dynamics*, 65(11), 1461–1475;

- Fabião, J. P. F., Rodrigues, M. F. G., Fortunato, A. B., Jacob, J. M. Q. de B., & Cravo, A. M. F., 2016. Water exchanges between a multi-inlet lagoon and the ocean: the role of forcing mechanisms. *Ocean Dynamics*, 66(2), 173–194;
- Falcao, M. & Vale, C., 1990. Study of the Ria Formosa ecosystem: benthic nutrient remineralization and tidal variability of nutrients in the water. *Hydrobiologia*, 207(1), 137–146;
- Falcão, M. & Vale, C., 2003. Nutrient dynamics in a coastal lagoon (Ria Formosa, Portugal): The importance of lagoon–sea water exchanges on the biological productivity. *Ciencias Marinas*, 29(3), 425–433;
- Ferreira, J. G., Bettencourt, A., Bricker, S. B., Marques, J. C., Newton, A., Nobre, A., Wolff, W. J., 2005. Water Framework Directive – Transitional and Coastal Waters Proposal for the definition of water bodies;
- Ferreira, J. G., Simas, T., Nobre, A., Silva, M. C., Shifferegger, K., & Lencart-Silva, J., 2003. Identification of sensitive areas and vulnerable zones in transitional and coastal Portuguese systems. Application of the United States National Estuarine Eutrophication Assessment to the Minho, Lima, Douro, Ria de Aveiro, Mondego, Tagus, Sado, Mira, Ria. INAG and IMAR, 79–94. Retrieved from [http://www.eutro.org/documents/NEEA Portugal.pdf](http://www.eutro.org/documents/NEEA_Portugal.pdf);
- Ferreira, Ó., Matias, A., Pacheco, A., 2016. The East Coast of Algarve: a Barrier Island Dominated Coast. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*, 1 – 11;
- Gamito, S. & Erzini, K., 2005. Trophic food web and ecosystem attributes of a water reservoir of the Ria Formosa (south Portugal). *Ecological Modelling*, 181(4), 509-520;
- García-Lafuente, J., Delgado, J., Criado-Aldeanueva, F., Bruno, M., del Río, J., Miguel Vargas, J., 2006. Water mass circulation on the continental shelf of the Gulf of Cádiz. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 53(11–13), 1182–1197.
- Garel, E., Laiz, I., Drago, T., Relvas, P., 2016. Characterisation of coastal counter-currents on the inner shelf of the Gulf of Cadiz. *Journal of Marine Systems*, 155, 19-34;
- Gari, S. R., Newton, A., Icely, J., & Lowe, C. D., 2014. Testing the application of the systems approach framework (SAF) for the management of eutrophication in the Ria Formosa. *Marine Policy*, 43 (January), 40–45;
- Grasshoff, K., Erkhart, M. and Kremling, K., 1983. *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, New York, 419 pp;
- Hickey, B. M. & Banas, N. S., 2003. Oceanography of the US Pacific Northwest coastal ocean and estuaries with application to coastal ecology. *Estuaries*, 26(4), 1010-1031;
- Howarth, R. W. & Marino, R., 2006. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, 51(1part2), 364-376;
- Hutchings, L., Pitcher, G. C., Probyn, T. A., Bailey, G. W., 1995. The chemical and biological consequences of coastal upwelling. *Environmental sciences research reports*, 18, 65-82;
- Instituto de Meteorologia, 2010. Boletim Climatológico Anual - Ano 2010 Resumo Anual., (351), 12;

- IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp;
- Ittekkot, V., Humborg C., Schafer, P., 2000. Hydrological Alterations and Marine Biogeochemistry: A Silicate Issue? *BioScience*, 50 (9): 776-782;
- Jacob, J. & Cravo, A., 2014. Evolution of the tidal prisms at the inlets of the western sector of Ria Formosa before the recolonization of the Ancão inlet in November 2015. *4^{as} Jornadas de Engenharia Hidrográfica*, 207-210;
- Jacob, J., Carneira, S., Rodrigues, M., Bruneau, N., Azevedo, A., André, B. F., Cravo, A., 2013. Experimental and numerical study of the hydrodynamics of the western sector of Ria Formosa. *Journal of Coastal Research, Special Issue*, (65), 2011–2016;
- Jacob, J., Simões, N., Cravo, A., 2014. Influência e propagação no interior da Ria Formosa dos processos oceanográficos de mesoescala na costa sul de Portugal. *3^{as} Jornadas de Engenharia Hidrográfica*, 171-174;
- Joos, F., Plattner, G.-K., Stocker, T. F., Körtzinger, A., Wallace, D. W. R., 2003. Trends in marine dissolved oxygen: Implications for ocean circulation changes and the carbon budget. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 84(21), 197;
- Justic, D., Rabalais, N. N., Turner, R. E., 1996. Effects of climate change on hypoxia in coastal waters: A doubled CO₂ scenario for the northern Gulf of Mexico. *Limnology and Oceanography*, 41, 992-1003;
