Universidade de Aveiro Departamento de Ambiente e Ordenamento
2009

Joaquim Patrício Ferreira Lopes Bola

Avaliação do estado trófico da Pateira de Fermentelos

Universidade de Aveiro Departamento de Ambiente e Ordenamento
2009

Joaquim Patrício Ferreira Lopes Bola

Avaliação do estado trófico da Pateira de Fermentelos

dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica do Professor Doutor Luís Arroja, Professor Associado do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e da Professora Doutora Helena Nadais, Professora Auxiliar convidada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

o júri

presidente

Professora Doutora Maria Isabel Aparício Paulo Fernandes Capela,
Professora Associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Professor Doutor Eduardo Anselmo Ferreira da Silva
Professor Catedrático do Departamento de Geociências da Universidade de Aveiro

Professor Doutor Luís Manuel Guerreiro Alves Arroja (Orientador)
Professor Associado do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

Professora Doutora Maria Helena Gomes de Almeida Gonçalves Nadais (Co-orientadora)
Professora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Agradecimentos

Todas as palavras que se possam escrever neste momento são poucas, para agradecer a todas as pessoas que contribuíram para chegar ao fim de uma etapa, sem dúvida, significativa e gratificante.

Agradeço, em primeiro lugar ao meu orientador Doutor Luís Arroja e à minha co-orientadora Doutora Helena Nadais pela disponibilidade, pelo incentivo e pelas valiosas orientações.

Gostaria, também, de expressar a minha gratidão ao Engenheiro António Carvalheira da ARH-centro pela disponibilidade demonstrada e pelos dados fornecidos.

Aos meus colegas e amigos, com quem tive a oportunidade de aprender e partilhar experiências, e que sempre me incentivaram na persecução deste objectivo, em especial ao Alexandre, ao Daniel e à Sara.

Quero também expressar a minha gratidão e apreço aos meus pais por me terem conduzido até aqui e salientar que sem o seu incentivo e demonstração de confiança não me teria lançado nesta etapa. À minha irmã e sobrinha pelo apoio incondicional e pela sua enorme afectividade.

palavras-chave Pateira de Fermentelos, rio Cértima, eutrofização, nutrientes, fontes poluição

resumo

A presente dissertação tem como principal objectivo a avaliação do estado trófico da Pateira de Fermentelos (Portugal), uma superfície de água natural e pouco profunda localizada na foz do rio Cértima (Baixo Vouga) que resulta do alargamento do rio nesta área e que constitui uma importante zona húmida, com um ecossistema vulnerável. A classificação do estado trófico na Pateira baseou-se em dados recolhidos entre 1989 e 2008 pela estação de monitorização da qualidade da água situada em Ponte de Requeixo, tendo sido utilizado para o efeito o critério de classificação de estado trófico para sistemas lênticos do INAG. A qualidade da água do principal afluente da Pateira, o rio Cértima foi avaliada através da análise dos dados recolhidos nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha e Perrães para o mesmo período. Procedeu-se também à estimativa das cargas de nutrientes, azoto e fósforo, provenientes de fontes domésticas, industriais, pecuária e difusas presentes na bacia hidrográfica do rio Cértima. Com recurso ao software QUAL2k, a dois modelo simplificados de fósforo e azoto para lagos e albufeiras e a uma correlação entre fósforo total e clorofila-a, foram simuladas as concentrações de fósforo, azoto e clorofila-a ao longo do rio Cértima e no interior da Pateira para um conjunto de cenários. Os resultados obtidos são demonstrativos do elevado grau trófico apresentado por esta massa de água, tendo 86% dos valores de fósforo total e 47% dos valores de clorofila-a recolhidos ao longo do período em análise classificado a Pateira como eutrófica. As fontes de origem doméstica (44 %) e a poluição difusa (35 %) apresentam-se como as principais responsáveis pelas cargas de azoto presente na bacia, enquanto que no caso do fósforo as fontes domésticas (46 %) são as que mais contribuem para a carga total da bacia, seguindo-se o sector pecuário (24%) e as fontes de origem difusa (20%). A modelação permitiu confirmar as elevadas cargas de nutrientes a que estão sujeitos o rio Cértima e a Pateira de Fermentelos.

keywords Pateira de Fermentelos, Cértima river, eutrophication, nutrient, pollution sources

abstract The present dissertation has as principal aim the evaluation of Pateira de Fermentelos (Portugal) trophic state, which is a shallow natural water body located in the final section of the Cértima river basin resultant of the widening of the river on this area that constitutes an important wetland with a vulnerable ecosystem. The trophic state classification was based on data collected in the water quality monitoring station of Ponte de Requeixo between 1989 and 2008, having been applied the trophic state classification criteria for lentic systems from INAG. The quality of the main waterway flowing to the Pateira, the Cértima river, was evaluated by the analysis of data collected in the water quality monitoring stations of Pampilhosa, Ponte de Canha and Perrães for the same time period. The nitrogen and phosphorus loads with origin in domestic, industrial, cattle sector and diffuse sources that are located in the river Cértima basin were also estimated. With the application of QUAL2k software, two simplified models for nitrogen and phosphorus for lakes and reservoirs and a correlation between total phosphorus and chlorophyll-a, it was possible to simulate for a different number of scenarios the concentrations of phosphorus, nitrogen and chlorophyll-a along river Cértima and in the interior of the Pateira de Fermentelos. The result demonstrates the high degree of eutrophication present in this water mass, having 86% of the total phosphorus values and 47% of the chlorophyll-a values collected between the considered time period classified Pateira de Fermentelos as eutrophic .The diffuse pollution (35 %) and the domestic origin sources (44 %) that are present in the basin seem to be the main responsible for the nitrogen loads, as for phosphorous the domestic origin sources (46%) are the primary contributor for the total phosphorous load present in the basin, followed by the cattle sector (24%) and the diffuse source pollution (20%). The modeling effort allowed confirming the high loads of nutrients that are present in the river Cértima and in the Pateira de Fermentelos.

Abreviaturas

AEA – Agência Europeia do Ambiente;

ARH – Administração de região hidrográfica;

CBO_5 – carência bioquímica em oxigénio em cinco dias;

CBOu - carência bioquímica em oxigénio última;

CQO – Carência química de oxigénio;

DQA – Directiva Quadro da Água;

ETARs – estações de tratamento de águas residuais urbanas;

FSC – Fossa séptica comunitária;

INAG – Instituto da Água;

INE – Instituto Nacional de Estatística;

INSAAR – Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas;

MADRP – Ministério da Agricultura Desenvolvimento Rural e Pescas;

N – Azoto;

NERI – National Environmental Research Institute;

OCDE - Organização de Cooperação e de Desenvolvimento Económicos

OD – oxigénio dissolvido;

P – Fósforo;

SNIRH - Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos;

SST – Sólidos suspensos totais;

ZIO – Zona industrial de Oiã.

Índice

Introdução **1**

Objectivos e Metodologia **3**

Capítulo 1- Eutrofização e Nutrientes **5**

1.1. Eutrofização 5

1.1.1. Causas e efeitos da Eutrofização 6

1.1.2. Legislação e regulamentação 8

1.1.3. Classificação do estado trófico 10

1.2. Nutrientes 14

1.2.1. Ciclo do azoto 16

1.2.2. Ciclo do fósforo 17

Capítulo 2 – Caracterização Fisiográfica e Sócio-Economica da Zona de Estudo **19**

2.1. Pateira de Fermentelos 19

2.2. Hidrografia 21

2.3. Análise dos caudais do rio Cértima 23

2.4. Ocupação demográfica 23

2.5. Actividade económica 25

2.6. Vegetação e ocupação do solo 26

2.7. Climatologia 28

2.8. Relevo 30

2.9. Infra-estruturas de saneamento básico 31

Capítulo 3- Fontes de Contaminação **33**

3.1. Tipo de fontes poluentes 33

3.2. Fontes pontuais 33

3.2.1. Sistemas de drenagem de águas residuais domésticas, com e sem ETAR 34

3.2.2. Estimativa das cargas poluentes de origem doméstica 38

3.2.3. Fontes industriais 42

3.2.4. Pecuária....44
3.3. Fontes Difusas....46
3.3.1. Estimativa das cargas de nutrientes provenientes de fontes difusas....46
3.4. Análise agregada....48
Capítulo 4 - Avaliação da Qualidade da Água e Estado Trófico....50
4.1. Caracterização das estações de amostragem....50
4.2. Tratamento de dados e análise descritiva univariada....52
4.3. Temperatura e pH....55
4.4. Oxigénio dissolvido....56
4.5. Matéria orgânica....58
4.6. Condutividade....60
4.7. Fase sólida....60
4.8. Azoto....61
4.9. Fósforo....64
4.10. Clorofila-a....66
4.11. Estado trófico da Pateira....67
4.11.1. Identificação do nutriente limitante....71
4.11.2. Análise de correlação aos dados obtidos na estação de Requeixo....72
Capitulo 5 – Modelação Matemática....74
5.1. Modelação da qualidade da água.....74
5.2. Descrição dos modelos....74
5.3. Variáveis de entrada....77
5.3.1. Descrição do sistema sujeito a modelação....78
5.3.2. Caudais....79
5.3.3. Cargas....80
5.4. Calibração do modelo....81
5.5. Validação do modelo....84
5.6. Análise de sensibilidade....86

5.7. Avaliação de cenários 86

Capítulo 6 - Conclusões e Considerações Finais....91

Capítulo 7- Referências Bibliográficas....94

Anexos....101

Anexo A : Hidrogramas e hietogramas anuais do rio Cértima (Sena, 2007)....101

Anexo B: Representação geográfica dos concelhos e freguesias que integram a bacia do rio Cértima (obtida a partir de informação digital da Agência Portuguesa do Ambiente, 2009). 102

Anexo C – Dados demográficos. INE, Censos 2001 (INE, 2009 e ANMP, 2009). 103

Anexo D – Dados de funcionamento e eficiências de tratamento relativos às ETAR's de Mogofores, Arcos, Sangalhos, Cercal e Aguada de Cima. (obtidos de CMAn (2009), CMAg (2008) e CMOLB (2009)). 104

Anexo E – Comparação entre os valores estimados e os valores calculados para os parâmetros CBO_5, SST, azoto e fósforo à entrada e saída das ETAR e FSC em funcionamento na bacia do rio Cértima em 2007....105

Anexo F – Valores limite de emissão para águas residuais (Decreto-Lei 236/98, de 1 de Agosto). 106

Anexo G– Capitações para os parâmetros CBO_5, SST, azoto e fósforo utilizados no Plano de Bacia Hidrográfica do rio Vouga para o cálculo das cargas com origem em bovinicultura e suiniculturas. Fonte: PVHV (2002)....107

Anexo H – Taxas de exportação por tipo de uso de solo (kg/ha/ano). Fonte: Dal e Kurtar (vide Tanik, 1999); Waller e Hart (vide Castro, 1986), Novotny (1994) e HARP-NUT (1999)....107

Anexo I: Distribuição do número de amostras por parâmetro e por estação bem com análise estatística univariada (máximo, mínimo, media e desvio padrão). 108

Anexo J: Comparação entre os valores médios mensais das formas azotadas registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha , Perrães e Ponte de Requeixo no periodo entre 1989 e 2008 com a precipitação média mensal registada na estação pluviometrica de Oliveira do Bairro. 109

Anexo K: Matriz de correlação entre os parâmetros físico-químicos registados na estação de Ponte de Requeixo. 110

Anexo L: Valores dos parâmetros físico-químicos dos vários locais amostrados por Silva (2008). 111

Anexo M: Principais processos e variáveis presentes no QUAL2k. 112

Anexo N: Distribuição temporal dos valores agregados distribuídos para a poluição difusa. 113

Anexo O: Resultados da calibração do modelo QUAL2k e dos modelos utilizados para o fósforo e azoto na Pateira relativamente aos dados de Março de 2008 obtidos por Silva (2008).....114

Anexo P: Resultados da validação do modelo QUAL2k e dos modelos utilizados para o fósforo e azoto na Pateira relativamente aos dados de Janeiro de 2008 obtidos por Silva (2008). 118

Anexo Q - Análise de sensibilidade para a estação de Perrães. 122

Lista de Figuras

Figura 1.1- Representação da evolução do estado trófico em sistemas aquáticos. Fonte: Zhen-Gang , 2008 (adaptado). 11

Figura 1.2 - Ciclo do azoto no ambiente aquático. Fonte: Grace, 2005 (adaptado). 17

Figura 1.3- Ciclo do fósforo no ambiente aquático. Fonte: Grace, 2005 (adaptado). 18

Figura 2.1 – Bacia hidrográfica simplificada do rio Vouga e localização dos concelhos que partilham a Pateira de Fermentelos (obtida a partir de informação digital da Agência Portuguesa do Ambiente, 2009).....19

Figura 2.2 - Evolução temporal da área superficial da Pateira de Fermentelos (adaptado de Martins et al, 2006). 21

Figura 2.3 - Representação geográfica do rio Cértima e dos seus principais afluentes (obtida a partir de informação digital da Agência Portuguesa do Ambiente, 2009).....22

Figura 2.4 - Representação geográfica da densidade populacional (hab/km^2) de cada uma das freguesias pertencentes a bacia hidrográfica do rio Cértima (obtida a partir de informação digital da Agência Portuguesa do Ambiente, 2009 e INE, 2009). 24

Figura 2.5- Ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Cértima, a partir de informação digital CORINE LAND COVER 2000 (adaptado de IA, 2007). 27

Figura 2.6- Valores médios, máximos e mínimos mensais de precipitação, temperatura, velocidade do vento, insolação e humidade relativa registados nas estações meteorológicas referidas no texto (retirado de Sena, 2007).....29

Figura 2.7- Representação do relevo na bacia hidrográfica do rio Cértima (obtida a partir de informação digital do IA, 2007).....31

Figura 3.1- Localização das estações de tratamento de águas residuais (ETAR), fossas sépticas comunitárias (FSC) e pontos de rejeição ao longo da bacia hidrográfica do rio Cértima. (obtidas a partir de informação digital (Agência Portuguesa do Ambiente, 2009) e de dados cartográficos (INSAAR 2005 e 2007)).....34

Figura 3.2 - Valores para os caudais e cargas diárias de CBO_5, azoto e fósforo rejeitadas para o meio aquático por ETAR´s, FSC e pontos de rejeição presentes na bacia do rio Cértima nos anos 2005 e 2007.....40

Figura 3.3 - Distribuição dos valores de caudais médios diários de origem industrial rejeitado para o meio por cada uma das freguesias pertencentes a bacia hidrográfica do rio Cértima (obtida a partir de informação digital (Agência Portuguesa do Ambiente, 2009) e de dados fornecidos pela ARH-centro, 2009). 44

Figura 4.1- Localização das estações de monitorização ao longo do rio Cértima (obtida a partir de informação digital (Agência Portuguesa do Ambiente, 2009) e de dados do INAG, 2009) 50

Figura 4.2 – Diagramas de caixa para os diferentes parâmetros físico-químicos analisados. ..55

Figura 4.3 - Temperaturas médias mensais e valores médios mensais de pH registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha , Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 como os respectivos desvios padrão. Fonte: INAG, 2009. 56

Figura 4.4 - Valores médios mensais de oxigénio dissolvido registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha , Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão.....57

Figura 4.5 - Valores médios mensais de oxigénio dissolvido de saturação (%) registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão. 58

Figura 4.6 - Valores médios mensais de CBO_5 registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão.....59

Figura 4.7- Valores médios mensais de CQO registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão. 60

Figura 4.8 - Valores médios mensais do parâmetro a) condutividade e b) sólidos suspensos totais registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão. 61

Figura 4.9 - Valores médios mensais de azoto amoniacal registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão.....62

Figura 4.10- Comparação entre os valores médios mensais de nitrato registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão com a precipitação média mensal registada na estação pluviometrica de Oliveira do Bairro entre 1989 e 2007. 63

Figura 4.11 - Variação dos valores médios anuais de azoto amoniacal registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão.....63

Figura 4.12 - Comparação entre os valores médios mensais de fósforo total registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão com a precipitação média mensal registada na estação pluviometrica de Oliveira do Bairro entre 1989 e 2007. 64

Figura 4.13 - Comparação entre os valores médios mensais de ortofosfato (como P_2O_5) registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão com a precipitação média mensal registada na estação pluviometrica de Oliveira do Bairro entre 1989 e 2007. 65

Figura 4.14 - Valores médios mensais de clorofila-a registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrã 66

Figura 4.15- Comparação entre as médias mensais registadas na estação de Ponte de Requeixo para os parâmetros Clorofila-a , Fósforo Total, Ortofosfato e Azoto Total (NH_4-N + NO_3-N). 68

Figura 4.16-Variação dos valores de oxigénio dissolvido de saturação (%), fósforo total e clorofila-a registados na estação de Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e comparação com o crtiterio de classificação de estado trófico de sistemas lênticos (albufeiras e lagos) proposto pelo INAG. 69

Figura 4.17 -Variação das médias mensais dos rácios N:P na estação de Ponte de Requeixo 71

Figura 4.18- Variação do rácio N:P entre 1989 e 2008 na estação de Ponte de Requeixo. 72

Figura 5.1- Resposta de um lago onde se verifique mistura completa a um estímulo de contaminante contínuo: (a) Estimulo; (b) Resposta do lago; (Fonte Chin, 2006).....77

Figura 5.2 - Representação gráfica do troço do rio Cértima modelado através da utilização do QUAL2k. 78

Figura 5.3 - Disposição ao longo do troço modelado das várias fontes pontuais e pontos de calibração utilizados. 80

Figura 5.4 - Resultados da calibração do modelo QUAL2k para os parâmetros CBO último e fósforo total. 84

Figura 5.5 – Resultados da validação do modelo QUAL2k para os parâmetros fósforo total e azoto amoniacal. 85

Lista de Tabelas

Tabela 1.1- Critérios de classificação do estado trófico da OCDE. Fonte: Premazzi e Chiaudani , (1992) 12

Tabela 1.2- Classificação do estado trófico adoptado em Portugal pelo INAG, para albufeiras e lagoas. 13

Tabela 1.3- Critério de classificação do estado trófico de rios segundo Dodds *et al*., (1998)..14

Tabela 2.1- Distribuição da população activa, segundo o sector de actividade, nos concelhos principais da bacia do rio Cértima (CCDR –C, 2008).....25

Tabela 2.2 - População servida por infra-estruturas de saneamento básico referentes ao ano de 2006 (INE, 2007). 32

Tabela 3.1- Dados relativos os infra-estruturas de saneamento básico presentes na bacia hidrográfica do rio Cértima referentes ao ano de 2005 e 2007 (obtidos a partir do INSAAR 2005 e 2007). 35

Tabela 3.2 - Comparação dos parâmetros CBO_5, CQO, SST, pH, azoto e fósforo à saída das ETAR´s de Mogofores, Arcos, Sangalhos, Cercal e Aguada de cima, com os valores presentes Decreto-Lei 152/97, de 19 de Junho. 37

Tabela 3.3 - Capitações específicas para os parâmetros CBO_5, SST, azoto e fósforo.....38

Tabela 3.4 - Valores estimados para as cargas de origem doméstica presentes na bacia do rio Cértima. 39

Tabela 3.5 - Comparação relativamente cargas anuais de CBO_5, SST, azoto e fósforo rejeitadas para o meio hídrico por ETAR´s, FSC e pontos de rejeição para as situações de funcionamento de 2005 e 2007. 41

Tabela 3.6 - Caudais médios diários e cargas anuais de CBO_5, CQO, SST, fósforo e azoto de origem industrial rejeitados para o meio em cada um dos conselhos pertencentes a bacia hidrográfica do rio Cértima (obtidos a partir de registos ARH-centro, 2009). 42

Tabela 3.7 - Cargas anuais de CBO_5, CQO, SST, azoto e fósforo com origem na actividade pecuária produzida em cada um dos conselhos pertencentes a bacia hidrográfica do rio Cértima (obtidos a partir de registos ARH-centro, 2009; PBHV, 2002). 45

Tabela 3.8 -Valores das cargas anuais de azoto e fósforo provenientes de fontes difusas para bacia do rio Cértima e distribuição da área da bacia por tipo de ocupação de solo. 48

Tabela 3.9 - Carga poluente total gerada na bacia do rio Cértima. 48

Tabela 4.1 – Listagem e caracterização das estações de monitorização seleccionadas. Fonte: INAG, 2009. 51

Tabela 4.2- Lista dos vários parâmetros escolhidos para a caracterização da qualidade da água. 52

Tabela 4.3 - Distribuição dos valores registados na estação de Ponte de Requeixo segundo o seu estado trófico de acordo com o criterio de classificação de sistemas lênticos (albufeiras e lagos) proposto pelo INAG. 70

Tabela 5.1 - Parâmetros de calibração do QUAL2k e dos modelos de balanço de massa para o fósforo e para o azoto total. 83

Tabela 5.2- Cenários avaliados. 87

Tabela 5.3 – Resultados dos diferentes cenários avaliados. 87

Lista de Equações

(3.1) 47

(4.1) 72

(5.1) 75

(5.2) 76

(5.3) 76

(5.4) 76

(5.5) 77

(5.6) 79

Introdução

Nas últimas décadas tem-se verificado uma deterioração das condições ambientais das águas interiores e costeiras do continente europeu (NERI, 1997), situação muitas vezes consequência do aumento das cargas em azoto e fósforo afluente às massas de água em resultado da intervenção humana no meio ambiente.

De acordo com estudos realizados pela OCDE, a eutrofização cultural (potenciada pela actividade humana) tem provocado uma deterioração acentuada da qualidade da água, interferindo com os seus usos mais nobres, nomeadamente a produção de água destinada ao consumo humano, e provocando perdas económicas significativas. O impacte da eutrofização sobre os usos recreativos da água e o turismo têm sido das áreas mais sensíveis para a opinião pública dos países com massas de água eutrofizadas (Mandaville, 2000).

Em condições naturais, as cargas afluentes de nutrientes e o crescimento algal são relativamente modestos e existe uma comunidade diversificada e estável de plantas e animais. No entanto, a eutrofização natural sempre fez parte da evolução de qualquer lago ou lagoa, apesar de as manifestações visíveis do fenómeno se processarem à escala do tempo geológico. É do aumento das cargas de nutrientes afluentes às massas de água que resulta um incremento da produção primária e da biomassa algal, provocando alterações ecológicas (AEA, 2005), e afectando, ou mesmo destruindo, a estrutura do ecossistema aquático (NERI, 1997). São as fontes antropogénicas de nutrientes as consideradas responsáveis pela eutrofização (Premazzi e Cardoso, 2001), sendo por isso o estudo dos factores que influenciam as descargas de nutrientes para as massas de água essencial para a compreensão do processo de eutrofização em lagos, lagoas e albufeiras (Jordan *et al,* 1997).

A determinação da importância relativa da poluição de origem urbana e de origem difusa no processo de eutrofização representa um dilema em muitos países, em particular naqueles em que os dados necessários para esta distinção não estão disponíveis (Ongley, 1996).