- Kaiser, M. J., Attrill, M. J., Jennings, S., Thomas, D. N., Barnes, D. K. A., Brierley, A. S., Hiddink, J. G., Kaartokallio, H., Polunin, N. V. C., Raffaelli, D. G., 2011. *Marine Ecology: processes, systems and impacts*, 2nd Ed., Oxford University Press, 501 p;
- Kjerfve, B., & Magill, K. E., 1989. Geographic and hydrodynamic characteristics of shallow coastal lagoons. *Marine Geology*, 88(3–4), 187–199;
- Kjerfve, B., 1986. Comparative Oceanography of Coastal Lagoons. *Estuarine variability*. Academic Press, New York;
- Kjerfve, B., 1994. Coastal lagoons. *Elsevier Oceanography Series*, 60(1952), 1–8;
- Laufkötter, C., Vogt, M., Gruber, N., Aita-Noguchi, M., Aumont, O., Bopp, L., Völker, C., 2015. Drivers and uncertainties of future global marine primary production in marine ecosystem models. *Biogeosciences Discussions*, 12(4), 3731–3824;
- Leví, M., 2008. The modulation of biological production by oceanic mesoscale turbulence. *Lect. Notes Phys.* 744, 219 – 261;
- Lévy, M., 2008. The Modulation of Biological Production by Oceanic Mesoscale Turbulence. *Notes Phys.*, 744 (1), 165 – 218;
- Libes, S., 1992. An introduction to marine biogeochemistry, *John Wiley & Sons*, Inc, Singapore, 734 pp;
- Lloret, J., Marín, A., Marín-Guirao, L., 2008. Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78(2), 403–412;

- Lopes, C. B., Lillebø, A. I., Dias, J. M., Pereira, E., Vale, C., Duarte, A. C., 2007. Nutrient dynamics and seasonal succession of phytoplankton assemblages in a Southern European Estuary: Ria de Aveiro, Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71(3), 480-490;
- Lopes, J. F. & Silva, C., 2006. Temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in the Ria de Aveiro lagoon. *Ecological modelling*, 197(1), 67-88;
- Lopes, J. F., Dias, J. M., Cardoso, A. C., Silva, C. I. V., 2005. The water quality of the Ria de Aveiro lagoon, Portugal: From the observations to the implementation of a numerical model. *Marine Environmental Research*, 60(5), 594-628;
- Lorenzen, C., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12(1961), 343-346;
- Loureiro, S., Newton, A., & Icely, J., 2006. Boundary conditions for the European Water Framework Directive in the Ria Formosa lagoon, Portugal (physico-chemical and phytoplankton quality elements). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67(3), 382-398;
- Mackenzie, B. R., Gislason, H., Möllmann, C., Köster, F. W., 2007. Impact of 21st century climate change on the Baltic Sea fish community and fisheries. *Global Change Biology*, 13(7), 1348-1367;
- Malhadas, M. S., Neves, R., Leitão, P. C., Silva, A., 2010. Influence of tide and waves on water renewal in Óbidos Lagoon, Portugal. *Ocean Dyn* 60:41 – 55;
- Malta, E. Jan, Stigter, T. Y., Pacheco, A., Dill, A. C., Tavares, D., & Santos, R., 2016. Effects of External Nutrient Sources and Extreme Weather Events on the Nutrient Budget of a Southern European Coastal Lagoon. *Estuaries and Coasts*, 1 – 18;
- Matias, A., Ferreira, Ó., Vila-Concejo, A., Garcia, T., Dias, J. A., 2008. Classification of washover dynamics in barrier islands. *Geomorphology*, 97(3-4), 655-674;
- McLusky, D. S. & Elliott, M., 2007. Transitional waters: A new approach, semantics or just muddying the waters? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71 (3 – 4), 359 – 363;
- Moita, T., 2001. Estrutura, Variabilidade e Dinâmica do Fitoplâncton na costa de Portugal Continental. Tese para obtenção do grau de Doutoramento, Universidade de Lisboa, 238 pp;
- Mudge, S. M., Icely, J. D., & Newton, A., 2008. Residence times in a hypersaline lagoon: Using salinity as a tracer. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77(2), 278 – 284;
- Navarro, G., Ruiz, J., Huertas, I. E., García, C. M., Criado-Aldeanueva, F., Echevarría, F., 2006. Basin-scale structures governing the position of the deep fluorescence maximum in the Gulf of Cádiz. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 53 (11), 1261-1281;
- Neves, R. J. J., Leitão, J. C., Leitão, P. C., 1994. Ria de Faro – Modelação Matemática da Hidrodinâmica. Exploração do Modelo, LNEC & IST, Lisboa;
- Newton, A. & Icely, J.D., 2006. Oceanographic applications to eutrophication in tidal, coastal lagoons, the Ria Formosa, Portugal. *J. Coast. Res.* 39, 1346 – 1350;