A questão dos nutrientes e a sua importância na qualidade das massas de água está presente na política europeia da água através das Directiva do Concelho 91/271/CEE, de 21 de Maio, relativa a Águas Residuais Urbanas e Directiva do Conselho 91/676/CEE, de 12 de Dezembro, relativa a nitratos de origem agrícola, nas quais são abordadas as questões relacionadas com a afluência de nutrientes às massas de água, respectivamente de origem urbana e de origem agrícola, e na Directiva Quadro da Água (2000/60/CE), esta última traduzindo uma abordagem mais integrada do problema da eutrofização. As referidas Directivas têm vindo a ser aplicadas através da transposição para a legislação interna por parte de cada um dos estados membros da comunidade europeia.

Em Portugal, o problema da eutrofização de massas de água superficiais tem sido centrado principalmente em albufeiras; esse facto deve-se em grande parte às limitações aos usos da água que podem resultar da degradação da qualidade da água, principalmente se tivermos

em conta que uma parte significativa da população portuguesa é abastecida a partir de captações localizadas em albufeiras. Torna-se, no entanto imperativa a avaliação do estado trófico de todas as massas de água superficiais do território nacional, de forma a determinar a eficácia de medidas tomadas no passado e, por outro lado, servir de suporte a futuras decisões que conduzam à prossecução dos objectivos estabelecidos na Directiva Quadro da Água, designadamente no que diz respeito ao alcançar da boa qualidade de todas as massas de água superficiais até 2015.

Situadas na zona costeira da região centro de Portugal, existem mais de uma dezena de pequenas lagoas e de sistemas semilênticos com expressão singular no território nacional. Conhecidas localmente como barrinhas, pateiras ou lagoas, estas zonas húmidas de grande produtividade e sensibilidade natural, dão suporte a inúmeras espécies e habitats, a actividades agrícolas e de pesca e algumas delas sustentam ainda o abastecimento de água doce às populações. Palcos de condições geomorfológicas peculiares, estas zonas húmidas suportam habitats e espécies de reconhecido valor, salientando assim a sua importância ao nível ecológico e para a conservação da biodiversidade (Martins *et al*, 2006). Do ponto de vista da sensibilidade e utilização humana, apresentam-se como zonas paisagisticamente apelativas e propicias a atrair práticas desportivas e de lazer. Detêm ainda valências que tradicionalmente não se manifestam de forma tão notória como: o controlo de cheias, a recarga de aquíferos subterrâneos, a retenção de sedimentos e nutrientes, a estabilização de microclimas, a produção de recursos diversos, o lazer e turismo, para além do valor científico e educativo, cultural e desportivo.

A Pateira de Fermentelos, o objecto de estudo deste trabalho é considerada a maior lagoa natural da Península Ibérica, sendo um exemplo característico de uma massa de água superficial que tem visto a qualidade das suas águas ser posta em causa nas últimas décadas devido ao aumento das pressões antropogénicas. Efectivamente, as informações disponíveis sobre a evolução deste tipo de espaços naturais tem demonstrado que as causas antropogénicas de degradação e regressão destes sistemas têm tendência a sobreporem-se às causas naturais. Assim, o progressivo desaparecimento de área aquática por avanço dos campos agrícolas marginais, a perda de profundidade por assoreamento ou a poluição aquática resultante da ausência de tratamento de efluentes de origem urbana, agrícola e/ou industrial, criam condições ao surgimento de outros problemas associados a estes sistemas como o aparecimento de diversas espécies exóticas aquáticas como o Jacinto-de-água (*Eichhornia crassipes*) que possui um comportamento infestante ou a erva – pinheirinha (*Myriophyllum aquaticum*). Todos estes exemplos constituem condicionantes à diversidade dos ecossistemas e são responsáveis por um desequilíbrio profundo das condições ecológicas e hidráulicas dos sistemas (Martins *et al*, 2006). Torna-se assim notória a necessidade de avaliar e estudar este processo evolutivo de transformação dos sistemas

aquáticos a fim de serem adoptadas medidas que minimizem a ocorrência de impactes negativos significativos, designadamente quando estes decorrem de causas antrópicas.

Objectivos e Metodologia

O presente trabalho constitui a dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente e tem como objectivo a avaliação e caracterização do estado trófico da Pateira de Fermentelos, de forma a avaliar o impacto da descarga de efluentes domésticos e industriais no rio Cértima e o seu efeito na qualidade da água da lagoa. Os resultados obtidos neste estudo poderão contribuir para a implementação de acções de controlo e de redução da poluição afluente à lagoa, de origem doméstica ou industrial. Para este efeito foi necessário:

1) identificar e caracterizar os principais parâmetros físico-químicos que condicionam a qualidade da água na Pateira e no rio Cértima;
2) classificar e avaliar a forma como se tem desenvolvido o estado trófico da Pateira ao longo dos vários anos hidrológicos;
3) identificar e quantificar as principais cargas de nutrientes afluentes à Pateira;
4) relacionar as cargas afluentes de nutrientes à Pateira com o estado trófico aí registado;
5) averiguar de que forma a variação destas cargas afluentes à Pateira poderá influenciar o grau de eutrofização da Pateira.

A presente dissertação encontra-se assim estruturada em seis capítulos:

Capítulo 1. Eutrofização e Nutrientes – dividido em dois subcapítulos, em que no primeiro se procura explicar o conceito científico actual de eutrofização, identificar as causas e os efeitos do processo da eutrofização dos meios aquáticos, caracterizar e identificar os principais critérios de classificação do estado trófico, e se descreve o enquadramento legal do problema de eutrofização a nível europeu (e consequentemente nacional). O segundo subcapítulo centra-se sobre os nutrientes e a sua importância para o processo de eutrofização dos meios aquáticos, sendo dado um particular ênfase ao azoto e ao fósforo.

Capítulo 2. Caracterização Fisiográfica e Sócio-Economica da Zona de Estudo - dividido em nove subcapítulos através dos quais é feita uma caracterização da Pateira de Fermentelos bem como um enquadramento da sua zona envolvente, nomeadamente a bacia do rio Cértima.

Capítulo 3. Fontes de Contaminação - composto por quatro subcapítulos, através dos quais é feita a identificação e quantificação das cargas poluentes originadas na bacia do rio Cértima e consequentemente afluentes a Pateira. No primeiro subcapítulo é feita a distinção das fontes segundo a sua classificação por fontes pontuais ou fontes difusas, enquanto no segundo subcapítulo se procede à identificação e quantificação específica das várias fontes pontuais, divididas por fontes de origem doméstica, industrial e pecuária. No terceiro subcapítulo efectua-se a descrição do método utilizado na estimativa das cargas de origem difusa e à quantificação das mesmas. Finalmente, no último subcapítulo é feita uma análise agregada de todos os resultados obtidos nos subcapítulos anteriores.

Capítulo 4. Avaliação da Qualidade da Água e do Estado Trófico – organizado em onze subcapítulos, em que nos dois primeiros é feita uma caracterização das estações de monitorização bem como dos dados ai recolhidos. Nos oito subcapítulos seguintes procura-se analisar a qualidade da água ao longo rio Cértima e Pateira de Fermentelos, com base num conjunto de parâmetros físico-químicos escolhidos para o efeito. Finalmente, no último subcapítulo é efectuada uma análise específica ao estado trófico da Pateira.

Capítulo 5. Modelação Matemática – constituído por sete subcapítulos, em que ao longo dos seis primeiros é explicado o processo de modelização da qualidade da água de que foi alvo um troço do rio Cértima através da utilização do software QUAL2k bem como a própria Pateira, tendo sido neste caso utilizados dois modelos simplificados de azoto e fósforo para lagos e albufeiras, bem como uma correlação entre o fósforo total e a clorofila-a. No último subcapítulo são apresentados os resultados dos vários cenários simulados, nos quais foram testadas as respostas dos modelos calibrados a um conjunto de variações críticas relativamente aos valores de caudal e das cargas de nutrientes afluentes aos troços modelados.

Capítulo 6. Conclusões e Considerações finais – são apresentadas as principais conclusões a retirar do estudo apresentado.

Capítulo 1

EUTROFIZAÇÃO E NUTRIENTES

1.1. Eutrofização

O fenómeno da eutrofização dos sistemas aquáticos (do Grego *eutrophia* significando "bem nutrido") tem como mecanismo básico o crescimento e proliferação de plantas aquáticas, como resultado da utilização dos nutrientes inorgânicos disponíveis através do mecanismo da fotossíntese (Thoman, 1987, Varennes, 2003). Em condições naturais este é um processo muito lento, uma vez que os nutrientes disponíveis e o crescimento algal são relativamente modestos, desenvolvendo-se no meio aquático uma comunidade animal e vegetal estável e diversificada (Thoman, 1987). No entanto, quando as condições de temperatura, luminosidade e disponibilidade de nutrientes são favoráveis ao desenvolvimento de fitoplâncton, algas e cianobactérias, estes podem multiplicar-se com facilidade (Santos, 2004). Deste modo, quando se verifica um aumento da disponibilidade de nutrientes, a produtividade primária e a biomassa vegetal aumentam, desequilibrando o ecossistema muitas vezes de forma irreversível. Este aumento da presença de nutrientes é frequentemente resultante da actividade humana (Premazzi e Cardoso, 2001), a qual tem vindo a desencadear e a agravar o problema da eutrofização (Thomas et al, 1997; Novotny, 1999). De facto, enquanto a eutrofização natural é um processo que se mede na ordem dos milhares de anos, já a eutrofização cultural devido às actividades humanas é um processo que demora apenas algumas décadas (ou mesmo anos) a desenvolver-se nas massas de água. As descargas de efluentes domésticos, urbanos e industriais, bem como o arrastamento de pesticidas e fertilizantes agrícolas pelo escoamento de superfície, estão entre os principais factores que contribuem para esse enriquecimento (Vasconcelos e Pereira, 2002).

Desde os anos 70 do século XX que se têm registado alterações biológicas indesejáveis em muitos ecossistemas aquáticos, frequentemente associadas ao aumento da afluência de nutrientes (Evans e Johnston, 2004). Com efeito, muitas massas de água superficiais que há cinquenta anos atrás eram limpas, estão agora infestadas com algas (Novotny, 2003), como consequência do acréscimo em nutrientes introduzido pelas actividades humanas. Apesar de considerada desde então um problema de qualidade da água de preocupação crescente, apenas recentemente foi estabelecida a relação entre eutrofização e a possível ocorrência de toxinas (Santos, 2004).

A eutrofização de águas interiores e marinhas é apontada no Relatório de Dobris, da Agência Europeia do Ambiente, como um dos principais problemas ambientais europeus, encontrando-se disseminado em toda a Europa. As causas são atribuídas às afluências de azoto e fósforo de origem antropogénica, para as quais os diferentes sectores da sociedade contribuem de forma variável (AEA, 1995).

Independentemente da forma como o processo de eutrofização de uma massa de água é descrito, seja na base da qualidade da massa de água ou com base na afluência de nutrientes, como processo natural ou como processo induzido por actividades

antropogénicas, no contexto actual a seguinte definição parece satisfazer as várias dimensões do problema (NERI, 1997):

Eutrofização: Enriquecimento da massa de água em nutrientes, conduzindo a um aumento da produtividade primária e consequentes alterações da qualidade ecológica e que, em última instância, condicionam eventuais usos da massa de água.

1.1.1. Causas e efeitos da Eutrofização

A eutrofização de uma dada massa de água pode depender da localização geográfica do plano de água, do grau de penetração da radiação solar a diferentes profundidades, da quantidade e do tipo de nutrientes afluentes, das características hidrodinâmicas do escoamento (tempos de residência e dispersão) e ainda do tipo e composição do fitoplâncton. Apesar de a eutrofização depender de muitos factores incontroláveis, as actividades humanas estão entre as principais causas de deterioração dos ecossistemas aquáticos (Metcalf e Eddy, 1995), tendo muitas vezes como consequência a limitação dos usos da água. As pressões sobre as massas de água provêem de fontes pontuais identificáveis, tais como águas residuais urbanas e industriais, ou fontes difusas de nutrientes como os mecanismos de transporte atmosférico de longa distância de contaminantes e a actividade agrícola (Premazzi e Chiaudani, 1992; Varennes, 2003), esta última, simultaneamente uma causa directa e indirecta de impactes antropogénicos (Ongley, 1996).

De acordo com Farmer (2004), as fontes pontuais são responsáveis por mais de metade das afluências de fosfatos às massas de água superficiais europeias, devendo no entanto ser tido em conta que as fontes pontuais e difusas nem sempre estão claramente identificadas, sendo que muitas das fontes de poluição apresentam elementos quer pontuais quer difusos (Premazzi e Chiaudani, 1992). A erosão do solo (causada pela desflorestação, construção urbana, ou práticas agrícolas inadequadas), aplicações excessivas do azoto e fósforo aos solos (lixiviação do azoto e perda por escoamento superficial do azoto e fósforo), descargas de águas das estações de tratamento de águas residuais, ou deposição a partir da atmosfera (chuvas ácidas, amoníaco e partículas sólidas) estão entre as principais causas das afluências excessivas de nutrientes às massas de água (Varennes, 2003).

Os sedimentos das próprias massas de água podem ser uma fonte adicional importante de nutrientes, já que os gradientes de concentração de nutrientes entre os sedimentos e as camadas de água em contacto com estes são favoráveis à sua libertação, apresentando-se assim a associação de fósforo com os sedimentos um sério problema para a recuperação de massas de água enriquecidas por nutrientes (Ongley, 1996). Apesar do impacte da libertação de nutrientes a partir dos sedimentos ser por vezes significativo, e até suficiente para alimentar o processo de eutrofização mesmo após uma redução significativa das afluências

externas de nutrientes (Thoman, 1987), a origem destes nutrientes é, no limite, quase sempre externa à massa de água.

Em geral, a limitação da produção primária é estabelecida pela relação dos teores de fósforo (fosfatos) e azoto disponíveis no meio aquático. O nutriente que existir em menor quantidade é considerado o nutriente limitante dado que a sua quantidade condiciona a produtividade primária, devendo por isso o controlo da eutrofização, em condições normais, centrar-se nesse nutriente (Thomann, 1987, Novotny, 2003). Em águas costeiras e de transição, o azoto é frequentemente o nutriente limitante para a eutrofização, enquanto nas águas interiores o fósforo é frequentemente o nutriente mais importante (Farmer, 2004,) e considerado como um nutriente chave no processo de eutrofização em águas superficiais (Burke *et al*, 2004), devendo por isso ser dada ênfase à implementação de medidas de redução deste nutriente.

Quando as condições de temperatura, luminosidade e disponibilidade de nutrientes são favoráveis ao seu desenvolvimento, fitoplâncton, algas e cianobactérias podem multiplicar-se com bastante facilidade. Quando esta proliferação é dominada por uma ou mais espécies, mas em número limitado, pode dizer-se que se está na presença de uma florescência (ou "bloom"), que se caracteriza normalmente através da formação de uma película verde à superfície das águas.

Em meios aquáticos não eutrofizados de regiões temperadas, a sucessão anual de espécies fitoplanctónicas ocorre normalmente através de uma maior incidência de algas diatomáceas e pequenos organismos flagelados durante o Inverno e início da Primavera, seguida de uma predominância de algas verdes em plena Primavera e início de Verão, e finalmente por um maior desenvolvimento de dinoflagelados e algas verdes ou amarelas, de maiores dimensões, no Verão e Outono. Em meios eutrofizados, as cianobactérias geralmente dominam a população fitoplanctónica durante o Verão e início do Outono, sendo substituídas por diatomáceas à medida que o Inverno se aproxima, o que aumenta a turbulência da massa de água e diminui a intensidade luminosa (Chorus, 1999). A predominância de cianobactérias nos meses mais quentes do ano, em climas temperados, tem vindo a ser explicada por uma melhor adaptação destes microrganismos a temperaturas mais elevadas, a sua capacidade de capturar a luz em comprimentos de onda não utilizados por algas verdes, bem como a possibilidade de se desenvolverem em condições de baixa razão azoto:fósforo e de reduzida concentração de carbono inorgânico dissolvido (Whitton & Potts, 2000). O aumento da actividade fotossintética associada a estes períodos de maior proliferação de fitoplâncton nas massas de água pode resultar numa sobressaturação em oxigénio quando a incidência solar é favorável, em particular à superfície e durante o período diurno, enquanto durante o período nocturno, quando cessa a fotossíntese e ocorre a respiração celular, pode ocorrer uma substancial diminuição do teor de oxigénio presente na massa de água em virtude do consumo de oxigénio por parte do fitoplâncton, o que pode eventualmente provocar a morte de espécies piscícolas (por asfixia). A mortalidade e a sedimentação das plantas têm como

resultado o aumento das necessidades de oxigénio nos sedimentos (para degradação da matéria orgânica parte dos organismos heterotróficos decompositores) a que corresponde uma diminuição do oxigénio dissolvido no fundo da coluna de água, podendo criar-se condições redutoras no fundo do sistema aquático. Nestas condições o ferro e o manganês encontram-se na forma solúvel determinando problemas ao abastecimento de água. Também o fosfato se encontra na forma solúvel nestas condições, o que representa uma fonte interna de fósforo para as algas. As condições redutoras favorecem ainda a libertação de toxinas, como o gás sulfídrico e metano, dos sedimentos quando o pH atinge valores mais baixos (Brick e Moore, 1996). Alem das situações já referidas existem ainda outros efeitos indesejáveis que podem ocorrer como consequência do processo de eutrofização, e que são:

- Interferências na estética e nos usos recreativos: “tapetes” de algas à superfície, odores e coloração;
- Possível colmatação de filtros de estações de tratamento por diatomáceas e algas filamentosas;
- Desenvolvimento de macrófitas com raízes que podem interferir com a navegação, arejamento e capacidade dos canais;
- Desenvolvimento de algas tóxicas, em águas costeiras, lagos e albufeiras;
- Perda de biodiversidade;
- Assoreamento e desaparecimento da massa de água, no caso de lagos e lagoas.

Verifica-se assim que os elevados níveis de produtividade primária interferem das mais variadas maneiras com os possíveis usos da massa de água, representando a eutrofização um problema não só do ponto de vista visual e ambiental, mas também de do ponto de vista da saúde pública (Thoman, 1987).

1.1.2. Legislação e regulamentação

O problema da eutrofização tem vindo a ser considerado na União Europeia como uma questão prioritária na qualidade da água. Embora tenham já sido obtidos progressos substanciais no combate à eutrofização, persiste a necessidade de adopção de metodologias de avaliação e de classificação harmonizadas entre os diversos estados membros, bem como do estabelecimento de objectivos claros de qualidade físico-química e ecológica das massas de água.

Esta preocupação em assegurar a qualidade das massas de água superficiais, de forma a salvaguardar não só os usos das mesmas mas também a protecção da saúde pública, tem vindo a reflectir-se na legislação comunitária, para a qual se tornou necessário definir claramente os processos de degradação da qualidade da água e como tal, definir

eutrofização. Neste contexto, as Directivas 91/676/CEE, de 12 de Dezembro e 91/171/CEE, de 21 de Maio, vieram introduzir mecanismos de avaliação e de redução da poluição, respectivamente de origem agrícola e de origem urbana, consideradas como as principais causas da eutrofização de massas de água na Europa. Ambas as Directivas introduziram um conceito legal de eutrofização, o qual deve ser entendido apenas no contexto da legislação para o qual foi definido, por se verificar ser demasiado restrito e por isso limitativo (Diogo, 2008). Exemplo disso é a definição contida no Decreto-Lei n.º 235/97 de 3 de Setembro, transposição para legislação nacional da Directiva 91/676/CEE, de 12 de Dezembro, mais conhecida como a Directiva dos Nitratos, e na qual "*Eutrofização*" é definida como "*o enriquecimento das águas em compostos de azoto que, provocando uma aceleração do crescimento das algas e plantas superiores, ocasiona uma perturbação indesejável do equilíbrio dos organismos presentes na água e da qualidade das águas em causa"*. Tendo como principal objectivo a protecção da qualidade de massas de água (não só superficiais mas também subterrâneas) através do controlo da eutrofização, a referência exclusiva a compostos azotados é restritiva e excluí outros nutrientes, como por exemplo o fósforo. Esta limitação pode ter como consequência a redução da eficácia do espírito da Directiva, já que o Código de Boas Práticas Agrícolas (MADRP, 1997), consequência directa da mesma, refere exclusivamente os compostos azotados como causa de eutrofização (Diogo, 2008).

A Directiva 91/171/CEE, de 21 de Maio, relativa às águas residuais urbanas, transposta para legislação nacional pelo Decreto-Lei 152/97, de 19 de Junho, define eutrofização como *"o enriquecimento do meio aquático com nutrientes, sobretudo compostos de azoto e/ou fósforo, que provoque o crescimento acelerado de algas e formas superiores de plantas aquáticas, perturbando o equilíbrio biológico e a qualidade das águas em causa"*. Neste caso o fósforo já é referido como causa de eutrofização, sendo por isso, e de acordo com esta Directiva, necessário reduzir a afluência deste nutriente às massas de água consideradas eutrofizadas ou em risco de eutrofização, através da implementação de sistemas de tratamento de águas residuais. É também introduzido, para efeitos de aplicação deste diploma, o conceito de "*zona sensível*" como "*Lagoas naturais de águas doce, outras extensões de água doce, estuários e aguas costeiras que se revelem eutróficos ou susceptíveis de se tornarem eutróficos num futuro próximo, se não forem tomadas medidas de protecção"*.

Apesar de parte das estratégias legais definidas na Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000, mais conhecida como a Directiva Quadro da Água (DQA), assentar ainda na aplicação das Directivas atrás referidas, nitratos e águas residuais urbanas, a DQA veio introduzir uma nova abordagem à regulamentação e monitorização da qualidade da água, focada na qualidade ecológica das massas de água e funções globais dos sistemas (Scanlan *et al*, 2007).

Na DQA a qualidade da água é descrita como um conjunto de factores biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos, conferindo consistência e integração das várias vertentes

do problema (AEA, 2005). Garante-se assim, simultaneamente, a necessária compatibilidade com a legislação europeia anterior e uma abordagem holística da gestão integrada de rios, lagos, albufeiras, águas de transição e costeiras (Scanlan *et al*, 2007).

Além disso e de acordo com o espírito expresso na DQA, para a avaliação da qualidade das massas de água, é necessário avaliar o estado natural das massas de água, ou seja, qual a qualidade que estas apresentariam caso não existissem actividades antropogénicas nas respectivas bacias hidrográficas ou, mesmo que fora das bacias, outras actividades que afectem negativamente a qualidade das águas superficiais em questão (Diogo, 2008).

Apesar dos caminhos apontados na DQA, subsistem no entanto algumas questões por resolver, nomeadamente a necessidade de harmonização de metodologias e critérios para a avaliação da eutrofização, a coordenação da monitorização e do registo de dados, a definição de objectivos específicos para os vários elementos biológicos e físico-químicos. Neste domínio, a Comissão OSPAR, formada em 1992 por vários países europeus com o objectivo de definir e implementar estratégias para o controlo e redução de poluição no Atlântico Norte, definiu nove directrizes para a quantificação e registo de cargas de azoto e fósforo com origem em diferentes fontes: águas residuais urbanas, indústria, aquacultura, poluição difusa, habitações isoladas e fontes naturais. Apesar dos países signatários estarem oficialmente obrigados à implementação destas directrizes, alguns optaram pela aplicação prévia a uma bacia piloto, de forma a ser verificada a aplicabilidade das mesmas (Diogo *et al*, 2003).