- Newton, A. & Mudge, S. M., 2003. Temperature and salinity regimes in a shallow, mesotidal lagoon, the Ria Formosa, Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57(1-2), 73-85;
- Newton, A. & Mudge, S. M., 2005. Lagoon-sea exchanges, nutrient dynamics and water quality management of the Ria Formosa (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62(3 SPEC. ISS.), 405-414;

- Newton, A., Icely, J. D., Falcao, M., Nobre, A., Nunes, J. P., Ferreira, J. G., & Vale, C., 2003. Evaluation of eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal. *Continental Shelf Research*, 23(17–19), 1945–1961;
- Newton, A., Icely, J., Cristina, S., Brito, A., Cardoso, A. C., Colijn, F., Zaldívar, J. M., 2014. An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 140, 95–122;
- Nixon, S. W., 1982. Nutrient dynamics, primary production and fisheries yields of lagoons. *Oceanologica Acta*, 8–14;
- Nixon, S. W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41.1, 199–219;
- Nuccio, C., Melillo, C., Massi, L., & Innamorati, M., 2003. Phytoplankton abundance, community structure and diversity in the eutrophicated Orbetello lagoon (Tuscany) from 1995 to 2001 Abondance du phytoplancton , structure des communautés et diversité dans la lagune eutrophisée d ' Orbetello (Toscane) de 199. *Microscopy*, 26, 15 – 25;
- Orfanidis, S., Stamatidis, N., Ragias, V., & Schramm, W., 2005. Eutrophication patterns in an eastern Mediterranean coastal lagoon: Vassova, Delta Nestos, Macedonia, Greece. *Mediterranean Marine Science*, 6(2), 17-30;
- Pacheco, A., Ferreira, Ó., Williams, J. J., Garel, E., Vila-Concejo, A., Dias, J. A., 2010. Hydrodynamics and equilibrium of a multiple-inlet system. *Marine Geology*, 274(1–4), 32–42;
- Paerl, H. W., 2006. Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: Interactive effects of human and climatic perturbations. *Ecological Engineering*, 26 (1), 40 – 54;
- Parlamento Europeu e do Conselho., 2000. Directiva 2000/60/CE. *Jornal Oficial Das Comunidades Europeias*, (7), 1 – 72;
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I. M., Pérez-Marcos, M., 2011. Coastal lagoons: “transitional ecosystems” between transitional and coastal waters. *Journal of Coastal Conservation*, 15(3), 369 – 392;
- Perni, A. & Martínez-Paz, J. M., 2013. A participatory approach for selecting cost-effective measures in the WFD context: The Mar Menor (SE Spain). *Science of the total environment*, 458, 303-311;
- Pilkey Jr, O. H., Neal, W. J., Monteiro, J. H., Dias, J. M. A., 1989. Algarve barrier islands: a noncoastal-plain system in Portugal. *Journal of Coastal Research*;
- Razinkovas, A., Gasiunaite, Z., Viaroli, P., Zaldívar, J. M., 2008. Preface: European lagoons - Need for further comparison across spatial and temporal scales. *Hydrobiologia*, 611(1), 1–4;
- Relvas, P. & Barton, E., 2002. Mesoscale patterns in the Cape São Vicente (Iberian Peninsula) upwelling region. *Journal of Geophysical Research*, 107 (C10), 1–23;
- Relvas, P., Barton, E. D., Dubert, J., Oliveira, P. B., Peliz, A., Da Silva, J. C. B., & Santos, A. M. P., 2007. Physical oceanography of the western Iberia ecosystem: latest views and challenges. *Progress in Oceanography*, 74 (2), 149-173;

- Ribeiro, J., Monteiro, C. C., Monteiro, P., Bentes, L., Coelho, R., Gonçalves, J. M. S., Erzini, K., 2008. Long-term changes in fish communities of the Ria Formosa coastal lagoon (southern Portugal) based on two studies made 20 years apart. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(1), 57–68;
- Roegner, G. C., Needoba, J. A., & Baptista, A. M., 2011. Coastal upwelling supplies oxygen-depleted water to the Columbia River estuary. *PloS one*, 6 (4), e18672;
- Roselli, L., Cañedo-Argüelles, M., Costa Goela, P., Cristina, S., Rieradevall, M., D'Adamo, R., Newton, A., 2013. Do physiography and hydrology determine the physico-chemical properties and trophic status of coastal lagoons? A comparative approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 117, 29–36;
- Roselli, L., Fabbrocini, A., Manzo, C., D'Adamo, R., 2009. Hydrological heterogeneity, nutrient dynamics and water quality of a non-tidal lentic ecosystem (Lesina Lagoon, Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84 (4), 539-552;
- Salles, P., 2001. Hydrodynamic Controls On Multiple Tidal Inlet Persistence. Massachusetts Institute of Technology and Woods Hole Oceanographic Institution, PhD thesis, 272p.