1.1.3. Classificação do estado trófico

No início do século XX, Thineman (Odum, 1971), com base nos valores de produtividade primária, classificou os ecossistemas aquáticos dulciaquícolas em dois grandes grupos: os oligotróficos e os eutróficos. Hoje sabe-se que os ecossistemas oligotróficos apresentam baixa produtividade, devido, em grande parte, às pequenas entradas de nutrientes provenientes de fontes exteriores. Estes apresentam comunidades vegetais e animais estáveis assim como uma razão de volume do hipolimnio (camada profunda de uma massa de água em que se regista estratificação sazonal, designando-se de epilimnio a camada mais superficial) para volume do epilimnio elevado, e onde a quantidade de matéria orgânica produzida é aproximadamente igual às necessidades metabólicas dos seus componentes (Wetzel, 1993). Por outro lado, nos ecossistemas eutróficos as taxas de sobrecarga de nutrientes, principalmente fósforo e azoto, são relativamente elevadas. A taxa de produtividade fotossintética é maior, o que determina uma maior intensidade das reacções de regeneração de nutrientes inorgânicos a partir dos compostos orgânicos, bem como uma compressão da zona de penetração da radiação luminosa. Estes são menos complexos e mais instáveis do que os oligotróficos (Wetzel, 1993). Actualmente estes conceitos continuam a ser amplamente utilizados na classificação do estado trófico das massas de água, sendo também comum a utilização da designação de mesotrófico (Figura 1.1) para a classificação

de uma situação intermédia entre os dois estados referidos anteriormente, indicativa de um processo de transição, num sentido ou no outro (Premazzi e Chiaudani, 1992).

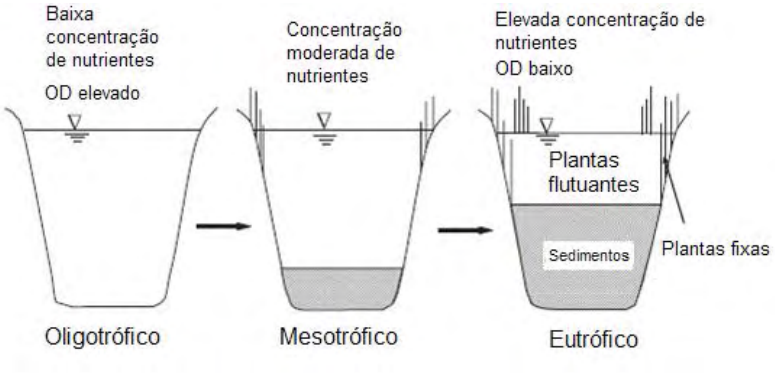


Figura 1.1- Representação da evolução do estado trófico em sistemas aquáticos.
Fonte: Zhen-Gang , 2008 (adaptado).

Tendo por base a definição original, a utilização da terminologia "eutrófico", "mesotrófico" e "oligotrófico" corresponde a uma classificação da qualidade da água. Esta terminologia é no entanto utilizada por diversos autores para classificar massas de água superficiais, tendo em consideração as características físicas, químicas e biológicas da massa de água bem como características da respectiva bacia de drenagem (Premazzi e Chiaudani, 1992). Do facto de esta terminologia poder ser considerada de maneiras distintas por diferentes investigadores resulta alguma dificuldade na definição do conceito de eutrofização, já que enquanto uns se referem à produção primária na massa de água, outros utilizam-na para descrever o processo de afluência excessiva de nutrientes para essa massa de água (Diogo, 2008).

Associada a esta dualidade conceptual na caracterização do estado trófico de massas de água, os sistemas de classificação do estado trófico podem ser descritos de acordo com duas abordagens distintas: na primeira, a classificação é obtida em função do estado da qualidade da água, avaliada em função de medições *in situ* de diferentes descritores de qualidade, nomeadamente biomassa algal e concentração em nutrientes principais; na segunda, a classificação resulta da avaliação das afluências de nutrientes e da relação destas afluências com a geomorfologia da massa de água (Premazzi e Chiaudani, 1992).

Um dos critérios de classificação do estado trófico mais conhecidos é a abordagem de classificação apresentada em 1982 pela Organização para a Cooperação Desenvolvimento Económico (OCDE). Esta abordagem tem como objectivo uma caracterização quantitativa dos termos oligotrófico, mesotrófico e eutrófico, tendo principalmente em vista a gestão da qualidade das massas de água (Premazzi e Chiaudani, 1992). Baseia-se essencialmente na medição de alguns parâmetros de qualidade da água e comparação dos resultados com uma tabela de valores limite para cada classe de estado trófico. Inclui parâmetros de qualidade como a clorofila-a, fósforo total e transparência (medida com disco de Secchi), sendo ainda considerados os estados ultra-oligotrófico e hiper-eutrófico, referentes a valores extremos de alguns parâmetros de qualidade da água (Tabela 1.1). No entanto, grande parte dos estados

pertencentes à Comunidade Europeia optou por utilizar uma versão modificada desta abordagem de classificação (critério com parâmetros físico-químicos) para a identificação de massas de água sujeitas a eutrofização (Premazzi e Cardoso, 2001), estando no entanto em fase de estudo o desenvolvimento de novas metodologias de avaliação, mais de acordo com o espírito da DQA.

Tabela 1.1- Critérios de classificação do estado trófico da OCDE. Fonte: Premazzi e Chiaudani , (1992) .

Classificação	P-total ($mg.m^{-3}$)	Clorofila-a ($mg.m^{-3}$)	Max Clorofila-a ($mg.m^{-3}$)	Disco de Secchi (m)	Min disco de Secchi (m)
Ultra-oligotrófico	< 4	< 1	< 2,5	> 12	> 6
Oligotrófico	< 10	< 2,5	< 8,0	> 6	>3
Mesotrófico	10 – 35	2,5 – 8	8 – 25	6 – 3	3 – 1,5
Eutrófico	35 – 100	8 – 25	25 – 75	3 – 1,5	1,5 – 0,7
Hiper-eutrófico	> 100	> 25	>75	< 1,5	< 0,7

Embora sejam claras as vantagens práticas que resultam da utilização de uma grelha de critérios claramente definida como aquela apresentada na Tabela 1.1, a sua adopção generalizada pode não possibilitar uma adequada avaliação do problema da eutrofização, uma vez que tende a ignorar as características particulares das massas de água a classificar; este tipo de classificação dificilmente se adequa à identificação de estratégias a adoptar no sentido de melhorar a qualidade da água, uma vez apenas permitir “constatar” a qualidade existente (Diogo, 2008).

No seguimento da publicação da DQA têm vindo a ser desenvolvidos esforços no sentido de encontrar mecanismos de classificação com base no estado ecológico das massas de água, estado esse que terá que ser definido em função não só da avaliação da qualidade da água em determinado momento, mas também em função das pressões e das condições naturais do meio em causa. A avaliação do estado ecológico das massas de água permite assim incorporar eventuais características particulares das massas de água, as quais podem condicionar características físico-químicas da água, procurando-se com isso identificar melhor as situações em que as actividades antropogénicas são de facto as responsáveis pelo eventual mau estado ecológico da massa de água (Diogo, 2008). Este tipo de classificação baseada no estado ecológico implica o desenvolvimento de novas abordagens ao problema da eutrofização de lagos e albufeiras, as quais têm vindo a ser estudadas no âmbito da DQA.

Em Portugal, as entidades responsáveis pela monitorização da qualidade da água têm vindo ainda a utilizar a abordagem de classificação do estado trófico de lagoas e albufeiras com base nas características físico-químicas destas massas de água. Até ao ano de 2004 esta classificação resultava principalmente da utilização dos critérios definidos pela OCDE (OCDE, 1982). Desde então e face à necessidade de implementação das directivas dos nitratos (Directiva 91/676/CEE, de 12 de Dezembro) e das águas residuais urbanas (Directiva 91/171/CEE, de 21 de Maio), foi considerado necessário estabelecer um critério comum a

adoptar pelas instituições públicas. Esse critério foi definido após a consulta a vários técnicos de instituições nacionais, regionais e locais, bem como a investigadores com reconhecido conhecimento da matéria, permitindo estabelecer um padrão de classificação do estado trófico em Portugal que até então não existia. Assim e desde o ano de 2004, o Instituto da Água (INAG) adoptou uma grelha de critérios de classificação (Tabela 1.2), dos quais foi excluído o critério transparência e acrescentado a percentagem de saturação em oxigénio. De referir que a não utilização do critério baseado no Disco de Secchi, parâmetro frequentemente utilizado principalmente pela sua simplicidade de avaliação, mas que foi considerado inadequado pela generalidade dos técnicos que intervieram no referido processo de definição de critérios para Portugal, face às características de muitas das albufeiras em Portugal, em particular na região do Alentejo (Diogo, 2008).

Tabela 1.2- Classificação do estado trófico adoptado em Portugal pelo INAG, para albufeiras e lagoas.

	ESTADO TRÓFICO		
Parâmetro	OLIGOTRÓFICO	MESOTRÓFICO	EUTRÓFICO
Fósforo Total (mg $P.m^{-3)}$	< 10,0	10,0 – 35,0	> 35,0
Clorofila a ($mg.m^{-3}$)	< 2,5	2,5 – 10,0	> 10,0
Oxigénio Dissolvido (% saturação)	-	-	< 40,0

Notas: 1) Os valores correspondem a médias geométricas;
2) O estado trófico é determinado pelo critério mais desfavorável;
3) Pelo menos uma amostra para cada estação do ano (4), obtidas a meio metro de profundidade

No caso dos rios não existe em Portugal um critério específico para a classificação do estado trófico que tenha sido adoptado pelo Instituto Nacional da Água, uma vez que esta problemática não é habitualmente contemplada nas avaliações efectuadas aos rios. Existem no entanto alguns critérios desenvolvidos através de estudos realizados em cursos de água europeus e norte americanos, sendo um exemplo destes, o critério proposto por Dodds *et al*. (1998) para rios temperados (Tabela 1.3), que se baseia numa caracterização quantitativa dos termos oligotrófico, mesotrófico e eutrófico através de medições efectuadas aos parâmetros clorofila-a, azoto total e fósforo total.

Torna-se assim claro que a identificação do estado trófico das massas de água constitui actualmente um instrumento fundamental para o cumprimento das disposições legais já referidas anteriormente, tornando-se indispensável para a identificação das massas de água passíveis de serem classificadas como sensíveis e as respectivas bacias hidrográficas como vulneráveis.

Tabela 1.3- Critério de classificação do estado trófico de rios segundo Dodds *et al*., (1998).

ESTADO TRÓFICO	N-Total ($mg.m^{-3}$)	P-Total ($mg.m^{-3}$)	Clorofila- a suspensa ($mg.m^{-3}$)	Clorofila- a bentónica ($mg.m^{-3}$)
OLIGOTRÓFICO	<700	<25	<10	<20
MESOTRÓFICO	700-1500	25-75	10-30	20-70
EUTRÓFICO	>1500	>75	>30	>70

1.2. Nutrientes

Os nutrientes são elementos ou compostos químicos necessários para o crescimento de organismos vivos. O azoto, o fósforo, o carbono, e a sílica encontram-se entre os nutrientes essenciais exigidos para o crescimento e a sobrevivência das algas. A sílica apresenta-se como um nutriente preponderante somente para as diatomáceas, uma vez que é o elemento base para a formação da sua estrutura. Além dos nutrientes anteriormente referidos, o crescimento de algas exige um conjunto de outros micronutrientes, tais como o ferro, o manganês, o potássio, o sódio, o cobre, o zinco, e o molibdênio. No entanto, estes nutrientes menores não são normalmente considerados em modelos de qualidade da água uma vez que são necessários apenas em quantidades bastante diminutas, estando geralmente presentes as quantidades suficientes no meio aquático para que não actuem como elemento limitante ao crescimento das algas (Harper, 1992).

Embora os nutrientes sejam essenciais às algas, em níveis excessivos de concentração podem ser prejudiciais aos ecossistemas. Os nutrientes são considerados como poluentes quando se apresentam em concentrações excessivas, passíveis de causar eutrofização através da estimulação do crescimento de plantas e algas aquáticas. Além de eutrofização, elevadas concentrações de nutrientes podem igualmente conduzir a problemas de saúde humanos, dado que a ingestão de água que apresente níveis do nitrato superiores a 10 mg/L pode causar uma diminuição potencialmente fatal dos níveis de oxigénio no sangue em crianças (Harper, 1992).

Os nutrientes podem ocorrer no meio aquático em diferentes formas:

- Na coluna de água, podendo encontrar-se na sua forma dissolvida ou particulada;
- Nos sedimentos, podendo encontrar-se adsorvidos aos mesmos nas suas formas particuladas e também na suas formas dissolvidas na água intersticial presente nos poros dos sedimentos;
- Como constituinte de organismos vivos, como algas, peixes ou detritos.

Os nutrientes podem igualmente ser agrupados conforme se apresentem na forma orgânica ou inorgânica. Os nutrientes biodisponiveis apresentam-se na forma dissolvida, livres de adsorção ou de outra qualquer complexidade, de forma a serem prontamente assimilados pelas plantas. As formas dos nutrientes directamente disponíveis são principalmente as

formas inorgânicas, embora algumas algas possam utilizar as formas orgânicas (Darley, 1982). A amónia (NH_4) e o nitrato (NO_3^-) no caso do azoto, e o ortofosfato (PO_4^{3-}) para o caso do fósforo, são as principais formas inorgânicas dissolvidas destes dois nutrientes que se encontram mais rapidamente disponíveis para integrarem o metabolismo das algas.

Os nutrientes inorgânicos dissolvidos tendem a ser utilizados e reciclados rapidamente numa massa de água. Por este motivo, a maioria dos programas de monitorização e avaliações de estado trófico centram-se sobre as concentrações totais dos nutrientes, tais como o fósforo total (P-total) e o azoto total (N-total), em vez de utilizarem as fracções dissolvidas destes (Zhen-Gang, 2008). Comparado as concentrações de fósforo inorgânico dissolvido e azoto inorgânico dissolvido com as concentrações do P-total e do N-total verifica-se que estas últimas reflectem melhor o estado trófico de uma massa de água uma vez que o crescimento das algas afecta substancialmente a quantidade de nutrientes inorgânicos dissolvidos, dado que as algas os utilizam directamente, o que leva ao seu esgotamento durante a sua estação de crescimento. Assim sendo, níveis moderadamente baixos de nutrientes inorgânicos dissolvidos não são necessariamente indicadores de uma baixa concentração de algas.

A quantidade de nutrientes presente numa dada massa de água é difícil de controlar uma vez que estes tendem a recircular pelo ecossistema. Assim, em vez de abandonarem a massa de água, os nutrientes tendem a circular entre a coluna de água e os sedimentos do fundo, pelo que as entradas graduais dos nutrientes podem causar a sua acumulação ao longo do tempo dos nutrientes na massa de água (Zhen-Gang, 2008).

Por exemplo, os nutrientes consumidos pelas algas, a sua morte e deposição irá resultar na transferência dos nutrientes da coluna de água para os sedimentos. Na Primavera e Verão, com o aumento da temperatura, os nutrientes retornam à coluna de água devido à decomposição e mineralização dos detritos presentes no fundo da massa de água. Os nutrientes libertados desta cama de sedimento podem assim suportar um “bloom” de algas durante este período (Harper, 1992).

Tanto o azoto como o fósforo atingem as águas superficiais devido às actividades antropogénicas. O fósforo, devido à sua tendência para se adsorver nas partículas, é transportado geralmente nas escorrências com os sedimentos erodidos. Por seu lado, o azoto não tem esta capacidade e é preferencialmente transportado nas partículas e na matéria dissolvida. O azoto pode também ser transportado por via aérea, através da deposição atmosférica, uma vez que existe uma fase gasosa no seu ciclo geoquímico. Evidentemente, há que juntar a estes meios de transporte a deposição directa destes nutrientes nas massas de água, a partir de águas residuais (domésticas ou industriais) e de outras fontes de poluição difusa, como é caso da agricultura (Pereira, 1977).

Contudo, o azoto e o fósforo comportam-se na água de maneira diferente. As formas inorgânicas de azoto não estabelecem ligações tão fortes com a matéria particulada como as formas de fósforo e, como tal, apesar de serem arrastadas para os sedimentos através da

deposição, regressam mais facilmente à água. Com o fósforo acontece o contrário, porque ao aderir muito facilmente aos sedimentos, torna-se indisponível. A sua reintrodução na coluna de água acontece com a agitação das camadas de água mais profundas ou alterações nos processos químicos.

O transporte do azoto e fósforo a partir das fontes até às massas de água é efectuado através de diversos processos, nomeadamente processos químicos, físicos e biológicos, que no seu conjunto constituem o denominado ciclo de nutrientes.

1.2.1. Ciclo do azoto

O azoto existe em abundância na natureza, ocupando 80% do volume da atmosfera na forma de N_2. Porém, esta forma de azoto não é directamente utilizável pelas plantas e pelos animais, pelo que tem de ser convertido para outras formas, como por exemplo a forma nitrato (NO_3^-) ou a forma amoniacal (NH_4^+). A conversão ocorre tanto em terra como na água, através de quatro processos do ciclo do azoto (Figura 1.2).

Em três processos - fixação de azoto, decomposição e nitrificação - a forma gasosa passa a outra forma assimilável, e no quarto processo (desnitrificação) o azoto é devolvido à atmosfera:

- Fixação de azoto - Conversão do azoto atmosférico (N_2) em azoto amoniacal (NH_4^+). Os organismos fixadores de N_2, como as algas azuis-verdes (cianobactérias) e as bactérias Rhizobium e Azotobacter, dividem o azoto molecular, que se combina com o hidrogénio, formando o azoto amoniacal;

- Decomposição – É uma reacção irreversível em que os organismos decompõem os detritos e os tecidos da matéria morta em aminoácidos, que são depois oxidados a dióxido de carbono, água e azoto amoniacal, sendo esta última forma absorvida pelas plantas;

- Nitrificação – É um processo de dois passos em que o azoto amoniacal é oxidado a nitrito e a nitrato, produzindo energia para os organismos decompositores. Há dois tipos de microrganismos envolvidos: Nitrosomonas e Nitrobacter. Os primeiros oxidam o azoto amoniacal a nitrito e água, e os segundos oxidam os nitritos a nitratos, que serão depois absorvidos pelas plantas.

- Desnitrificação – Neste processo, os nitratos são reduzidos a azoto gasoso, por organismos anaeróbios facultativos, como alguns fungos, que sobrevivem em condições anóxicas porque conseguem extrair o oxigénio a partir da decomposição das moléculas que o contêm (e. g., NO_3^-).

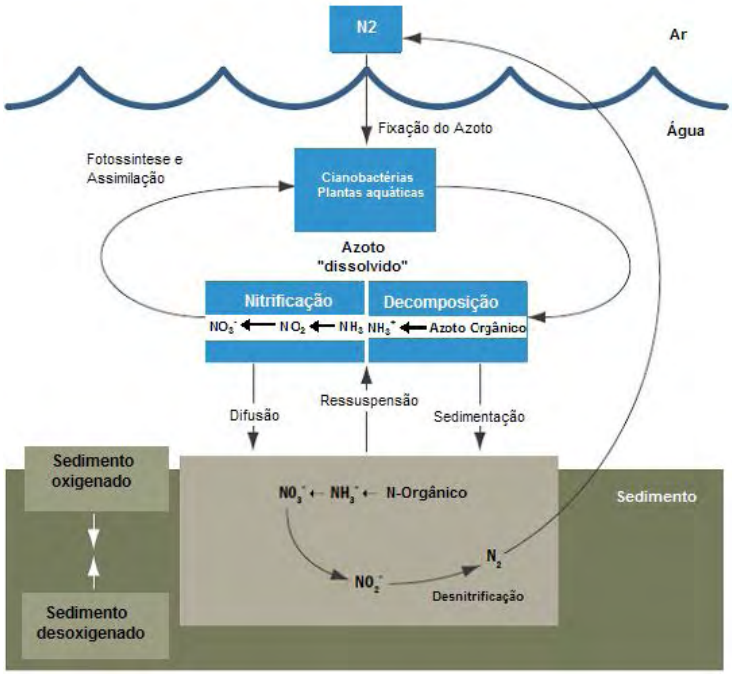


Figura 1.2 - Ciclo do azoto no ambiente aquático. Fonte: Grace, 2005 (adaptado).

O azoto fluí continuamente no ciclo, embora dependa da temperatura e por isso assume um comportamento sazonal. Os organismos mortos decompõem-se e libertam-no como amónia, posteriormente convertido em nitritos e nitratos, iniciando novamente o processo. Se houver falta de azoto na água, os organismos fixadores de azoto podem ir buscá-lo à atmosfera e transformá-lo na forma amoniacal (Pereira, 1977).

1.2.2. Ciclo do fósforo

Em condições normais, o fósforo é o macronutriente mais escasso no ambiente aquático, pelo que é normalmente limitante do desenvolvimento das comunidades de microalgas (Harper, 1992). Ao contrário do azoto, no ciclo do fósforo não existe a forma de gás e por isso não há nenhuma entrada a partir da atmosfera (Figura 1.3). Outra razão para esta escassez em condições normais é o facto de o fósforo não se encontrar de um modo abundante na crosta terrestre, além de que os minerais de fosfato que existem são pouco solúveis. Também a retirada do fosfato da coluna de água por precipitação, reduz os níveis de fosfatos no meio aquático. Isso pode ocorrer através da presença de iões de ferro na coluna de água, ou através da presença de argilas com grande capacidade de adsorção de fosfatos, principalmente os que estiverem ligados a iões de ferro e alumínio. Em lagos ou lagoas com elevados valores de pH, o cálcio também pode ser responsável pela precipitação dos fosfatos (Esteves, 1988). Em águas superficiais com pH compreendido entre 5 e 8, o fósforo encontra-se naturalmente sob a forma de ortofosfatos (Dias, 2000).

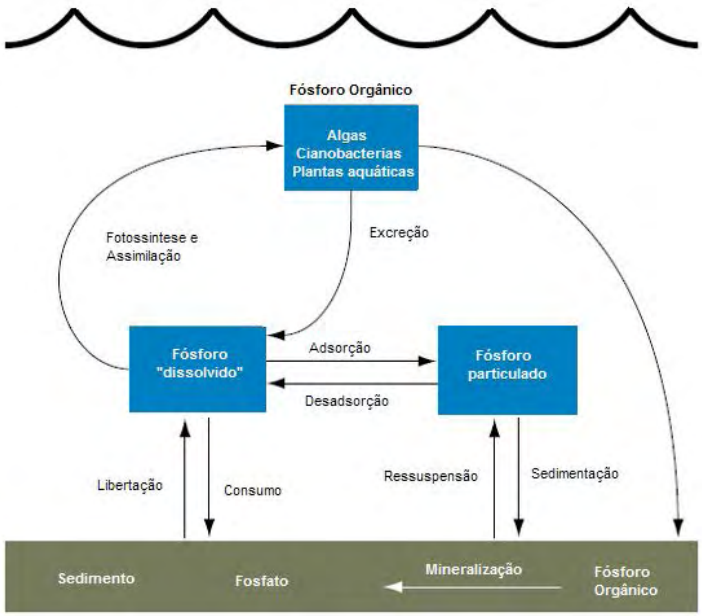


Figura 1.3- Ciclo do fósforo no ambiente aquático. Fonte: Grace, 2005 (adaptado).

As formas fosfatadas disponíveis para as plantas e algas são as formas inorgânicas de ortofosfato, como H_2PO^{4-}, HPO_4^{2-} e PO_4^{3-}, o chamado fósforo solúvel reactivo. Nos detritos e plâncton o fósforo apresenta-se sob a forma orgânica (Pereira, 1977).

- Fósforo inorgânico – As formas solúveis de fosfatos inorgânicos H_2PO^{4-}, HPO_4^{2-} e PO_4^{3-}, conhecidas como fósforo solúvel reactivo (FSR), estão disponíveis para as plantas e são as formas mais importantes na sustentação do crescimento das algas.
- Fósforo orgânico – Existe no particulado vivo e morto, tal como o plâncton e detritos. A parte não particulada inclui o fósforo orgânico (excretado pelos organismos) e os compostos coloidais.

As trocas de fósforo na interface sedimentos-água são reguladas por reacções de oxidação-redução, que são dependentes do oxigénio existente, da solubilidade dos minerais, da actividade metabólica das bactérias e da turbulência resultante de processos físicos e bióticos (Wetzel, 1993). Em condições aeróbias o equilíbrio de trocas é, em geral, unidireccional para os sedimentos. Há maior deposição nos sedimentos do que libertação destes. Por outro lado em anaerobiose, as trocas inorgânicas que ocorrem na interface sedimentos-água são influenciadas por condições redutoras (Oliveira, 2004).

A determinação de todas as formas de fósforo na água, incluindo todas as formas orgânicas e inorgânicas solúveis e particulada já mencionadas, é conhecida como fósforo total. É também usual a contabilização apenas das formas solúveis reactivas do fósforo, denominado neste caso por ortofosfato. A razão entre as fracções mais e menos biodegradáveis de fósforo nas massas de água dependem das condições ambientais e da acção microbiana.

Capítulo 2

CARACTERIZAÇÃO FISIOGRÁFICA E SÓCIO-ECONOMICA DA ZONA DE ESTUDO

2.1. Pateira de Fermentelos

A Pateira de Fermentelos é uma lagoa existente no extremo poente do concelho de Águeda, distrito de Aveiro, no NE de Portugal, a 20 km da linha de costa, entre os paralelos 40º29'N e 40º36'N e os meridianos 8º36'W e 8º28'W (Figura 2.1). Situa-se na região do Baixo Vouga, localizada numa depressão circunscrita pelas povoações de Requeixo e Óis-da-Ribeira, a Norte; Fermentelos, Rego e Perrães, a Sul; Espinhel e Gocha, a Este; Carregal, a Oeste. Ao receber, a Sul, as águas do rio Cértima e a Noroeste as da Ribeira do Pano, a Pateira desagua no rio Águeda, afluente de margem esquerda do rio Vouga, logo abaixo da ponte de Requeixo, ocupando o plano de água uma área que varia segundo a época do ano, entre cerca de 3 km^2 na época seca e cerca de 9 km^2 na época húmida, em situações de cheia, cuja duração depende da frequência e intensidade das precipitações (Sena, 2007).

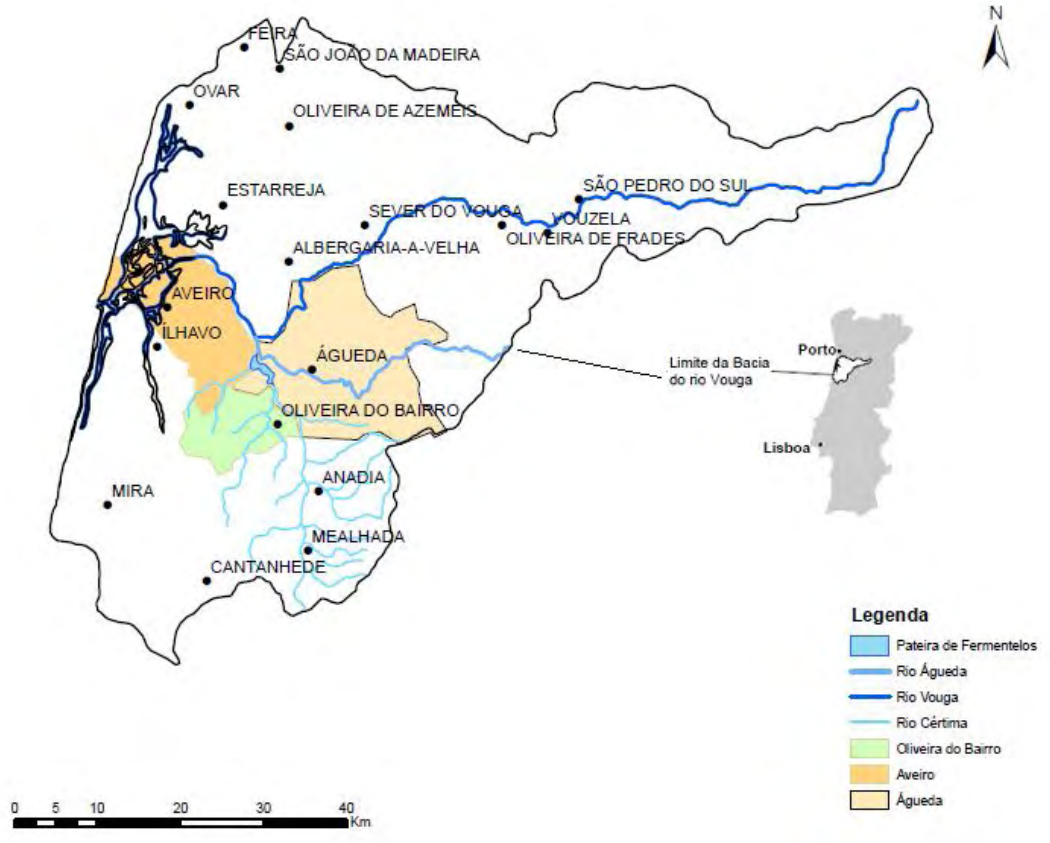


Figura 2.1 – Bacia hidrográfica simplificada do rio Vouga e localização dos concelhos que partilham a Pateira de Fermentelos (obtida a partir de informação digital da Agência Portuguesa do Ambiente, 2009).

Ao longo do ano hidrológico, a profundidade média da lagoa é de 2 m. A topografia do fundo da lagoa é relativamente homogénea, com uma altitude média de 2 m, encontrando-se a zona mais a montante do fundo da lagoa a 3,7 m de altitude e a zona mais a jusante a 2,4 m de altitude. Em 1980, trabalhos de dragagem dos sedimentos do fundo da Pateira de Fermentelos, originaram um sulco orientado NW-SE, aproximadamente paralelo ao

comprimento da lagoa, existente entre as margens de Fermentelos e de Óis da Ribeira, onde o fundo da lagoa assume cotas de 2,1 a 2,4 m (Caldeira,com. oral, 2006 vide Sena 2007).

O nome "Pateira" deriva do termo "pato" e do sufixo "eira", que significa abundância e designa vários pontos da bacia hidrográfica do Vouga que formam pequenas lagoas permanentemente alagadas. A configuração actual da lagoa terá começado a tomar forma na Idade Média, provavelmente após o século XV (Morais, 1922), devido à acção conjugada das cheias do Cértima, à dificuldade de escoamento da água, como consequência da acumulação de sedimentos do rio Águeda no ponto de confluência com o rio Cértima e, mais tarde, devido também às dragagens e recolha de moliço, para posterior fertilização dos terrenos agrícolas que pouco a pouco se foram instalando na planície aluvial do baixo Cértima. A manutenção da área da lagoa e contenção do avanço do pântano deve-se, portanto, à acção conjugada da Natureza, através do aporte natural de água, sedimentos e nutrientes, e às actividades antrópicas, como a agricultura drenante nas margens da lagoa, as dragagens e a recolha de moliço (Sena, 2007).

O seu espelho de água e zona húmida envolvente tornaram-se o palco de diversas actividades recreativas associadas à pesca, aos desportos náuticos e à prática balnear.

É também uma zona de elevada importância biológica, devido a existência de habitats (caniçais) que permitem a nidificação de espécies protegidas e bastante raras como a águia-sapeira, a garça-vermelha, o rouxinol-pequeno-dos-caniços, e ainda aves migratórias que encontram na zona alimento para acumularem energia, estando por esse facto integrada na Zona de Protecção Especial da Ria de Aveiro (Decreto-Lei 384-B/99, de 23 de Setembro, que estabelece o regime de preservação da diversas zonas de protecção especial), onde são aplicadas medidas para a manutenção e/ou restabelecimento do estado de conservação das populações de determinadas espécies de aves selvagens (Decreto-Lei 140/99, de 24 de Abril). Em termos geológicos, a Pateira está localizada numa zona importante para a recarga dos aquíferos subterrâneos, razão pela qual se torna importante o constante controlo da qualidade da água dos seus afluentes (Sena, 2007).

Foi ainda definida como uma área sensível no que respeita à descarga de efluentes urbanos (Decreto-Lei 152/97, de 19 de Junho, que transpõe a correspondente Directiva Europeia nesta matéria), e que atribui esta designação a "*Lagoas naturais de águas doce, outras extensões de água doce, estuários e aguas costeiras que se revelem eutróficos ou susceptíveis de se tornarem eutróficos num futuro próximo, se não forem tomadas medidas de protecção"*, estando por isso as descargas de efluentes urbanos afluentes a Pateira sujeitas a restrições específicas.

Nas últimas décadas a mudança drástica da flora dominante, a recolha cada vez mais escassa de plantas aquáticas, a ausência de dragagens, o abandono dos terrenos agrícolas marginais, como consequência da emigração iniciada em 1950, a substituição do adubo orgânico (à base de moliço) por fertilizantes químicos, o lançamento de efluentes de origem

urbana, a existência de actividades pecuárias com deficiente tratamento de efluentes, e a industrialização do vale do Cértima, têm provocado na Pateira e no seu principal afluente, o rio Cértima, uma degradação da qualidade das suas águas. Como consequência a água no interior da Pateira encontra-se poluída por nutrientes o que provoca um crescimento excessivo de matéria vegetal, promovendo assim aquando da sua morte valores de oxigénio dissolvido muito baixos e o avanço do processo de pantanização.

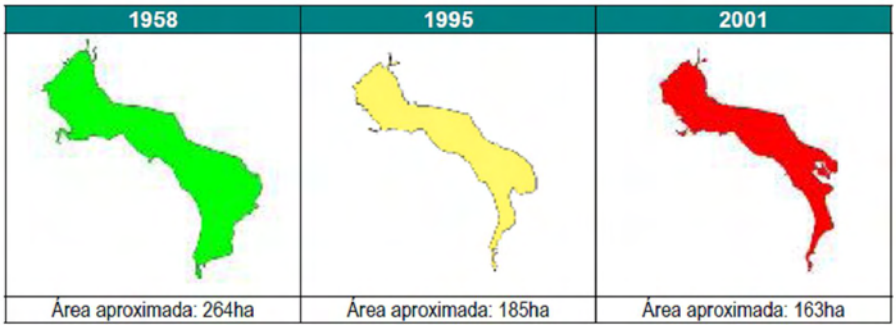


Figura 2.2 - Evolução temporal da área superficial da Pateira de Fermentelos (adaptado de Martins et al, 2006).

Actualmente a recolha do moliço é quase inexistente devido à modificação das práticas agrícolas e, provavelmente devido também à ocupação da lagoa por espécies infestantes, como o jacinto-de-água (Eicchornia crassipes) e a erva-pinheirinha (Myriophyllum sp.), que rapidamente se tornaram as espécies dominantes e condicionam sazonalmente a utilização do espelho de água, o que determinou a aquisição de uma ceifeira aquática de forma a remover periodicamente estas espécies da superfície da lagoa (Martins et al, 2006). Verificou-se também nos últimos 50 anos e independentemente do efeito de sazonalidade na disponibilidade dos recursos hídricos, o desaparecimento de cerca de 100 hectares da área superficial da Pateira (Figura 2.2), resultante não só do assoreamento natural por sedimentos aportados pelas linhas de água, mas também, como consequência da eutrofização das águas da lagoa.

A permanente conquista do espaço aquático para o uso agrícola e urbano, a falta de medidas de gestão adequadas e as intervenções hidráulicas impróprias, são factores que aparentam ter contribuído para o desaparecimento destas áreas e como tal para a perda de habitat.

2.2. Hidrografia

O rio Cértima nasce na Ribeira de Santa Cristina, na Serra do Buçaco, a cerca de 380 metros de altitude. Percorre aproximadamente 45 km até desaguar na margem esquerda do rio Águeda, na zona imediatamente a montante da confluência deste com o rio Vouga (Sena, 2007), os últimos 5 km do rio Cértima correspondem à Pateira de Fermentelos (Figura 2.3). É na sua essência um rio de planície, com cerca de 90 % da área situada abaixo dos 100 m, drenando na direcção dominante Sul-Norte (Reis, 2000). O rio apresenta uma área de

drenagem de cerca de 535 km^2, estando inserida na província da Beira Litoral e fazendo parte ainda das sub-regiões Baixo Vouga e Baixo Mondego. Abrange também uma grande parte da denominada Região da Bairrada, uma das regiões vinícolas demarcadas de Portugal. A Norte está limitada pela sub-bacia do rio Águeda e pela Ria de Aveiro, confinando com a bacia hidrográfica do rio Mondego a Sul e a Este, enquanto a Oeste está limitada pela sub-bacia do rio Boco.

Os principais afluentes da margem esquerda são, de montante para jusante, a ribeira da Lendiosa, o rio da Ponte (que desagua nas imediações de Vimieira), o rio Levira (que desagua junto a Perrães) e a ribeira do Pano (que desagua na Pateira de Fermentelos). Na margem direita do Cértima afluem, de montante para jusante, a ribeira da Serra (Sul), ou da Grada (que passa pelo Luso), o rio da Serra, ou da Vila (que desagua perto de Mogofores) e as ribeiras do Boialvo e Cadaval (Ferreira, 2007).

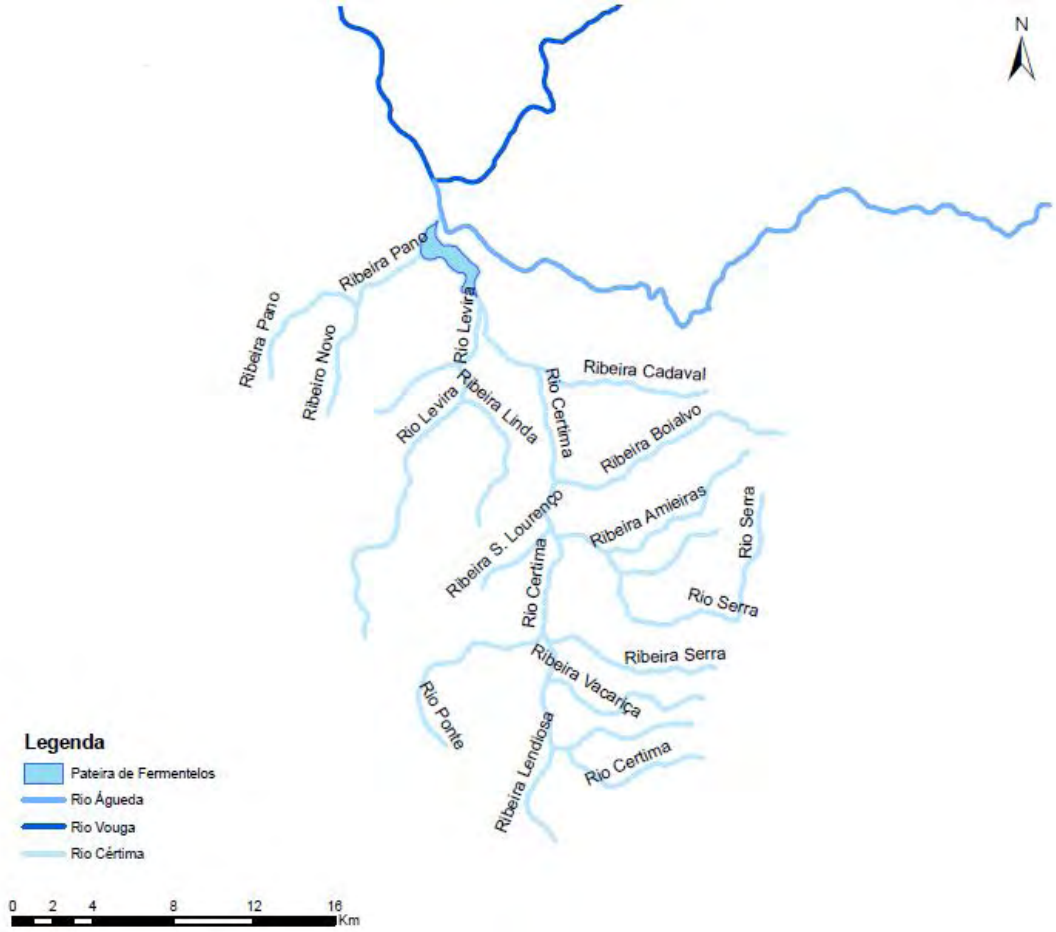


Figura 2.3 - Representação geográfica do rio Cértima e dos seus principais afluentes (obtida a partir de informação digital da Agência Portuguesa do Ambiente, 2009).

A presença da Pateira de Fermentelos no troço final do rio Cértima condiciona o escoamento superficial nesta zona. O rio Cértima representa a principal entrada de água superficial da Pateira de Fermentelos e o rio Águeda constitui o seu nível de base que, em casos excepcionais e concretos, pode impedir o escoamento da lagoa ou até mesmo alimentá-la – efeito de regolfo ou refluxo (Sena, 2007). Ainda segundo Sena (2007), este efeito parece

reflectir três factores: a semelhança da cota de superfície dos rios Cértima, Águeda e Vouga nesta zona; a proximidade do nível dos rios ao nível médio da água do mar na zona da Pateira, o que permite que as marés influenciem o nível dos rios nesta mesma zona; e os distintos tempos de crescimento no ponto de confluência entre estas linhas de água.

2.3. Análise dos caudais do rio Cértima

O caudal num rio é função do volume de água e da respectiva velocidade de escoamento da mesma, exercendo impacto na qualidade da água do rio e nos organismos e habitats aquáticos. Geralmente rios mais caudalosos apresentam maior capacidade de diluição e de auto degradação de poluentes, assim como maiores níveis de oxigénio dissolvido (Dohner et al., 1997).

O estudo dos caudais médios diários do rio Cértima foi baseado na análise efectuada por Sena (2007) aos dados contínuos de caudal médio diário, medidos na ponte de Requeixo situada no rio Cértima, entre 1980 e 1984, e obtidos através do SNIRH (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos), sendo os dados mais recentes disponíveis. Estes dados revelaram que o rio Cértima, na ponte de Requeixo, apresentou um caudal médio de 27,32 m^3/s com uma mediana de 6,71 m^3/s, e em média um caudal máximo instantâneo médio de 397,49 m^3/s. A partir dos mesmos dados de caudal, e de dados de precipitação diária acumulada registados no posto udométrico de Oliveira do Bairro para o mesmo período, Sena (2007) construiu os hidrogramas e hietogramas correspondentes (Anexo A). Da sua análise, verifica-se que de um modo geral, os dias de maior precipitação constituem os dias de maior caudal. Os meses menos caudalosos correspondem aos meses de Verão (Julho, Agosto e Setembro).

2.4. Ocupação demográfica

A área ocupada pela bacia do rio Cértima pertence, na sua maioria, ao distrito de Aveiro, estendendo-se pelos municípios de Águeda (12 %), Anadia (40 %), Aveiro (6 %), Ílhavo, Mealhada (16 %), Oliveira do Bairro (13 %) e Vagos (2 %), ocupando ainda uma pequena parte do distrito de Coimbra, nos municípios de Cantanhede (8 %), Mortágua e Penacova (os municípios de Ílhavo, Mortágua e Penacova perfazem uma área conjunta de apenas 3 %). Na caracterização da área de estudo foram considerados somente os municípios de Águeda, Anadia, Mealhada e Oliveira do Bairro, visto serem os mais representativos da bacia (cada um deles com uma área pertencente à bacia do rio Cértima superior a 10 % da área total da bacia). Nos Anexos B e C apresenta-se uma representação geográfica dos concelhos e freguesias pertencentes a bacia do rio Cértima, bem como os dados da população e a área destes concelhos e das suas freguesias. Sobre o concelho de Águeda importa salientar que

apenas oito das suas vinte freguesias, situadas na sua área mais a Sul, fazem parte da bacia do rio Cértima, pelo que apenas essas são consideradas. Também no caso dos concelhos de Aveiro e Cantanhede apenas são indicadas as freguesias pertencentes a bacia do rio Cértima.

Relativamente a densidade populacional, expressa através da relação entre o número de habitantes de uma dada área territorial e a área desse território, a análise da Figura 2.4 permite verificar que as freguesias com maior densidade populacional são Mealhada, Arcos, Aguada de Baixo e Fermentelos, todas com valores acima de 313 hab/km^2. Pode-se também constatar que as freguesias com maior densidade populacional se encontram situadas junto ao troço principal do rio Cértima.

É no entanto necessário realçar que este indicador tem em conta a área total do território e, por isso, não permite tirar conclusões directas sobre o grau de dispersão da população (um território com uma população pouco dispersa pode apresentar uma baixa densidade populacional ou vice-versa).