- Salles, P., Voulgaris, G., Aubrey, D. G., 2005. Contribution of nonlinear mechanisms in the persistence of multiple tidal inlet systems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65(3), 475–491;
- Saraiva, S., Pina, P., Martins, F., Santos, M., Braunschweig, F., Neves, R., 2007. Modelling the influence of nutrient loads on Portuguese estuaries. *Hydrobiologia*, 587(1), 5-18;
- Shinn, M. B., 1941. Colorimetric Method for Determination of Nitrate. *Industrial & Engineering Chemistry Analytical Edition*, 13 (1), 33-35;
- Siegenthaler, A., Cánovas, F., González-Wangüemert, M., 2015. Spatial distribution patterns and movements of *Holothuria arguinensis* in the Ria Formosa (Portugal). *Journal of Sea Research*, 102(May), 33–40;
- Sumner, D. M. & Belaine, G., 2005. Evaporation, precipitation, and associated salinity changes at a humid, subtropical estuary. *Estuaries*, 28 (6), 844-855;
- Tett, P., Gilpin, L., Svendsen, H., Erlandsson, C. P., Larsson, U., Kratzer, S., Scory, S., 2003. Eutrophication and some European waters of restricted exchange. *Continental Shelf Research*, 23 (17–19), 1635–1671;
- União Europeia. 2008. Diretiva 2008/56/CE. *Jornal Oficial da União Europeia*, (L 164/19);
- Vânia, B., Ullah, H., Teixeira, C. M., Range, P., Erzini, K., Leitão, F., 2014. Influence of Environmental Variables and Fishing Pressure on Bivalve Fisheries in an Inshore Lagoon and Adjacent Nearshore Coastal Area. *Estuaries and Coasts*, 37(1), 191–205;
- Viaroli, P., Mistri, M., Troussellier, M., Guerzoni, S., Cardoso, A. C., 2005. Structure, Functions and Ecosystem Alterations in Southern European Coastal Lagoons. *Hydrobiologia*, 550(1), vii–ix;
- Vieira, R. P., Monteiro, P., Ribeiro, J., Bentes, L., Oliveira, F., Erzini, K., Dos Santos Gonçalves, J. M., 2014. Length-weight relationships of six syngnathid species from Ria Formosa, SW Iberian coast. *Cahiers de Biologie Marine*, 55(1), 9–12;
- Vila-concejo, A., 2004. Lessons from inlet relocation: Examples from Southern Portugal. *Coastal Engineering* 51.10: 967-990;

- Vila-Concejo, A., Matias, A., Ferreira, Ó., Duarte, C., Dias, J. M. A., 2002. Recent evolution of the natural inlets of a barrier island system in Southern Portugal. *Journal of Coastal Research*, 36, 741-752;
- Vila-Concejo, A., Matias, A., Pacheco, A., Ferreira, Ó., Dias, J. A., 2006. Quantification of inlet-related hazards in barrier island systems. An example from the Ria Formosa (Portugal). *Continental Shelf Research*, 26(9), 1045–1060;
- Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G., & Rinaldi, A., 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW adriatic sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index, *Environmetrics*, 9, 329–357;
- Wazniak, C. E., Hall, M. R., Carruthers, T. J. B., Sturgis, B., Dennison, W. C., Orth, R. J., 2007. Linking Water Quality to Living Resources. *Ecological Application*, 17 (5), S64 – S78;
- Wefer, G. & Fischer, G., 1993. Seasonal patterns of vertical particle flux in equatorial and coastal upwelling areas of the eastern Atlantic. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 40(8), 1613-1645;
- Weisse, T., Müller, H., Pinto-Coelho, R. M., Schweizer, A., Springmann, D., Baldringer, G., 1990. Response of the microbial loop to the phytoplankton spring bloom in a large prealpine lake. *Limnology and Oceanography*, 35(4), 781-794;
- Wilkerson, F.P., Lassiter, A.M., Dugdale, R.C., Marchi, A., Hogue, V.E., 2006. The phytoplankton bloom response to wind events and upwelling nutrients during the CoOP WEST study. *Deep Sea Research II*, 53, 3023-3048;
- Zaldívar, J., Cardoso, A. C., Viaroli, P., Wit, R. De Ibañez, C., Reizopoulou, S., Murray, N., 2008. Eutrophication in transitional waters: an overview. *TWM, Transit. Waters Monogr.*, 1, 1–78;
- Zhang, K., Douglas, B.C., Leatherman, S. P., 2004. Global warming and coastal erosion. *Climate Change*, 64, 41–58;