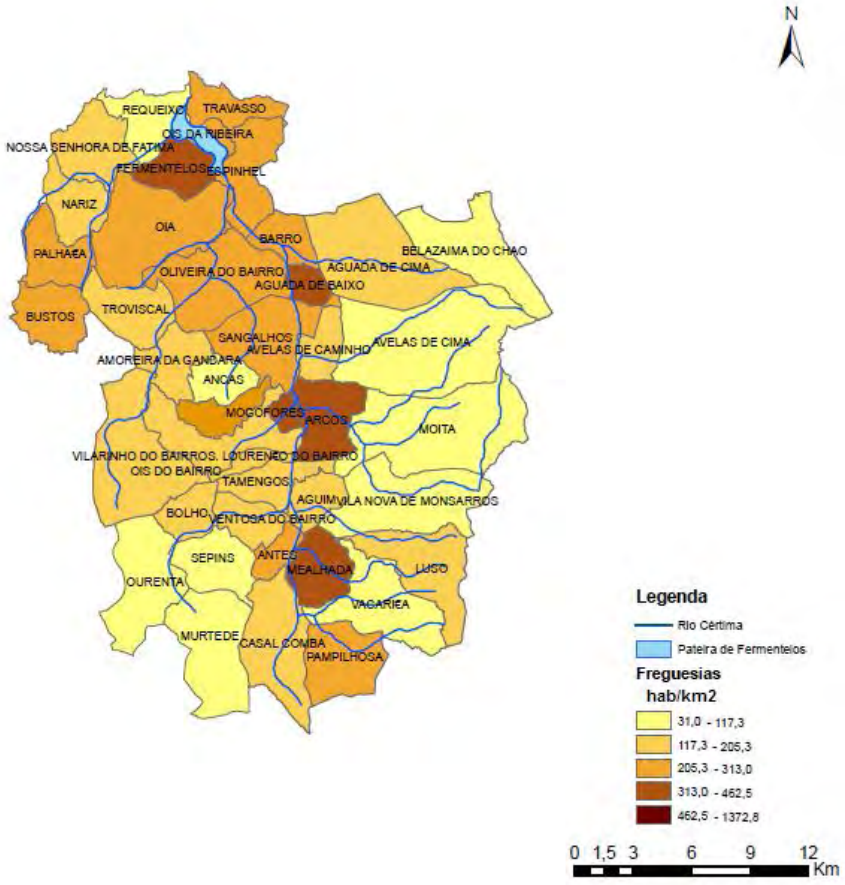


Figura 2.4 - Representação geográfica da densidade populacional (hab/km^2) de cada uma das freguesias pertencentes a bacia hidrográfica do rio Cértima (obtida a partir de informação digital da Agência Portuguesa do Ambiente, 2009 e INE, 2009).

2.5. Actividade económica

A bacia hidrográfica do rio Cértima abrange grande parte da denominada Região da Bairrada, cujo nome tem origem na natureza dos solos predominantes na zona – os barros, os quais determinaram indirectamente a distribuição das actividades económicas desta zona. A população activa distribuída pelos vários sectores de actividade económica é apresentada na Tabela 2.1.

Na região da Bairrada a estrutura económica ainda revela um grande peso de uma agricultura pobre, sendo a produtividade na agricultura apenas 2/3 da média nacional. No entanto, o sector secundário apresenta alguns sectores com produtividade na média nacional, bem inseridos nas actividades de competitividade nacional e internacional. São exemplos as cerâmicas, os produtos metálicos, os moldes, os componentes automóveis, aglomerados de madeira e o vidro.

O turismo assume elevado realce na região, sendo uma importante fonte económica. Os principais interesses turísticos são a paisagem e os seus contrastes, as termas da Curia, no concelho de Anadia e as termas do Luso, no concelho da Mealhada ou ainda, factores de atracção turística como a gastronomia, onde se inclui o conhecido "Leitão da Bairrada" e os vinhos e produtos vitivinícolas de qualidade certificados (ACIB, 2007).

Tabela 2.1- Distribuição da população activa, segundo o sector de actividade, nos concelhos principais da bacia do rio Cértima (CCDR –C, 2008).

Indicador da actividade económica	Águeda	Anadia	Mealhada	Oliveira do Bairro	Unidade	Ano
Primário	2.1	6.8	4.6	7.9	%	2001
Secundário	59.9	46.8	38	49.4	%	2001
Terceário	38	46.5	57.4	42.7	%	2001

No concelho de Águeda, mais de metade da população activa trabalha no sector secundário, facto relacionado com o grande número de pequenas e médias empresas fixadas na zona. Na produção industrial predomina a indústria metalo-mecânica e a produção de mobiliário metálico. O sector terciário tem vindo a adquirir importância relativa neste concelho. A prática agrícola é muita reduzida (CMAg, 2007).

Em Anadia, o sector primário ainda detém algum peso nas actividades económicas, sendo a viticultura a principal actividade agrícola. No entanto, tanto o sector terciário como o secundário predominam devido à instalação de diversas indústrias bem como de estabelecimentos ligados a actividades turísticas, dentro e nas imediações do seu perímetro. Duas vertentes industriais estão presentes na zona: uma, ligada ao sector vinícola e outra, empresas ligadas à indústria cerâmica e de matérias de construção. Paralelamente, e com alguma tradição, encontram-se actividades relacionadas com as artes gráficas, planificação

pastelaria, madeiras, carpintaria e mobiliário. Na área dos serviços há uma resposta eficaz e adequada às exigências do aglomerado (CMAn, 1994).

No concelho da Mealhada cerca de metade da população trabalha no sector terciário, situação relacionada com a actividade turística termal (Luso), e a restauração. O sector secundário apresenta um peso significativo na população activa do concelho. Alguma população ainda depende do sector primário, sendo de realçar neste sector a prática de viticultura (CMM, 2008).

No concelho de Oliveira do Bairro a percentagem de população activa que ainda se dedica à prática agrícola é reduzida mas superior à dos restantes 3 concelhos, sendo a produção de vinhos a actividade agrícola mais significativa, embora ainda se encontrem alguns campos de arrozais, batatas, etc. O sector secundário é o sector que mais população emprega neste concelho, seguindo-se com uma diferença pouco significativa o sector terciário. Das empresas sedeadas no concelho, 57% insere-se nos ramos do comércio por grosso e no retalho e reparação de veículos, seguindo-se empresas de indústria transformadora com 14%. Destacam-se ainda, indústrias cerâmicas e metalo-mecânicas (CMOLB, 1994).

2.6. Vegetação e ocupação do solo

A cobertura vegetal da bacia do rio Cértima é influenciada pelo clima regional, encontrando-se espécies como o pinheiro bravo (*Pinus pinaster*), o pinheiro manso (*Pinus pinea*); o sobreiro (*Quercus suber*); o carvalho roble (*Quercus robur*) e o castanheiro (*Castanea sativa*). A espécie dominante é o eucalipto (*Eucalyptus globulus*) que, devido ao seu valor económico, tem vindo cada vez mais a substituir o pinheiro bravo e o carvalho roble. Salienta-se ainda a presença de espécies ripícolas como o salgueiro (*Salix sp*.), choupos (*Populus sp.*), amieiros (*Alnus glutinosa*), ulmeiros (*Ulmus sp*.) e freixos (*Fraxinus sp.).* Nas áreas mais baixas da bacia encontram-se espécies termófilas, menos exigentes em água, como é o caso da oliveira (*Olea europea*) e da vinha, que ocupa um lugar de destaque na Região Demarcada de Vinhos da Bairrada e cujos limites abrangem a maior parte da bacia (Reis, 2000).
Na Figura 2.5 estão representados a distribuição e o tipo de ocupação do solo na bacia do rio Cértima. Verifica-se que aproximadamente metade da área da bacia (com maior expressão na zona oriental, de relevo mais acentuado) é ocupada por florestas indiferenciadas onde se incluem as espécies folhosas, resinosas e mato que do ponto de vista hídrico apresentam comportamentos semelhantes.

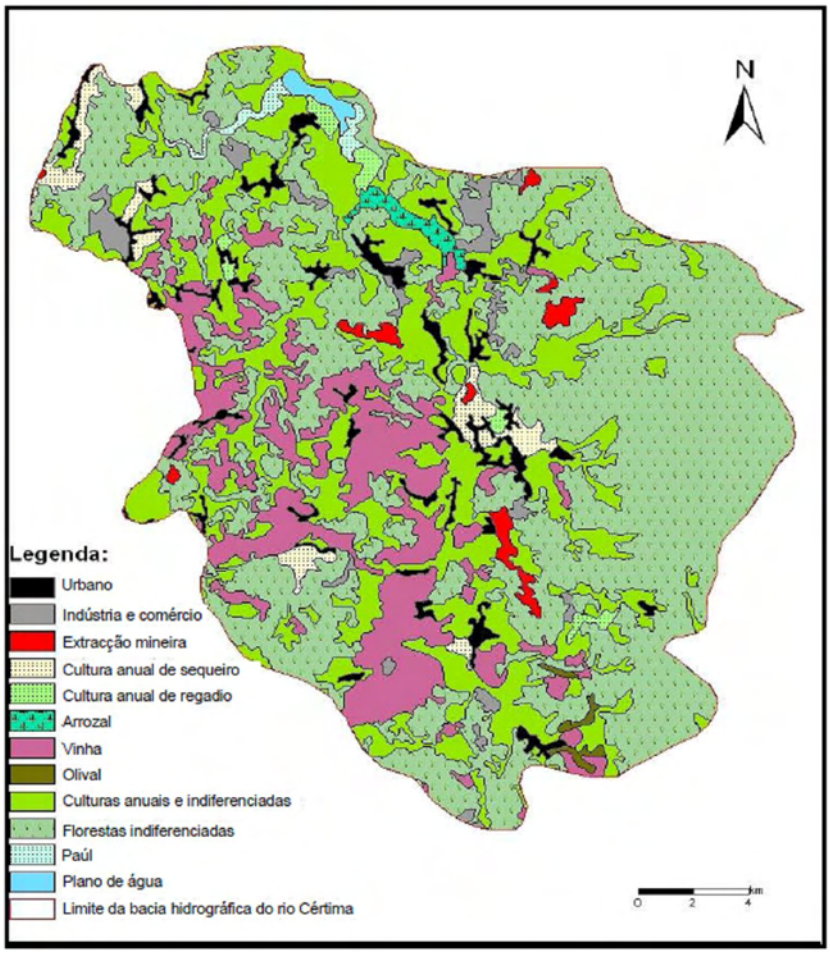


Figura 2.5- Ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Cértima, a partir de informação digital CORINE LAND COVER 2000 (adaptado de IA, 2007).

Trata-se de uma ocupação que exerce grande influência na distribuição da água da chuva, retardando a sua chegada ao solo através de fenómenos de intercepção e retenção na camada de restos orgânicos que cobre o solo, e que consequentemente atrasa a velocidade de acumulação de água na superfície que contribui para a escorrência superficial (Ferreira, 2007; PBHV, 2002).

A zona ocidental, mais baixa e aplanada e com maior aptidão agrícola, é maioritariamente ocupada por culturas anuais e indiferenciadas, seguida da vinha (Reis, 2000). Nesta zona encontram-se ainda culturas de regadios e arrozais e culturas de sequeiro. As culturas de regadio e arrozais estão relacionadas com uma agricultura intensiva e indutora de poluição agrícola do tipo difuso. É um tipo de ocupação que constitui um dos grandes consumidores de água na bacia. As culturas de sequeiro são um tipo de agricultura extensiva e de subsistência, que não é, geralmente, muito utilizador de agroquímicos. Verifica-se algum consumo de água utilizado em regas de complemento. Os índices de erosão são normalmente elevados devido ao não uso dos solos na época das chuvas mais intensas (PBHV, 2002).

Da Figura 2.5 constata-se que, as áreas urbanas prevalecem na zona mais litoral da bacia, de uma forma dispersa. Destacam-se os núcleos populacionais da Mealhada, Anadia, Oliveira do

Bairro e ainda algumas freguesias do concelho de Águeda. A maioria das 2117 empresas industriais, identificadas na Região da Bairrada, concentra-se nestes concelhos. Esta localização está ligada às acessibilidades e às necessidades de recursos naturais pelas indústrias, nomeadamente os recursos hídricos (ACIB, 2007).

São visíveis ainda, na bacia do rio Cértima, explorações mineiras que estão actualmente abandonadas. Estas localizam-se, predominantemente, no concelho de Anadia e de Oliveira do Bairro. Este tipo de ocupação do solo é uma fonte de poluição difusa, devido, por exemplo, aos escorrimentos de produtos derivados do petróleo usados no equipamento das pedreiras (Reis, 2000).

2.7. Climatologia

A bacia hidrográfica do rio Cértima, numa classificação de Daveau (1980), tal como citada em Almeida (1988), insere-se "na região climática de tipo marítimo da fachada atlântica", apresentando um "clima térmico ainda muito suave, mas com alguns dias de forte calor ou de frio sensível (…) relativamente chuvoso e caracterizado por forte e persistente nebulosidade (Almeida, 1988).

Na Figura 2.6, é apresentada a caracterização climática da área de estudo efectuada por Sena (2007), à escala local, com referência às médias mensais da precipitação, temperatura, vento, insolação e humidade relativa. No estudo utilizaram-se dados de precipitação registados no período de 1932 a 2006, provenientes do posto pluviométrico localizado em Oliveira do Bairro (542925 m E, 4485000 m N), que pertence à rede meteorológica do INAG.

Os valores de temperatura, velocidade do vento a 6 m do solo e insolação provêm da estação meteorológica da Universidade de Aveiro (528775 m E, 4498375 m N), tendo sido registados no período de 1980 a 2006. A humidade relativa foi obtida a partir da estação meteorológica de S. Jacinto. Assume-se que a generalização destes dados à totalidade da área de estudo não apresenta um desvio significativo da realidade da bacia.

Os dados de precipitação mensal acumulada demonstram que, no período de 74 anos analisado, existem três meses com muita pluviosidade - Novembro, Dezembro e Janeiro, com médias de precipitação mensal acumulada de 140 a 158 mm, contrariamente aos meses de Junho, Julho e Agosto, com média de precipitação mensal acumulada com valores abaixo dos 40 mm. Os picos de precipitação ocorrem nos meses de Novembro e Dezembro, onde se registaram precipitações de 480 e 540 mm, respectivamente. A precipitação é resultante de massas de ar mediterrânicas e atlânticas, mas atendendo à orientação desta bacia, é de esperar que a porção de precipitação que mais contribui para o escoamento seja a atlântica.

A bacia é classificada como uma região moderadamente húmida, com uma precipitação anual média entre 1000 a 1500 mm, com mais de 70 % da precipitação total anual a cair entre os meses de Outubro e Abril (Almeida, 1988; Pinho et al., 1988; PBHV, 2002).

Na área de estudo as temperaturas apresentam valores mais elevados nos meses de Junho a Setembro e valores mais baixos de Dezembro a Fevereiro, atingindo-se o valor máximo de 39ºC em Junho e 0ºC em Janeiro. É de realçar que devido ao facto de o limite mais ocidental da bacia do rio Cértima se localizar a 20 km da costa e ao facto de a zona sofrer "influência da linha de cumeada que a separa da bacia do rio Boco (afluente da Ria de Aveiro) protegendo-se do efeito amenizante do oceano Atlântico, a amplitude térmica é, em princípio, maior que a amplitude térmica registada na estação meteorológica da Universidade de Aveiro que, por se localizar a cerca de 8 km da costa, na planície da Ria de Aveiro, sofre maior influência da atenuação das amplitudes térmicas proporcionada pelo oceano" (Sena, 2007).

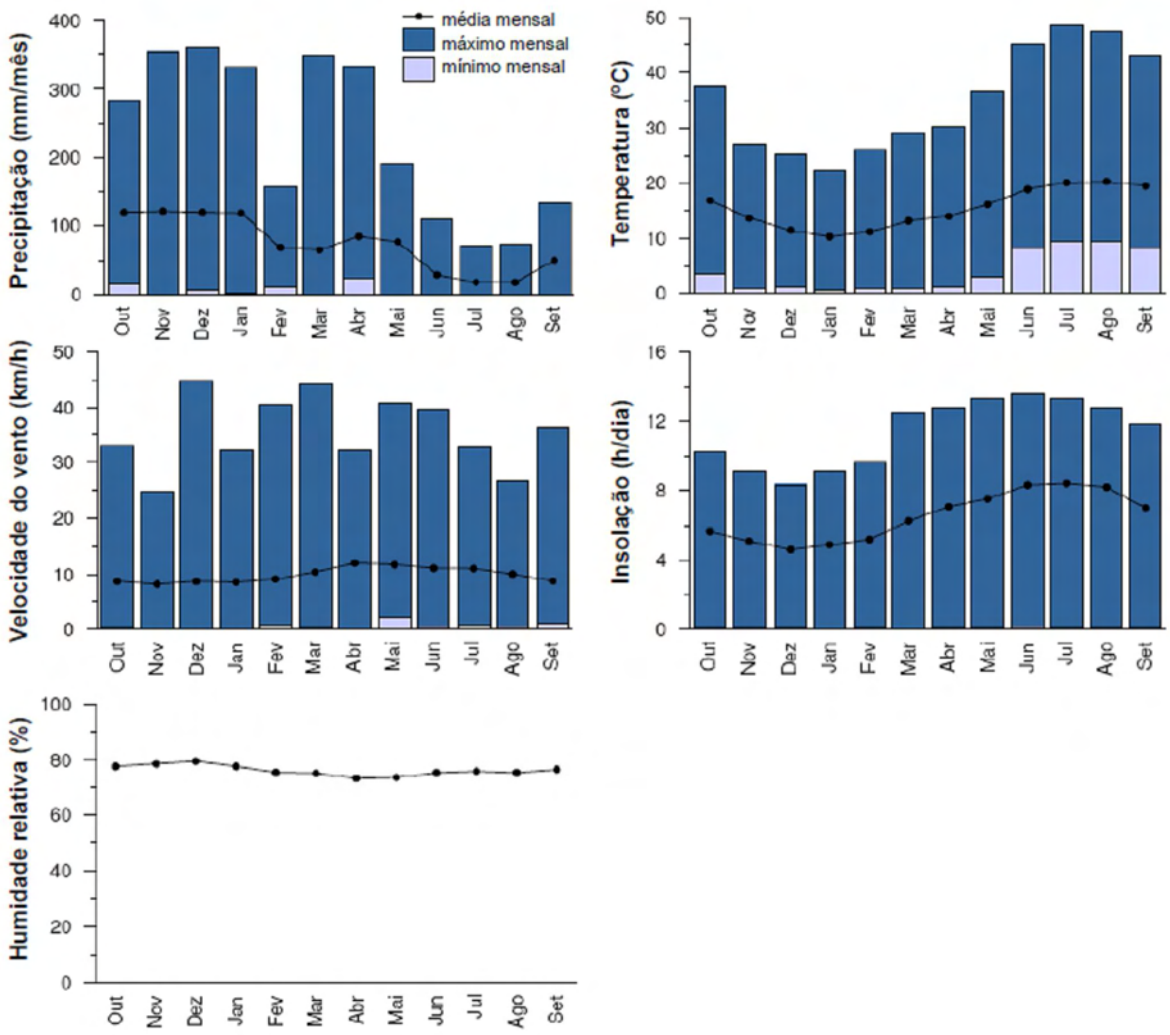


Figura 2.6- Valores médios, máximos e mínimos mensais de precipitação, temperatura, velocidade do vento, insolação e humidade relativa registados nas estações meteorológicas referidas no texto (retirado de Sena, 2007).

A variação anual da insolação é, como se verifica na Figura 2.6, muito semelhante à variação anual da temperatura. Em média, a bacia do Cértima está sujeita a cerca de 2400 horas de insolação anual, o que corresponde a pouco mais de metade da máxima possível (Almeida, 1988).

Os dados relativos ao vento demonstram que a velocidade média do vento é relativamente constante, variando entre 8,2 e 12 km/h. De Abril a Julho registam-se as velocidades médias do vento mais elevadas, sendo, no entanto, registadas velocidades máximas de vento de 45 km/h nos meses de Dezembro e Março.

Os dados de humidade relativa, provenientes da estação de S. Jacinto, revelam uma homogeneidade acentuada ao longo do ano, com valores entre os 75 e os 80 % de humidade relativa. Os meses mais secos são Abril e Maio, enquanto os meses mais húmidos coincidem com os mais pluviosos.

2.8. Relevo

O relevo, ou a geomorfologia, pode ser caracterizado pela amplitude topográfica (diferença de altitude entre os pontos mais altos e baixos) e pelo declive das encostas (maior ou menor inclinação de sua superfície). O declive dos terrenos exerce influência directa sobre a velocidade de escoamento das águas superficiais, assim como sobre a quantidade de água retida superficialmente e infiltrada no subsolo. Como a velocidade do escoamento sobre os terrenos da bacia estão dependentes da magnitude dos picos das cheias, a maior ou menor probabilidade de infiltração e a susceptibilidade à erosão dos solos (Baud, 1999). A geomorfologia de uma região tende também a condicionar a distribuição da precipitação, da temperatura e, consequentemente, da evapotranspiração numa bacia hidrográfica (Reis, 2000). Na bacia do rio Cértima, como se verifica na Figura 2.7, encontram-se morfologias distintas. A zona oriental da margem direita do rio Cértima, apresenta um relevo bastante acidentado, uma rede hidrográfica relativamente densa e vales encaixados, sendo que esta configuração morfológica é determinada pelas serras do Caramulo e do Buçaco. As altitudes máximas ultrapassam os 300m (Almeida, 1988). É ainda nesta zona da bacia que são encontrados os declives mais acentuados com valores superiores a 30% para cotas de terreno superiores a 300 m (PBHV, 2002). A restante área da bacia, compreendendo o Vale do Cértima, apresenta um relevo menos acidentado, com colinas de vertentes relativamente suaves e cumes aplanados, os quais raramente ultrapassam os 70 m. Os vales são largos e em caleira, possibilitando uma agricultura diversificada, e é nesta zona que se encontram instalados os principais aglomerados populacionais da bacia (Almeida, 1988). Os declives desta área raramente ultrapassam os 5%, embora alguns se situem entre os 5 e os 10%. O declive da linha de água principal é de 1,24% (PBHV, 2002).

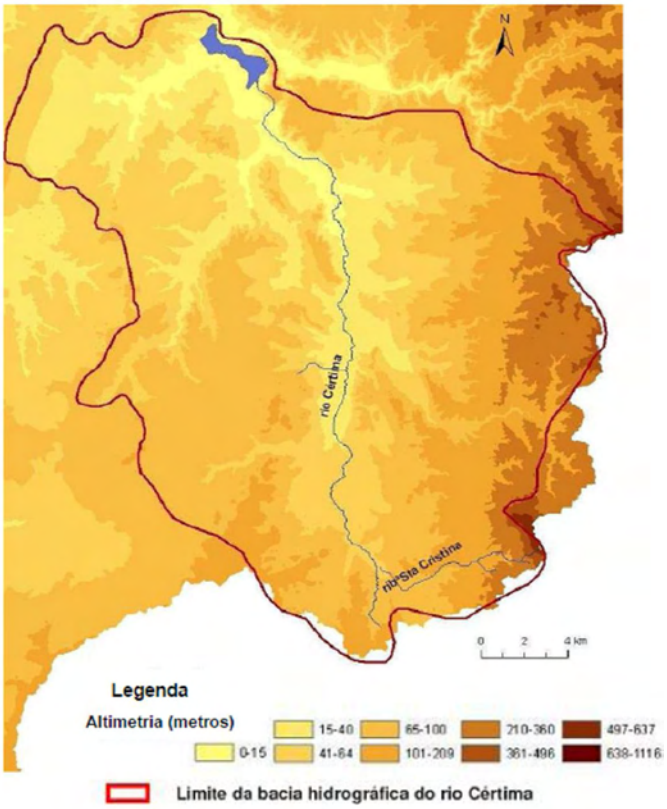


Figura 2.7- Representação do relevo na bacia hidrográfica do rio Cértima (obtida a partir de informação digital do IA, 2007).

2.9. Infra-estruturas de saneamento básico

O grau de cobertura da distribuição domiciliária de água através da rede pública de abastecimento constitui um indicador fiável da qualidade de vida das populações. De acordo com os dados presentes no Anuário Estatístico de 2007 (Tabela 2.2), os índices de atendimento da população servida pela rede pública de abastecimento de água nos quatro concelhos são bastante elevados, sendo que no caso de Anadia, Mealhada e Oliveira do Bairro os índices superam a média comunitária de 95%. Os sistemas de abastecimento de água que abastecem Águeda, Anadia, Mealhada e Oliveira do Bairro são, respectivamente, o Sistema Regional do Carvoeiro, os Serviços Municipalizados de Água e Saneamento de Anadia, a empresa Águas do Mondego, e a barragem de Quinta das Caínhas.

Analisando a Tabela 2.1 no que diz respeito à percentagem de população servida por serviços de drenagem dos efluentes, verifica-se uma grande variabilidade nos valores atingidos nos quatro concelhos, situando-se esta percentagem nos 100 % para o concelho da Mealhada, mas atingindo apenas 40 % no concelho de Anadia. Os concelhos de Oliveira do Bairro e Águeda têm beneficiado nos últimos anos da sua adesão ao Sistema Multimunicipal de Saneamento da Ria de Aveiro, gerido e explorado pela sociedade Saneamento Integrado dos Municípios da Ria, SA – SIMRIA, constitui uma solução integrada de colecta, tratamento

e destino final dos efluentes líquidos de origem doméstica e industrial nos concelhos de Águeda, Albergaria-a-Velha, Aveiro, Estarreja, Ílhavo, Mira, Murtosa, Oliveira do Bairro, Ovar e Vagos, abrangidos pela Associação de Municípios da Ria de Aveiro – AMRia (SIMRIA, 2007).

A percentagem da população servida pelo tratamento dos efluentes recolhidos também é bastante variável ao longo dos quatro concelhos, atingindo valores de 100 % mais uma vez no concelho da Mealhada em contraste com os 42 % que se verificam no concelho de Anadia. Os valores bastante baixos que se verificam ao nível dos sistemas de drenagem de águas residuais no concelho de Anadia são assim um indicador bastante importante, uma vez que no caso da drenagem dos efluentes ser da responsabilidade dos particulares, estes são, de um modo geral, descarregados em fossas sépticas, as quais permitem a infiltração dos mesmos para o subsolo, factor negativo em termos ambientais, já que se tratam de solos, normalmente, bastante permeáveis, constituindo, deste modo, focos de poluição difusa.

Tabela 2.2 - População servida por infra-estruturas de saneamento básico referentes ao ano de 2006 (INE, 2007).

	População servida por:		
	Sistemas de abastecimento de águas	**Sistemas de drenagem de águas residuais**	**Estações de tratamento de águas residuais**
Municípios		**%**	
Águeda	90,0	73,0	63,0
Anadia	100,0	40,0	42,0
Mealhada	100,0	100,0	100,0
Oliveira do Bairro	97,0	84,0	72,0

Capítulo 3

FONTES DE CONTAMINAÇÃO

3.1. Tipo de fontes poluentes

A identificação e quantificação das cargas de poluentes presentes na bacia do rio Cértima constitui uma etapa fundamental para a identificação das principais fontes de poluição responsáveis pela degradação do sistema aquático da Pateira de Fermentelos. Estas cargas são o resultado do uso e ocupação do solo e da gestão das fontes de contaminação presentes ao longo de toda a área que drena para a Pateira, estando na sua origem diversas fontes de poluição que são normalmente classificadas em duas categorias: fontes pontuais e fontes difusas.

3.2. Fontes pontuais

As fontes pontuais de poluição da água são caracterizadas pelo lançamento da carga poluente de forma concentrada em locais específicos dos corpos de água (Braga, 2002). As principais contribuições deste tipo de poluição provêem do lançamento de esgotos domésticos não tratados ou parcialmente tratados, bem como de efluentes industriais ou efluentes da actividade pecuária. Por estarem em local específico são mais fáceis de serem identificadas, monitorizadas e reguladas

As descargas de azoto e fósforo de origem pontual diminuíram significativamente nos últimos 30 anos (AEA, 2005), observando-se na Europa, desde os anos 80, um decaimento das emissões de fosfatos através dos efluentes urbanos ou industriais em cerca de 30 a 60% (Farmer, 2004). Esta diminuição traduz um esforço significativo de investimento na redução da poluição, em grande medida devido à implementação da Directiva das águas residuais urbanas (Directiva do Concelho 91/171/CEE, de 21 de Maio). De acordo com esta Directiva, no caso de efluentes urbanos descarregados para massas de água eutróficas ou que possam vir a estar eutrofizadas, devem ser implementados tratamentos de remoção de nutrientes, azoto e/ou fósforo, consoante o que estiver a determinar o estado trófico do meio receptor.

Apesar da sua importância para a qualidade das massas de água, a poluição de origem pontual está insuficientemente caracterizada em Portugal. De facto os dados disponíveis relativos à qualidade da água de efluentes de ETAR's ou de sistemas de drenagem são reduzidos, inexistentes ou indisponíveis. No caso dos efluentes industriais a situação é ainda pior, sendo os dados disponíveis ainda mais reduzidos.

3.2.1. Sistemas de drenagem de águas residuais domésticas, com e sem ETAR

Para o presente estudo, numa primeira fase, procedeu-se à recolha dos dados disponíveis no Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais - INSAAR (http://insaar.inag.pt). Segundo os dados mais recentes ai disponibilizados e correspondentes ao ano de 2007, encontram-se em funcionamento sete estações de tratamento de águas residuais (ETAR) e quatro fossas sépticas comunitárias (FSC) cujas descargas se localizavam no interior da bacia do rio Cértima (Figura 3.1).

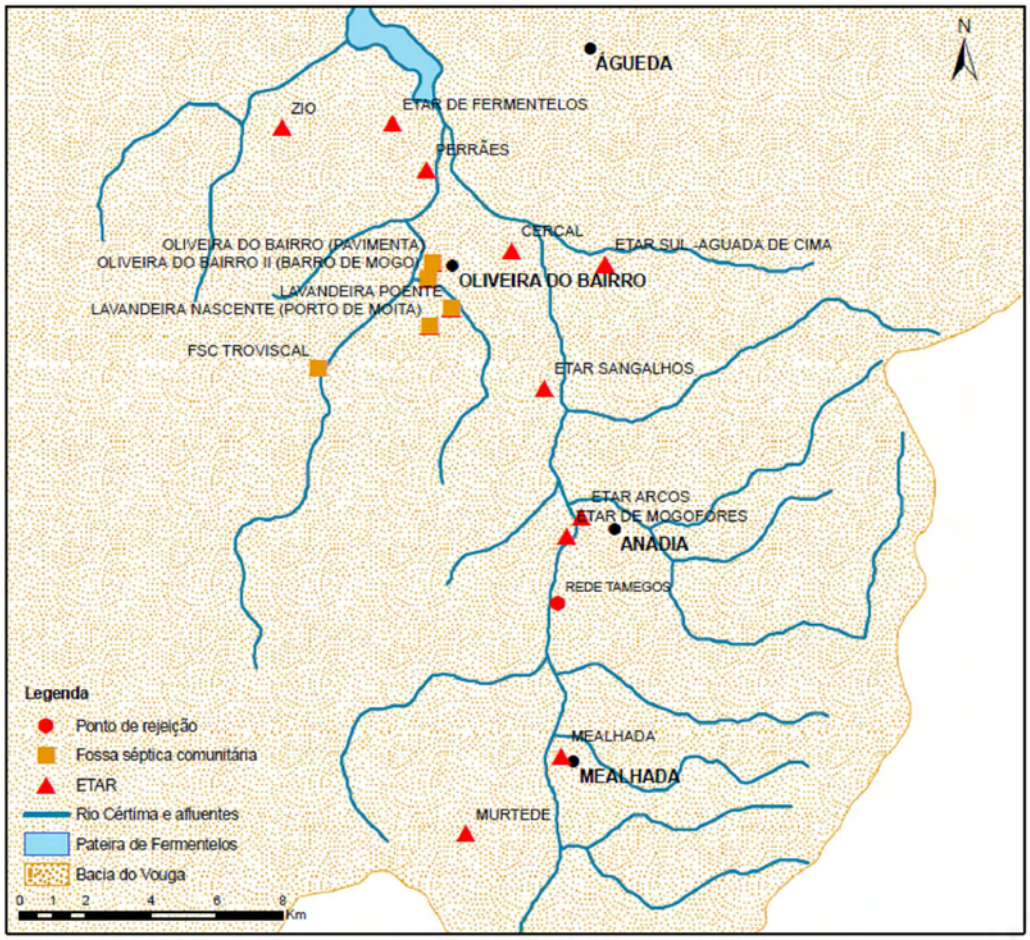


Figura 3.1- Localização das estações de tratamento de águas residuais (ETAR), fossas sépticas comunitárias (FSC) e pontos de rejeição ao longo da bacia hidrográfica do rio Cértima. (obtidas a partir de informação digital (Agência Portuguesa do Ambiente, 2009) e de dados cartográficos (INSAAR 2005 e 2007)).

O concelho de Anadia contribui com três ETAR's: Mogofores, Arcos e Sangalhos. Em Oliveira do Bairro encontra-se localizada a ETAR de Cercal e quatro FSC: Lavandeira nascente e poente, Oliveira do Bairro II e Oliveira do Bairro (Pavimenta). Já os concelhos de Águeda, Mealhada e Cantanhede contribuem com uma ETAR cada, respectivamente: ETAR Sul de Aguada de Cima, ETAR da Mealhada e a ETAR de Murtede. A cada uma das ETAR's e FSC presentes na bacia corresponde um ponto de rejeição do efluente tratado, existindo no

entanto no concelho de Anadia um ponto de rejeição em que não existe qualquer tipo de tratamento prévio e que se encontra associado à rede urbana de Tamegos.

Analisando os dados de funcionamento disponibilizados no INSAAR relativos as estações de tratamento, fossas sépticas e pontos de rejeição (Tabela 3.1), verifica-se que em termos de caudais médios diários de efluente tratado são a ETAR de Mealhada, de Arcos e a ETAR Sul de Aguada de Cima que apresentam os valores mais elevados, com respectivamente 2520 m^3, 1517 m^3 e 920 m^3 de efluente tratados diariamente, verificando-se que também são as que apresentam mais carga recebida, apresentada como equivalentes populacionais, com 20778 habitantes equivalentes, 8352 habitantes equivalentes e 6582 habitantes equivalentes, respectivamente. Todas estas estações de tratamento aplicam ao efluente um grau de tratamento secundário.

Tabela 3.1- Dados relativos os infra-estruturas de saneamento básico presentes na bacia hidrográfica do rio Cértima referentes ao ano de 2005 e 2007 (obtidos a partir do INSAAR 2005 e 2007).

Designação	Tipo	Concelho	População total servida (hab)		Grau de tratamento	Caudal médio diário ($m^3.dia^{-1}$)	
			2005	2007		2005	2007
Murtede	ETAR urbana	Cantanhede	349	349	Secundário	100,0	20,83
Mealhada	ETAR mista	Mealhada	20778	20778	Secundário	2520,5	2520,5
ETAR de Mogofores	ETAR urbana	Anadia	1420	1420	Secundário	260,4	329,1
ETAR Arcos	ETAR urbana	Anadia	7500	8352	Secundário	3383,1	1517,2
ETAR Sangalhos	ETAR urbana	Anadia	3889	4004	Secundário	254,2	493,0
Rede de Tamegos	Ponto de rejeição	Anadia	1420	335	-	438,4	106,4
Lavandeira Nascente (Porto de Moita)	FSC urbana	Oliveira do Bairro	46	217	Primário	49,3	49,3
Lavandeira Poente	FSC urbana	Oliveira do Bairro	172	155	Primário	16,9	3,3
Oliveira Do Bairro II (Barro De Mogo)	FSC urbana	Oliveira do Bairro	100	100	Primário	49,3	49,3
Troviscal	FSC urbana	Oliveira do Bairro	5487	-	Primário	306.5	-
Cercal	ETAR urbana	Oliveira do Bairro	3039	4535	Secundário	360,0	493,2
Oliveira do Bairro (Pavimenta)	FSC urbana	Oliveira do Bairro	200	200	Primário	49,3	49,3
Perrães	ETAR urbana	Oliveira do Bairro	1909	-	Secundário	190,0	-
ETAR de Fermentelos	ETAR urbana	Águeda	2991	-	Secundário	135,6	-
ZIO	ETAR mista	Oliveira do Bairro	4851	-	Secundário	401,3	-
ETAR sul - Aguada de Cima	ETAR urbana	Águeda	6582	6582	Secundário	919,9	922,6

No que se refere às fossas sépticas comunitárias estas aplicam ao efluente recebido um grau de tratamento primário, apresentando valores de caudal médio diário entre os 49,2 m^3 e os 3,3 m^3, recebendo carga entre os 100 e os 217 habitantes equivalentes.

O ponto de rejeição que serve a rede urbana de Tamegos apresenta um caudal médio diário de 106,4 m^3 servindo uma população de 335 habitantes equivalentes.

Numa perspectiva de análise temporal das cargas afluentes a Pateira de Fermentelos é importante referir que a bacia do Cértima tem beneficiado nos últimos anos da redução dos efluentes proveniente do tratamento de águas residuais libertados no meio hídrico, em virtude da integração dos concelhos de Águeda e Oliveira do Bairro no Sistema Multimunicipal de Saneamento da Ria de Aveiro (SIMRIA), passando os seus efluentes a sofrer tratamento numa das duas estações do sistema, sendo posteriormente lançados no mar através de um exutor submarino situado ao largo de São Jacinto. Analisando os dados disponíveis no INSAAR de 2005, verifica-se que no período anterior à adesão ao SIMRIA estavam em funcionamento no concelho de Oliveira do Bairro mais duas estações de tratamento de águas residuais e mais uma fossa séptica comunitária, a ETAR de Perrães e a ETAR da Zona Industrial de Oiã (ZIO), bem como a FSC do Troviscal, enquanto no Concelho de Águeda existia em funcionamento mais uma ETAR, a ETAR de Fermentelos. Estas unidades poderiam exercer uma forte contribuição para a carga de matéria orgânica e nutrientes afluente a Pateira em virtude do seu posicionamento na parte terminal da bacia do Cértima (Figura 3.1), o que minimizaria o efeito da auto-depuração que ocorre naturalmente ao longo dos cursos de água.

Conforme é possível verificar através da Tabela 3.1, a ETAR de ZIO com uma população servida de 4851 habitantes e um caudal médio diário de 401,3 m^3 assim como a ETAR de Fermentelos com uma população servida de 2991 habitantes e um caudal médio diário de 135,6 m^3 são das estações que posteriormente foram desactivadas as que mais se destacavam a altura. É ainda de referir a importância da FSC do Troviscal que servia uma população de 5487 habitantes equivalentes, tratando um caudal médio diário de 306,5 m^3 e do ponto de rejeição da rede de Tamegos que à altura rejeitava para o meio hídrico sem qualquer tratamento prévio um caudal médio diário de 438,4 m^3 servia uma população de 1420 habitantes equivalentes

No que se refere aos períodos de funcionamento das estações de tratamento apenas foi possível apurar que a ETAR do Cercal iniciou funções em 1990 e foi encerrada em finais de 2007, a ETAR de Perrães funcionou entre 1992 e finais de 2006 e que a ETAR da zona industrial de Oiã entrou em funções em 1996 e foi desactivada em Setembro de 2005, enquanto a FSC do Troviscal encerrou em 2006, sendo também de referir que no Concelho de Águeda a ETAR de Fermentelos já não se encontra activa desde 2006.

De forma a tornar mais completa a análise destas fontes pontuais foram também obtidos alguns dados relativos a parâmetros de controlo disponibilizadas pelas entidades gestoras de

algumas das estações de tratamento abrangidas pelo presente estudo. Assim foi possível obter informações pontuais sobre caudais médios diários de efluente tratado e de concentrações de CBO_5, CQO, SST e pH à entrada e saída da estação no caso das ETAR´s de Sangalhos, Arcos, Mogofores e Aguada de Cima. Foram também obtidos dados relativamente aos valores de CBO_5, CQO, SST e pH à saída da ETAR de Cercal. Para o caso da ETAR de Aguada de Cima e Cercal foram ainda recolhidas algumas informações acerca das concentrações dos parâmetros azoto e fósforo.

Tabela 3.2 - Comparação dos parâmetros CBO_5, CQO, SST, pH, azoto e fósforo à saída das ETAR´s de Mogofores, Arcos, Sangalhos, Cercal e Aguada de cima, com os valores presentes Decreto-Lei 152/97, de 19 de Junho.

Parâmetro	Valor limite de emissão	ETAR de Mogofores *	ETAR Arcos **	ETAR Sangalhos **	ETAR Cercal***	ETAR sul - Aguada de Cima****
CBO_5 (mg/L)	25,0	12,0	20,0	12,0	27,0	15,3
CQO (mg/L)	125,0	110,0	100,0	22,0	160,3	76,4
SST (mg/L)	60,0	10,0	10,0	11,0	35,8	30,6
Azoto total (mg/L)	15,0	-	-	-	41,8	33,8
Fósforo total (mg/L)	2	-	-	-	4,5	2,0
pH	-	8,2	7,8	7,9		7,8

* Dados referentes a análises efectuadas no mês de Setembro de 2006. (CMAn, 2009).
** Dados referentes a análises efectuadas no mês de Dezembro de 2006. (CMAn, 2009).
*** Dados referentes a valores médios de análises efectuadas entre os anos de 2005 e 2007. (CMOLB, 2007)
**** Dados referentes a valores médios de análises efectuadas no ano de 2008. (CMAg, 2008)

Estes dados encontram-se descritos na tabela do Anexo D e cuja análise nos permite verificar que estas ETAR´s possuem em geral eficiências de remoção de CBO_5, CQO e SST elevadas, na ordem dos 90 %, não se verificando o mesmo no caso das eficiência de remoção de azoto e fósforo que na ETAR sul de Aguda de Cima, a única com dados de entrada e saída destes dois parâmetros, apenas atingem valores de eficiência de remoção de respectivamente 22 % e 46 %.

Já comparando os mesmos parâmetros com os requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbana impostos pelo Decreto-Lei 152/97, de 19 de Junho (Tabela 3.2) verifica-se o não cumprimento em termos médios de todos os parâmetros, com excepção para os SST, pela ETAR do Cercal e também a ultrapassagem do valor máximo fixado para azoto total no efluente a saída da ETAR de Aguada de Cima.

3.2.2. Estimativa das cargas poluentes de origem doméstica

A totalidade da carga de origem doméstica gerada na bacia hidrográfica foi estimada a partir dos dados sobre a população residente nos concelhos da bacia do rio Cértima e de capitações específicas para CBO_5, SST, azoto e fósforo patentes na bibliografia da especialidade (Tabela 3.3). Também a fracção da carga total gerada que é recolhida por sistemas de tratamento foi estimada a partir de dados sobre a população residente e da percentagem de população servida por sistemas de saneamento em cada um dos concelhos presentes no Anuário Estatístico para a Região Centro de 2007 (INE, 2007).

Tabela 3.3 - Capitações específicas para os parâmetros CBO_5, SST, azoto e fósforo.

Parâmetros	Capitação ($g.hab^{-1}.dia^{-1}$)
CBO_5	60
SST	90
Azoto	8
Fósforo	1,5

Fonte: Bauer et al., 1979; Bennett and Linstedt, 1975; Sedlak, 1991; Tchobanoglous and Burton, 1991.

É evidente que utilizando este método expedito de cálculo se verifica que são os concelhos mais representados em termos de população no interior da bacia que originam as maiores cargas, conforme é possível verificar na Tabela 3.4. Destaca-se assim Anadia como o concelho com maior produção de cargas de origem doméstica, produzindo anualmente 690 toneladas de matéria orgânica, 92 toneladas de fósforo e 17 toneladas de azoto, enquanto o concelho de Aveiro é o que menos carga anual dos vários parâmetros gera para a bacia. Já no que se refere à carga recolhida tratada por concelho é o concelho da Mealhada que apresenta os valores mais elevados, reflectindo os 100% de cobertura e tratamento do sistema de saneamento que se verifica neste concelho, a situação oposta encontra-se no concelho de Anadia que, apesar de ser o concelho que mais contribui em termos de carga de origem doméstica, é um dos concelhos que menos carga trata, uma vez que o sistema de saneamento implementado à data apenas servia 40 % da população residente (INE, 2007). Verifica-se também que, em média, 27 % da carga de origem doméstica gerada na bacia não é recolhida por um sistema de saneamento, sendo que no caso particular do concelho de Anadia esta percentagem é cerca de 60 %, o que se irá traduzir em vários focos de poluição difusa ao longo da bacia, uma vez que no caso da drenagem dos efluentes ser da responsabilidade dos particulares, estes são, de um modo geral, descarregados em fossas sépticas, as quais permitem a infiltração dos mesmos para o subsolo.

As cargas afluentes de CBO_5, SST, azoto e fósforo a cada uma das estações de tratamento e fossas sépticas foram estimadas para os anos de 2005 e 2007 através dos dados relativos a

população equivalente servida por cada uma delas, disponibilizada no INSAAR, e das capitações para cada um dos parâmetros já anteriormente referidas.

Tabela 3.4 - Valores estimados para as cargas de origem doméstica presentes na bacia do rio Cértima.

	Carga total gerada por concelho				Carga tratada por concelho				Carga que não sofre tratamento por concelho			
	CBO_5	SST	Azoto	Fósforo	CBO_5	SST	Azoto	Fósforo	CBO_5	SST	Azoto	Fósforo
	Ton/ano											
Aveiro	99,3	149,0	13,2	2,5	-	-	-	-	-	-	-	-
Águeda	365,2	547,8	48,7	9,1	266,6	399,9	35,5	6,7	98,6	147,9	13,1	2,5
Anadia	690,9	1036,3	92,1	17,3	276,3	414,5	36,8	6,9	414,5	621,8	55,3	10,4
Cantanhede	109,1	163,7	14,6	2,7	-	-	-	-	-	-	-	-
Mealhada	454,4	681,7	60,6	11,4	454,4	681,7	60,6	11,4	0,0	0,0	0,0	0,0
Oliveira do Bairro	463,5	695,2	61,8	11,6	389,3	584,0	51,9	9,7	74,2	111,2	9,9	1,9
Total	**2182,4**	**3273,6**	**291,0**	**54,6**	**1386,7**	**2080,1**	**184,9**	**34,7**	**587,3**	**880,9**	**78,3**	**14,7**

Foi também calculada a carga afluente às ETAR´s de Mogofores, Arcos, Sangalhos, Cercal e Aguada de cima utilizando dados recolhidos sobre o caudal e concentrações dos parâmetros registados à entrada destas estações, numa tentativa de estimar a ordem de grandeza dos erros cometidos com a aplicação do método expedito de estimativa das cargas brutas afluentes às ETAR´s e fossas sépticas. Comparando os valores estimados e os valores calculados através de dados relativos a amostragens realizadas aos afluentes para as ETAR´s em que se dispõe desta informação (Anexo E), verifica-se assim que a aplicação do método acima referido para estimar as cargas afluentes tende a sobrestimar os valores da carga diária de CBO_5, SST, azoto e fósforo, sendo a única excepção os valores de CBO_5 para a ETAR de Arcos que se apresenta subestimado.

Para o cálculo da carga rejeitada no meio receptor por cada uma das estações de tratamento e fossas sépticas, foram utilizados os valores estimados anteriormente de carga afluente e considerou-se para o CBO_5 e SST uma eficiência de remoção por parte das ETAR´s de 90 % e de 50 % no caso das fossas sépticas. Os valores de azoto e fósforo à saída foram estimados através dos valores calculados de carga afluente e da quantidade de cada um destes nutrientes que seria necessário para remover 90 % de CBO_5 nas ETAR´s e de 50 % nas fossas sépticas, tendo sido considerado um rácio CBO_5:N:P de 100:5:1 (Metcalf e Eddy, 1995) e que nenhuma das estações aplicava processos auxiliares específicos para a remoção destes nutrientes.

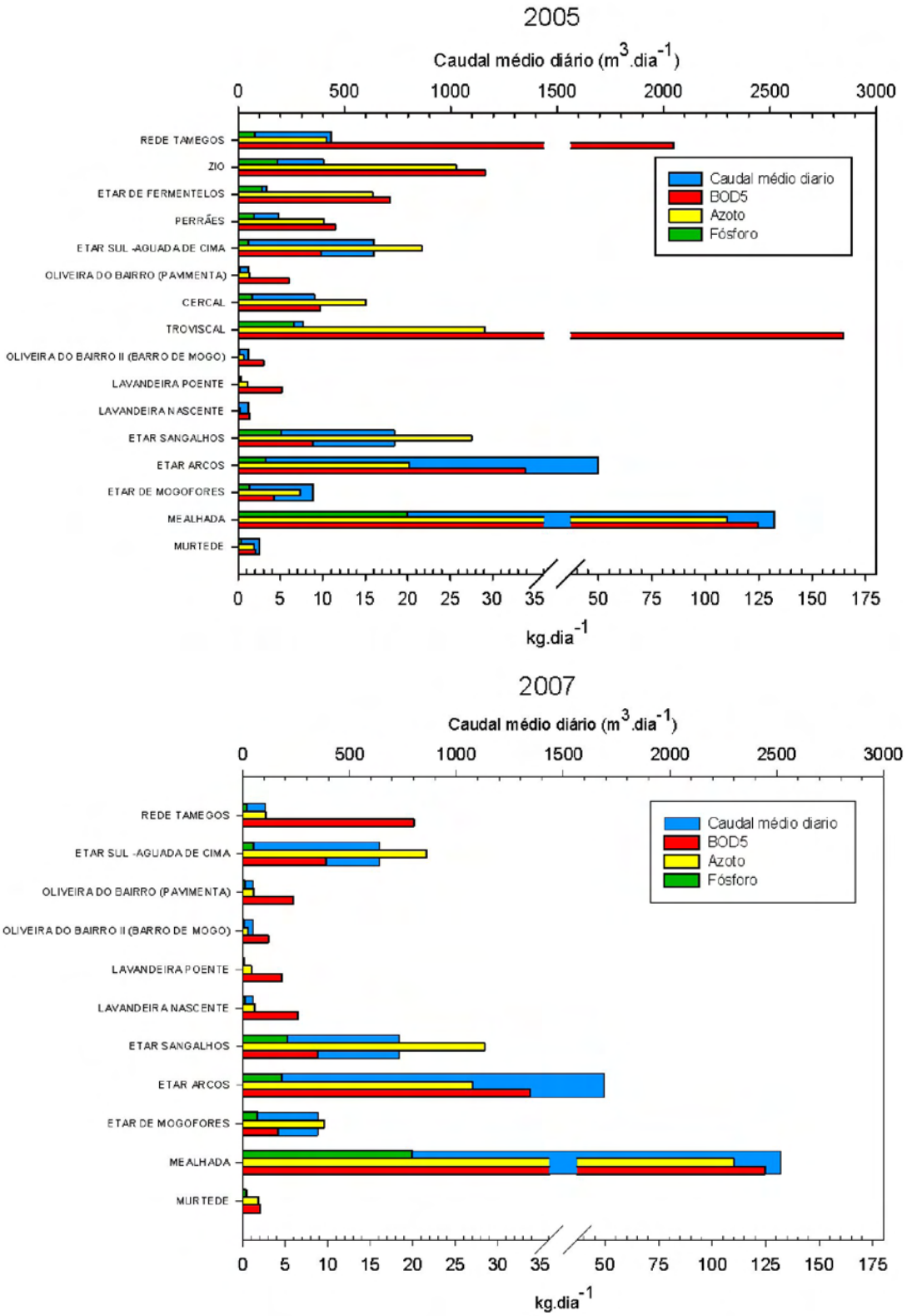


Figura 3.2 - Valores para os caudais e cargas diárias de CBO_5, azoto e fósforo rejeitadas para o meio aquático por ETAR´s, FSC e pontos de rejeição presentes na bacia do rio Cértima nos anos 2005 e 2007.

Numa tentativa de aferição dos erros que a aplicação deste método introduz na estimativa da carga afluente ao meio hídrico, foram comparados os valores assim calculados com os valores calculados através de dados relativos a amostragens realizadas aos efluentes das

ETAR´s em que se dispõe desta informação (Anexo E). Verifica-se assim que a aplicação do método acima referido tende a subestimar a eficiência do tratamento, estimando valores da carga diária rejeitada superiores aos reais. As maiores discrepâncias acontecem para os parâmetros CBO_5 e SST, enquanto que no caso dos nutrientes os erros obtidos entre as cargas estimadas e as cargas reais atingem no máximo os 27%.

Obteve-se assim uma estimativa da carga diária rejeitada de CBO_5, azoto e fósforo para o meio por cada uma das estações e fossas sépticas (Figura 3.2). Nos casos em que existiam dados fornecidos pelas entidades gestoras de valores dos parâmetros analisados a saída das estações foram esses os valores considerados para o cálculo das cargas.

Analisando os dados relativos a 2005 verifica-se que a ETAR da Mealhada e de Arcos eram as estações de tratamento que rejeitavam cargas diárias mais elevadas para o meio receptor, existindo uma forte contribuição por parte de fossa séptica do Troviscal, que apesar de receber um caudal de afluente bastante inferior ao das estações de tratamento da Mealhada e Arcos conseguia emitir cargas diárias superiores as registadas pelas anteriores, o que se devia a ausência de um sistema de tratamento mais eficaz. O mesmo acontecia com o ponto de rejeição da rede urbana de Tamegos em Anadia que recebia um efluente na ordem dos 1420 equivalentes populacionais e não lhe aplicava qualquer tipo de tratamento.

Tabela 3.5 - Comparação relativamente cargas anuais de CBO_5, SST, azoto e fósforo rejeitadas para o meio hídrico por ETAR´s, FSC e pontos de rejeição para as situações de funcionamento de 2005 e 2007.

Parâmetro	Carga anual (ton.ano^{-1})		Redução (%)
	2005	2007	
CBO_5	188,7	81,7	57
SST	161,3	109,0	32
Azoto	108,9	75,1	31
Fósforo	18,8	12,6	33

As cargas de CBO_5, azoto e fósforo libertadas para o rio Cértima e Pateira de Fermentelos sofreram no entanto nos últimos anos uma redução significativa com o encerramento de quatro estações de tratamento nos concelhos de Oliveira do Bairro e Águeda bem como da fossa séptica do Troviscal, enquanto o ponto de rejeição da rede urbana de Tamegos sofreu uma redução no volume de caudal recebido tendo passado de um caudal médio diário de 438 $m^3.dia^{-1}$ para 106 $m^3.dia^{-1}$. Assim, e analisando a situação referente ao ano de 2007 (Figura 3.2), verifica-se que são as ETAR´s da Mealhada e Arcos que continuam a enviar as maiores quantidades de CBO_5, azoto e fósforo para o meio receptor.

Fazendo a comparação entre a situação que se verificava em 2005 com a de 2007, constata-se que ocorreu uma redução das quantidades de CBO_5, azoto e fósforo libertadas para o meio por fontes pontuais domésticas de respectivamente 57 %, 31% e 33% conforme se pode verificar através da Tabela 3.5. Esta redução advém principalmente da adesão dos concelhos

de Águeda e Oliveira do Bairro ao sistema da SIMRIA, que assim permite que parte da carga gerada nestes dois concelhos seja retirada da bacia do rio Cértima.

3.2.3. Fontes industriais

As unidades industriais presentes na bacia do rio Cértima exercem forte pressão antrópica sobre o meio hídrico através de descargas pontuais, não só através do lançamento de resíduos industriais, que em princípio sofrem um tratamento prévio antes de serem lançados para o meio ambiente, como também devido à produção de águas residuais domésticas, associada aos trabalhadores envolvidos nas distintas unidades industriais. (Sena 2007).

De um ponto de vista de afectação directa do meio hídrico terá de ser efectuada uma distinção entre as instalações que descarregam directamente os seus efluentes para o meio receptor (com ou sem tratamento prévio), das que são servidas por sistemas colectivos de recolha e tratamento de efluentes.

Pertencem ao primeiro grupo todas as unidades que não podendo ou não pretendendo recorrer a sistemas colectivos, descarregam directamente os seus efluentes no meio receptor, estando, neste caso sujeitas a um licenciamento específico, nos termos do Decreto de Lei nº 46/94 de 22 de Fevereiro.

No segundo grupo inserem-se as actividades situadas nas malhas urbanas ou em parques industriais e que podendo recorrer a infra-estruturas colectivas existentes, não afectam directamente o meio receptor, mas sim por intermédio dos sistemas colectivos que utilizam. Para o âmbito do presente trabalho foram apenas consideradas unidades com características do primeiro grupo.

Tabela 3.6 - Caudais médios diários e cargas anuais de CBO_5, CQO, SST, fósforo e azoto de origem industrial rejeitados para o meio em cada um dos conselhos pertencentes a bacia hidrográfica do rio Cértima (obtidos a partir de registos ARH-centro, 2009).

Concelho	Caudal ($m^3.dia^{-1}$)	CBO_5 (ton/ano)	SST (ton/ano)	Fósforo (ton/ano)	Azoto (ton/ano)
Aveiro	81,0	1,2	1,8	0,1	0,4
Águeda	303,8	4,5	6,7	0,3	1,7
Anadia	883,4	14,6	21,9	1,1	5,5
Mealhada	211,7	4,8	7,1	0,4	1,8
Oliveira do Bairro	425,2	6,3	9,4	0,5	2,3
Cantanhede	-	-	-	-	-
Total	**1905,1**	**31,3**	**46,9**	**2,3**	**11,7**

Os dados sobre este tipo de unidades a laborar na bacia do Cértima foram obtidos através de consulta dos registos presentes na Administração da Região Hidrográfica do Centro (ARH do centro) seleccionando os registos com base na sua localização no interior da área de estudo

através da utilização de um sistema de informação geográfica. No entanto não foi possível obter a localização geográfica específica do ponto de descarga de cada uma destas unidades, uma vez que os registos presentes na ARH do centro apenas associam cada uma delas ao centróide de freguesia onde esta se encontra situada.

A carga libertada para o meio por este tipo de unidades foi calculada fazendo uso dos caudais de efluente rejeitado presente nos registos de cada uma das unidades e dos valores limite de emissão para águas residuais presentes no Decreto-Lei 236/98, de 1 de Agosto (Anexo F). Assim o cálculo das cargas libertadas para o meio hídrico assume que todas as unidades consideradas tratam o seu efluente de modo a que este cumpra os requisitos mínimos de descarga para as águas residuais, apesar de existir legislação específica para algumas tipologias de unidades indústrias presentes na bacia do Cértima. Esta legislação nada refere no que diz respeito a restrições aplicáveis a quantidade de nutrientes a ser emitida pelo que se optou pelo método atrás referido.

Verifica-se então através dos dados obtidos que é o concelho de Anadia que maior quantidade de efluente proveniente de unidades industriais rejeita para o meio hídrico (Tabela 3.6) e consequentemente também liberta as maiores cargas dos diversos parâmetros tidos em consideração, uma vez que o método utilizado para as estimar considera concentrações fixas no efluente para cada um dos parâmetros. Através da disposição geospacial dos caudais médios diários provenientes de unidades industriais pelas freguesias da zona de estudo (Figura 3.3), verifica-se que são as freguesias de Aguim em Anadia e Oliveira do Bairro, que mais se destacam neste campo.

Ao facto de Anadia aparecer em primeiro lugar não será alheia a presença de um elevado número de unidades ligadas quer à indústria da cerâmica, principalmente na já referida freguesia de Aguim, quer de indústrias ligadas ao sector vinícola e ainda alguns matadouros no resto do concelho, o que em conjugação como o facto da rede de saneamento ai instalada apenas abranger uma pequena parte do concelho, impossibilita as empresas de ligarem os seus efluentes aos colectores municipais.

Seguem-se os concelhos de Oliveira do Bairro, com particular relevo para a sua sede de concelho, e o concelho de Águeda com respectivamente 425 m^3 e 303 m^3 diários de efluentes de origem industrial rejeitados para o meio, provenientes principalmente das indústrias de cerâmicas e metalo-mecânicas presentes em ambos os concelhos.

Será ainda importante referir que apesar das cargas de nutrientes de algumas tipologias de indústria poderem estar a ser sobrestimadas pela utilização do método de cálculo referido, a existência de unidades em funcionamento não licenciadas, pode compensar de certo modo este facto, verificando-se ainda que os efluentes nem sempre são rejeitados directamente em linha de água com efeito, no caso de algumas das indústrias ligadas ao sector vitivinícola o efluente produzido é depois de tratado disperso nos campos agrícolas sendo utilizado como fertilizante.

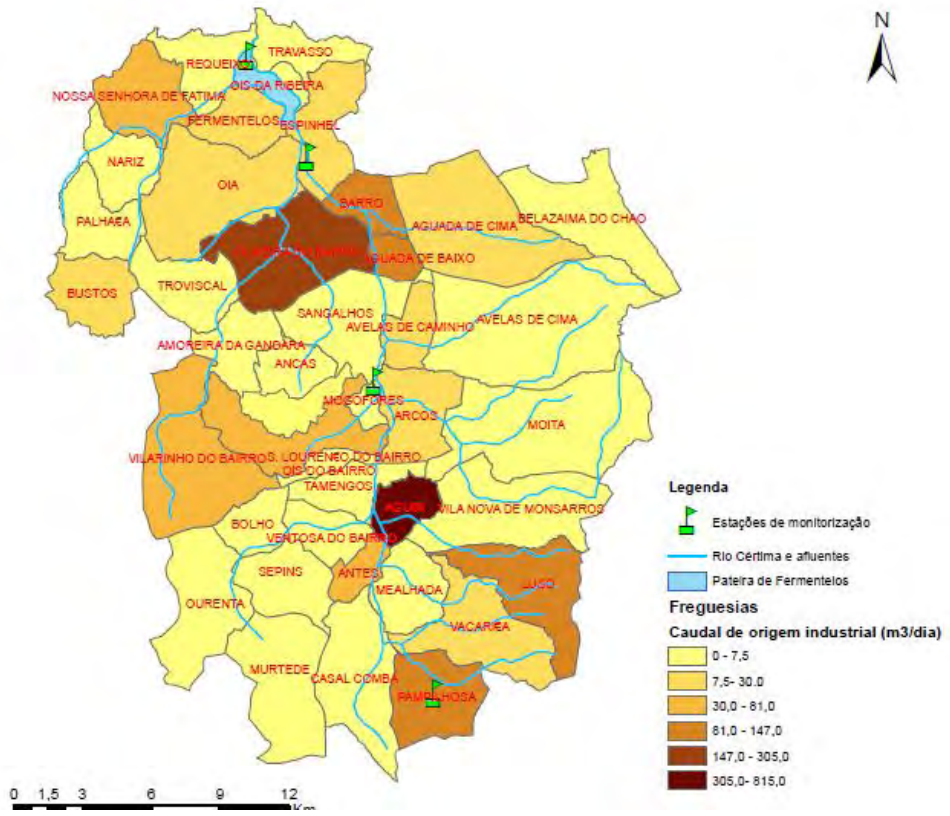


Figura 3.3 - Distribuição dos valores de caudais médios diários de origem industrial rejeitado para o meio por cada uma das freguesias pertencentes a bacia hidrográfica do rio Cértima (obtida a partir de informação digital (Agência Portuguesa do Ambiente, 2009) e de dados fornecidos pela ARH-centro, 2009).

3.2.4. Pecuária

A indústria pecuária é um sector a ter em conta aquando da contabilização das cargas poluentes que afectam os meios hídricos, uma vez que são gerados vários subprodutos resultantes da criação dos animais, como são exemplos os dejectos, as substâncias químicas componentes das rações e detergentes utilizados na lavagem das pocilgas, estábulos e aviários. Estes subprodutos podem ser alvo ou não de um tratamento preliminar antes de serem libertados no ambiente.

Para o presente estudo foram consideradas as suiniculturas, bovinículturas e aviários presentes na bacia do rio Cértima. Em virtude da falta de informação sobre os efectivos animais e caudais de efluentes existentes actualmente na área de estudo, quer para as bovinículturas quer para as suiniculturas, utilizaram-se como referência os dados presentes no Plano de Bacia Hidrográfica do rio Vouga relativos às estimativas das cargas anuais em termos de CBO_5, SST, azoto e fósforo geradas por estas actividades. Essas cargas foram calculadas tendo por base o número de animais registados à data na Direcção Geral de Agricultura e em capitações específicas para os parâmetros considerados (Anexo G). Os valores apresentados correspondem a estimativas da carga total gerada que pode eventualmente ser sujeita a tratamento antes de ser lançada para a rede hidrográfica.

Contudo, a existência de unidades pecuárias não licenciadas pode eventualmente compensar o tratamento das cargas apresentadas (PBHV, 2002). Estes valores também podem estar sobrestimados em termos do efectivo animal actualmente presente nestes concelhos em virtude do lapso temporal entre os dois estudos e da diminuição das actividades ligadas ao sector primário.

Tabela 3.7 - Cargas anuais de CBO_5, CQO, SST, azoto e fósforo com origem na actividade pecuária produzida em cada um dos conselhos pertencentes a bacia hidrográfica do rio Cértima (obtidos a partir de registos ARH-centro, 2009; PBHV, 2002).

Concelho	CBO_5 (ton/ano)			SST (ton/ano)			Azoto (ton/ano)			Fósforo (ton/ano)		
	Avia.	Sui.	Bov.	Avia.	Sui.	Bov.	Avia.	Sui.	Bov.	Avia.	Sui.	Bov.
Aveiro *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Águeda *	5,4	-	29,1	8,1	-	359,5	2,0	-	11,9	0,4	-	4,0
Anadia	18,9	-	43,0	28,3	-	532,0	7,1	-	18,0	1,4	-	6,0
Mealhada	11,5	-	17,0	17,3	-	206,0	4,3	-	7,0	0,9	-	2,0
Oliveira do Bairro	-	20,0	14,0	-	30,0	175,0	-	3,0	6,0	-	1,0	2,0
Cantanhede *	-	2,4	-	-	3,5	-	-	0,4	-	-	0,1	-
Total	35,8	22,4	103,1	53,7	33,5	1272,5	13,4	3,4	42,9	2,7	1,1	14,0

- Refere-se apenas as freguesias pertencentes à bacia do rio Cértima

No caso do cálculo das cargas provenientes das explorações avícolas foram obtidos dados através dos arquivos da Administração da Região Hidrográfica do Centro sobre o volume de efluente produzido na lavagem dos pavilhões de criação após cada ciclo de engorda. Se cada ciclo de uso do aviário durar 60 dias (que inclui o período de criação mais o período de descanso/limpeza) haverá no máximo 6 ciclos por ano (Costa *et al.,* 2006), tendo sido considerado para o cálculo destas cargas que o efluente é tratado antes de ser rejeitado no meio, de modo a que cumpra os valores limite de emissão para águas residuais presentes no Decreto-Lei 236/98, de 1 de Agosto (Anexo F).

Assim, e analisando a informação obtida, parece ser Anadia o concelho que em virtude das várias explorações avícolas e boviniculturas ai localizadas maior carga anual dos vários parâmetros parece produzir. Seguem-se em termos de cargas anuais de nutrientes produzidos os concelhos de Águeda e Mealhada, sendo que também estas cargas são oriundas de aviários e boviniculturas, não existindo qualquer contribuição por parte de suiniculturas (Tabela 3.7).

É ainda de referir que, para as freguesias pertencentes ao concelho de Aveiro que integram a área de estudo, não foram encontrados quaisquer registos.

3.3. Fontes Difusas

As fontes difusas são de difícil quantificação, devido à sua grande variabilidade e dificuldade de identificação, sendo complexo isolar o nível dos seus efeitos sobre a qualidade da água. Por outro lado as fontes difusas apresentam diversas origens e formas de ocorrência sendo difíceis de serem mensuradas e identificadas, apresentando aumentos significativos em períodos chuvosos (Novotny, 1994). São no entanto consideradas como importante causa da poluição em águas doces superficiais.

Segundo Novotny (2003), as condições que caracterizam as fontes de poluição difusa podem ser resumidas da seguinte forma:

- O lançamento da carga poluidora é intermitente e está relacionada basicamente à precipitação e aos usos do solo na bacia;
- Os poluentes são transportados a partir de áreas bastante extensas;
- As cargas poluidoras não podem ser monitorizadas a partir do seu ponto de origem, porque não é possível identificar a sua origem;
- A monitorização e redução das cargas de origem difusa deve ter carácter extensivo (sobre a bacia hidrográfica) e preventivo, com medidas de controlo do escoamento superficial e não visando apenas o tratamento de efluentes;
- É difícil estabelecer padrões de qualidade para o lançamento de efluentes uma vez que a carga poluente lançada vai variar de acordo com a intensidade e a duração dos eventos meteorológicos e a extensão da área de produção.

Apesar do recente aumento de atenção, o estudo da poluição de origem difusa em Portugal é uma vertente da qualidade da água que ainda carece de muitos dados de campo. De entre as principais razões para esta situação salienta-se, sem dúvida, a dificuldade em se estabelecer programas de monitorização que permitam uma caracterização adequada deste tipo de poluição (Diogo, 2008). A complexidade do processo, com interacção de muitas variáveis e componentes espacial e temporal determinantes para o mesmo, tornam a monitorização da poluição difusa economicamente muito exigente.

3.3.1. Estimativa das cargas de nutrientes provenientes de fontes difusas

Diferentes metodologias podem ser implementadas com o objectivo de estimar a exportação de nutrientes a partir do solo. A escolha de um método adequado é dependente, não só dos dados disponíveis, mas também da escala em que cada estudo é realizado. Actualmente existem vários modelos para a avaliação da poluição difusa, de complexidade também muito variável que, podem ser divididos em cinco níveis (Novotny, 1994):

- Procedimentos estatísticos simples e cargas unitárias sem interacção com processos físicos e químicos;
- Procedimentos simplificados com alguma interacção com processos físico-químicos;
- Modelos determinísticos simplificados, contínuos ou orientados para eventos;
- Modelos sofisticados de eventos
- Modelos contínuos sofisticados.

Os modelos referentes ao primeiro nível surgiram com base em resultados estatísticos de programas de monitorização, referentes quer a áreas agrícolas quer a áreas urbanas, sendo a componente hidrológica destes modelos simples ou até mesmo não considerada (Novotny 1994). Designados por Haith (1981) como modelos de planeamento ou "funções de carga", este tipo de modelos são de utilização muito simples, em comparação com os das restantes categorias, mais exigentes em termos de dados de qualidade, quer da massa de água receptora quer do próprio escoamento superficial.

Embora a informação obtida por estes métodos seja inferior em detalhe à produzida com os modelos de simulação de nível mais elevado, requerem substancialmente menos dados (Castro, 1986). Apesar de se tratar de uma abordagem simplificada do problema da poluição difusa, a metodologia descrita pode conduzir a resultados importantes para a definição de estratégias de intervenção com vista à sua redução, face às lacunas de informação existentes e consequente dificuldade na implementação de metodologias mais complexas (Diogo *et al,* 2003).

Assim e para o presente estudo optou-se por adoptar uma abordagem que pode ser enquadrada neste primeiro nível de modelos, utilizado um método em que são utilizadas cargas unitárias ou seja, cargas de poluente exportado por unidade de área (taxas de exportação), associadas a cada categoria de uso do solo (Novotny, 1994). A carga poluente total afluente a uma secção de referência é obtida pela multiplicação das cargas unitárias pelas áreas parciais de cada categoria de solo, na área drenante em estudo:

$$CT_i = \sum(C_{ij} \cdot A_j) \qquad (3.1)$$

em que CT*i* é carga total do poluente *i*, afluente à secção de referência, C*ij* a carga do poluente *i*, por unidade de área e de tempo na categoria de solo *j* (taxa de exportação) e A*j* a área de solo da categoria *j*.

Como base de informação foi utilizada uma carta digital de uso do solo, a carta Corine Land Cover de 2000 (Figura 2.5), sendo que as taxas de exportação, presentes na Anexo H, foram obtidas em literatura da especialidade. Os resultados do modelo proposto em termos de carga de azoto e de fósforo são apresentados na Tabela 3.8, onde se pode verificar que são

os terrenos ocupados por culturas anuais e indiferenciadas, florestas e vinhas que mais contribuem dentro das fontes difusas para as cargas totais estimadas de azoto e fósforo.

Tabela 3.8 -Valores das cargas anuais de azoto e fósforo provenientes de fontes difusas para bacia do rio Cértima e distribuição da área da bacia por tipo de ocupação de solo.

Uso do solo	Área (ha)	Área (%)	Azoto ($ton.ano^{-1}$)	Fósforo ($ton.ano^{-1}$)
Culturas anuais e indiferenciadas	14274	26,2	38,5	4,3
Florestas indiferenciadas	25788	47,3	51,6	2,6
Urbano	2017	3,7	1,4	0,4
Indústria e comércio	1279	2,3	0,9	0,3
Cultura anual de sequeiro	1133	2,1	3,1	0,3
Cultura anual de regadio	434	0,8	2,2	0,4
Pastagem natural	468	0,9	0,7	0,4
Vegetação esparsa	1108	2,0	3,0	0,3
Extracção mineira	1	0,0	0,0	0,0
Arrozal	349	0,6	1,7	0,3
Vinha	6993	12,8	18,9	2,1
Olival	177	0,3	0,5	0,1
Paúl	322	0,6	0,0	0,0
Plano de água	197	0,4	0,0	0,0
Total	**54540**	**100,0**	**122,5**	**11,5**

3.4. Análise agregada

A Tabela 3.9 resume as estimativas da carga total gerada na bacia do rio Cértima em termos de CBO_5, SST, azoto e fósforo. No caso das fontes domésticas os valores apresentados referem-se à soma das cargas que não sofrem qualquer tratamento mais as cargas libertadas após tratamento nas ETAR e FSC.

Tabela 3.9 - Carga poluente total gerada na bacia do rio Cértima.

Fonte	CBO_5 (ton/ano)	SST (ton/ano)	Azoto (ton/ano)	Fósforo (ton/ano)
Doméstica	668,9	989,9	153,4	27,3
Industria	31,3	46,9	11,7	2,3
Suinicultura	22,4	33,5	3,4	1,1
Bovinicultura	103,1	1272,5	42,9	14
Avicultura	35,8	53,7	13,4	2,7
Poluição difusa	-	-	122,5	11,5
Total	**861,5**	**2396,5**	**347,3**	**58,9**

A análise da Tabela 3.9 revela que o sector que mais contribui para a contaminação em matéria orgânica é o doméstico, sendo responsável por 78 % da contaminação total. No que se refere aos valores de SST estes são introduzidos na bacia do rio Cértima essencialmente pelas boviniculturas e pelas fontes domésticas que contribuem com, respectivamente, 53 % e 41 % do total.

A análise das fontes de contaminação em azoto revela a esmagadora contribuição das cargas domésticas (44%) e da poluição difusa (35%). A carga em fósforo provém essencialmente das fontes domésticas (46%), boviniculturas (24%) e em menor grau da poluição difusa (20%). É de realçar a importância da poluição difusa na contaminação de compostos azotados, em comparação com o menor peso desta para a contaminação de compostos fosfatados.

Capítulo 4

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E ESTADO TRÓFICO

4.1. Caracterização das estações de amostragem

A rede do INAG para a avaliação da qualidade de água da bacia do rio Cértima é composta por quatro estações (Figura 4.1). A estação da Ponte de Requeixo que se encontra em funcionamento desde 1989, as estações de Ponte da Canha e Perrães que iniciaram ambas funções em 2001 e por fim a estação de Pampilhosa operacional desde 2002. Os dados obtidos através das amostragens realizadas nestas estações são disponibilizados pelo sistema nacional de informação de recursos hídricos (SNIRH) através do seu site em http://snirh.pt/.

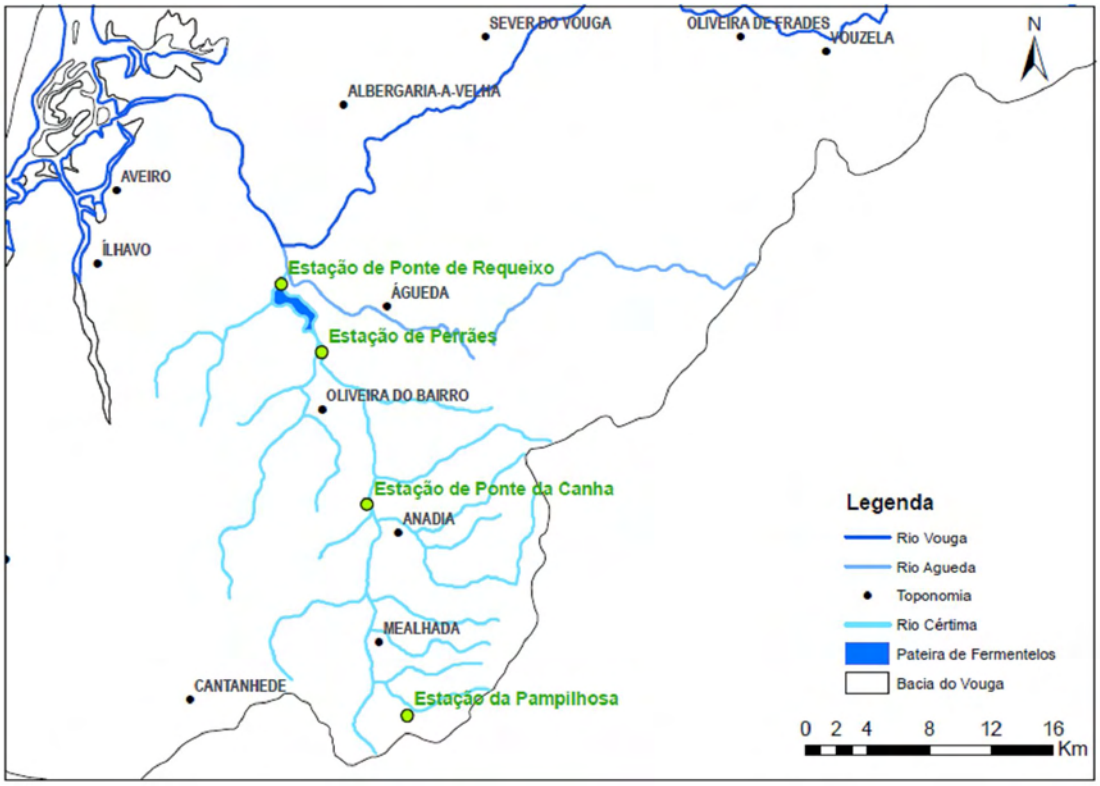


Figura 4.1- Localização das estações de monitorização ao longo do rio Cértima (obtida a partir de informação digital (Agência Portuguesa do Ambiente, 2009) e de dados do INAG, 2009)

A estação de Pampilhosa está localizada na Ribeira de Santa Cristina num troço inicial do rio Cértima, estando classificada segundo o INAG como estação de referência/base da rede de monitorização do rio Cértima. Assim, dada a sua localização bastante a montante, seria de esperar desta estação dados relativos a um ponto do rio ainda em condições relativamente pristinas. No entanto, e até atingirem esta estação, as águas do Cértima percorrem já uma significativa área populacional do concelho da Pampilhosa, estando assim já vulneráveis a um conjunto importante de pressões de origem antrópica.

A estação de Ponte da Canha situa-se aproximadamente a meio do trajecto do rio Cértima, a jusante dos núcleos urbanos da Mealhada e Anadia, após a junção ao troço principal do rio das águas provenientes da ribeira da Vacariça, da ribeira da Serra e do rio Serra. Torna-se por esse motivo bastante importante a recolha de dados sobre a qualidade da água nesse

local, como forma de monitorizar os efeitos provocados pela passagem dessas linhas de água que atravessam no seu percurso zonas bastante urbanizadas. Até este ponto o rio sofre as descargas das ETAR de Murtede, Mealhada, Mogofores, Arcos, bem como do ponto de rejeição de águas residuais da rede de Tamegos, atravessando também a freguesia de Aguim onde recebe uma significativa quantidade de efluente de origem industrial.

A estação de Perrães encontra-se situada imediatamente antes da Pateira de Fermentelos, já no troço final do rio Cértima, após a junção das águas vindas da ribeira do Boialvo, da ribeira do Cadaval e do rio Levira. No troço de rio situado entre a estação de Ponte de Canha e de Perrães o rio sofre a entrada de efluentes de origem doméstica provenientes das ETAR de Sangalhos, Cercal, Aguada de Cima, Perrães e ainda de várias fossas sépticas comunitárias localizadas no concelho de Oliveira do Bairro. Os dados recolhidos nesta estação permitem a monitorização da qualidade da água que alimenta a Pateira.

A estação de Ponte de Requeixo fica situada à saída da Pateira de Fermentelos, imediatamente antes da confluência do rio Cértima com o Águeda. Esta estação de medição da qualidade da água coincide com uma estação hidrométrica equipada com um limnígrafo que esteve em funcionamento entre 1943 e 1984. O troço de rio entre as estações de Perrães e Requeixo coincide com a Pateira de Fermentelos, recebendo o rio neste trajecto as águas provenientes da Ribeira do Pano e aquando do seu funcionamento os efluentes provenientes das ETAR's de Fermentelos e ZIO.

Foram os dados recolhidos por esta última estação que foram utilizados no âmbito deste estudo para a avaliar o estado trófico da Pateira de Fermentelos, devido quer a sua localização geográfica mas também devido a quantidade e abrangência em termos temporais dos dados ai registados. Apesar de estar situada à saída da lagoa, considera-se que os dados ai recolhidos são um indicador bastante razoável da qualidade da água no seu interior.

Tabela 4.1 – Listagem e caracterização das estações de monitorização seleccionadas. Fonte: INAG, 2009.

NOME	Código da Estação	Início de Funcionamento	Área Drenada (km^2)	Nº de Parâmetros Amostrados
Pampilhosa	11G/02	01-02-2002	18,65	40
Ponte Canha	10G/06	01-02-2001	255,74	30
Perrães	10G/07	01-02-2001	463,56	30
Ponte de Requeixo	10F/03	01-05-1989	541,75	50

Relativamente ao número de parâmetros medidos em cada uma das estações, Pampilhosa e Requeixo destacam-se com respectivamente quarenta e cinquenta parâmetros amostrados enquanto nas outras duas estações estão disponíveis dados de trinta parâmetros (Tabela 4.1). Deste conjunto de parâmetros disponíveis foram seleccionados catorze (Tabela 4.2) que se julgaram apropriados ao âmbito do presente trabalho, isto é, que permitissem uma avaliação da qualidade da água do rio Cértima ao longo do seu percurso, com especial

atenção ao nível dos nutrientes e fitoplâncton, de forma a permitir no final uma caracterização do estado trófico da Pateira de Fermentelos. Apesar dos catorze parâmetros seleccionados se encontrarem disponíveis nas quatros estações de amostragem, o volume de informação em cada uma das estações, para cada um dos parâmetros, e ao longo do período temporal analisado é bastante variável, sendo que o período temporal decorre desde o ano de inicio de funcionamento de cada uma das estações até ao ano de 2008 (inclusive).

Tabela 4.2- Lista dos vários parâmetros escolhidos para a caracterização da qualidade da água.

Parâmetros
AmóniaTotal (NH_4)
Carência Química de Oxigénio
CBO 5 dias
Clorofila-a
Fósforo total
Ortofosfato Total (como P_2O_5)
Nitrato Total (NO_3)
Nitrito Total (NO_2)
Oxigénio dissolvido - lab.
Oxigénio dissolvido - lab (%)
pH - lab
Sólidos suspensos totais
Temperatura da amostra
Condutividade de laboratório a 20ºC

4.2. Tratamento de dados e análise descritiva univariada

Os dados recolhidos em cada estação, e referentes ao período temporal escolhido, foram analisados quer na sua totalidade quer em subgrupos formados com base na sua distribuição temporal, nomeadamente mensal e anual. A rejeição de possíveis “outliers” foi efectuada utilizando o teste Grubb´s para um grau de confiança de 95 %.

Torna-se também importante referir o reduzido número de dados disponíveis nas estações de Ponte de Canha e Perrães para os parâmetros CQO, clorofila-a, ortofosfato e nitrato. Estes parâmetros foram considerados na análise, mas a sua representatividade para as condições locais está limitada, em termos temporais ao ano de 2008 para os casos do CQO, ortofosfato e nitrato, e ao ano de 2002 para a clorofila-a.

O Anexo I apresenta os resultados da análise estatística univariada (número de amostras, máximo, mínimo, media e desvio padrão), aplicada aos diversos parâmetros físico-químicos seleccionados. Na Figura 4.2 podem-se visualizar as características associadas às distribuições dos valores dos distintos parâmetros, como a simetria (ou assimetria) e a existência de valores dispersos (outliers), nos diagramas de caixa nelas exibidos.

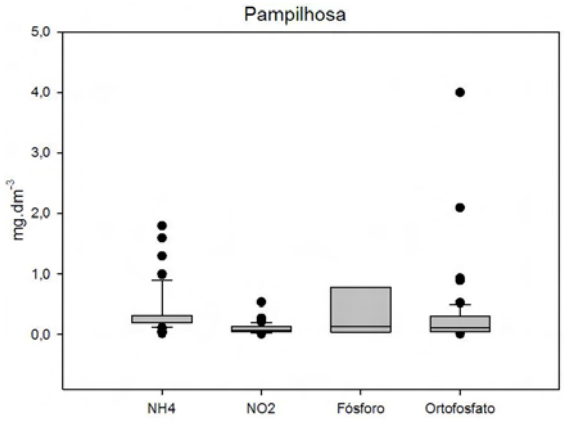
Da análise destes diagramas, destacam-se os parâmetros pH e temperatura com distribuições quase simétricas, enquanto os restantes parâmetros apresentam distribuições

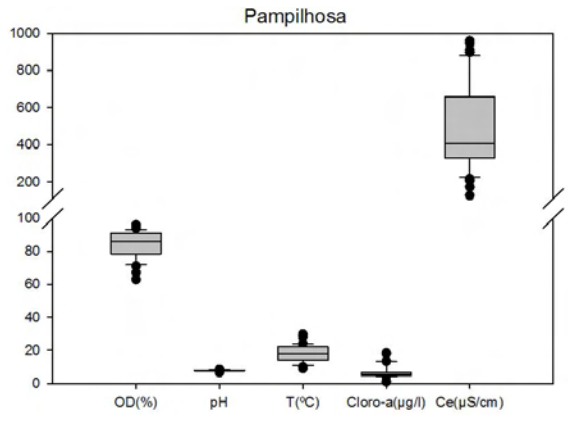
assimétricas. Analisando as distribuições assimétricas, através da comparação da amplitude de valores com a distância entre o percentil 25 e o percentil 75, e a posição da mediana em relação ao valor mínimo e ao valor máximo, destacam-se o parâmetro NH_4 em todas as estações e os parâmetros ortofosfato, pH, temperatura, condutividade e sólidos suspensos totais na estação de Pampilhosa, apresentando uma amplitude muito maior do que a distância entre os percentis e estando a mediana mais próxima do valor mínimo do que do valor máximo. Estes resultados mostram claramente a existência de valores extremos (outliers), que se distanciam do restante conjunto de dados e provocam uma assimetria das distribuições.

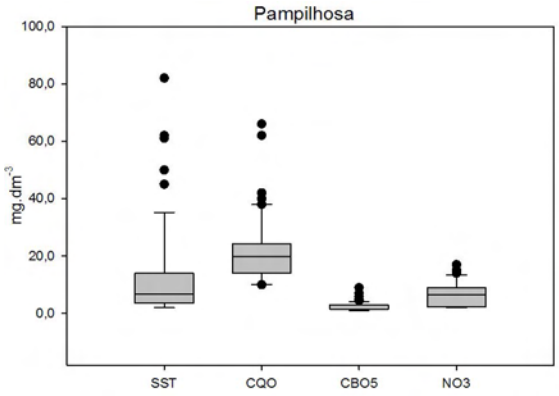
O valor médio das concentrações de alguns parâmetros, como por exemplo o NH_4 e sólidos suspensos totais em Ponte de Canha ou a clorofila-a e oxigénio dissolvido de saturação na estação de Requeixo está mais próximo do valor mínimo do que do valor máximo, mostrando que estes parâmetros apresentam valores excepcionalmente altos.

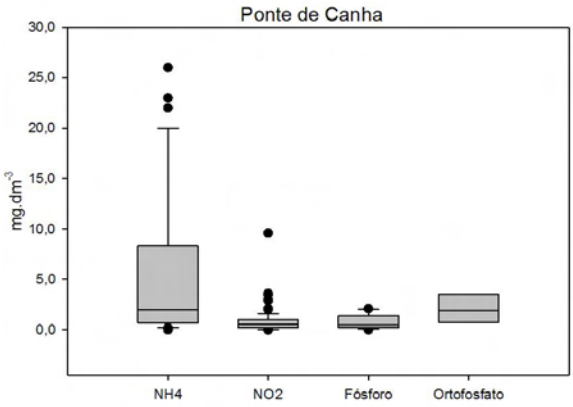
Os valores calculados do desvio padrão são muito elevados para os parâmetros NH_4, clorofila-a e NO_3 de Ponte de Canha, para o NH_4, a clorofila-a, fósforo total e ortofosfato registados em Ponte de Requeixo e também para os valores de sólidos suspensos totais obtidos na estação da Pampilhosa, o que denota uma grande dispersão das concentrações, em torno do valor médio.

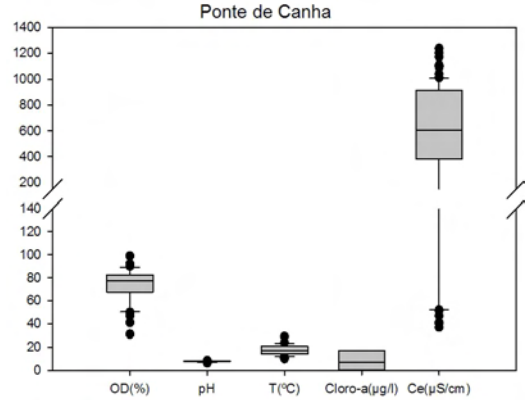
É natural que grande parte dos parâmetros estudados apresente assimetria nas distribuições dos seus valores, provocada pela existência de subgrupos, uma vez que este estudo faz uso de amostras de águas superficiais colhidas em diferentes estações do ano ao longo de vários anos, e assim possivelmente em diferentes condições de pressão antrópica.

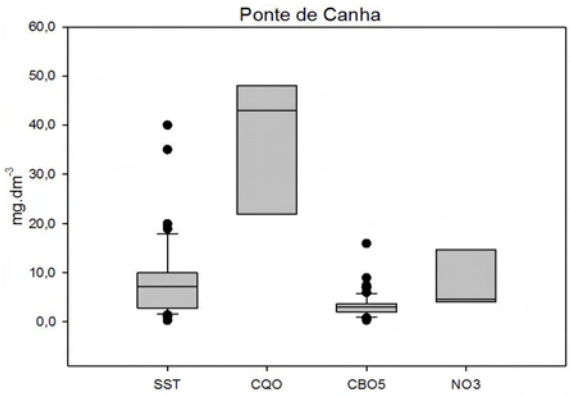


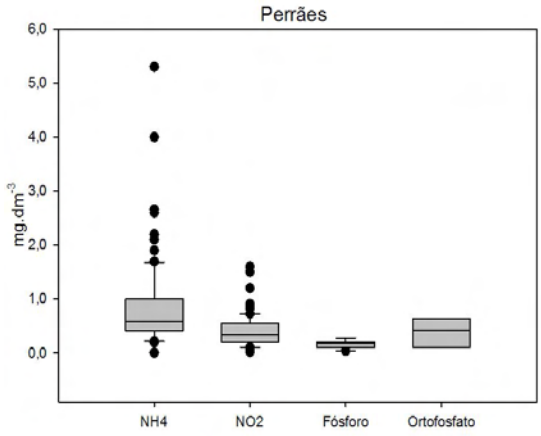


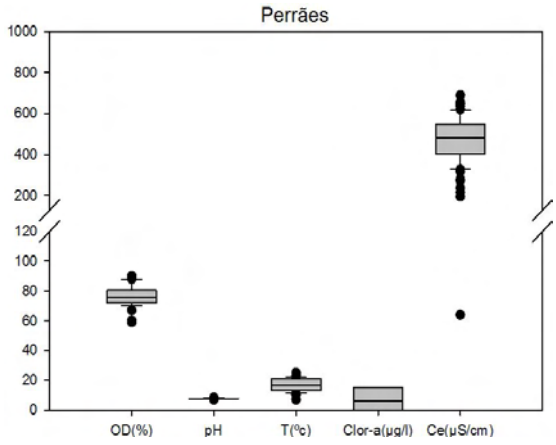

Pampilhosa
mg.dm-3
100,0
80,0
60,0
40,0
20,0
0,0
SST
CQO
CBO5
NO3

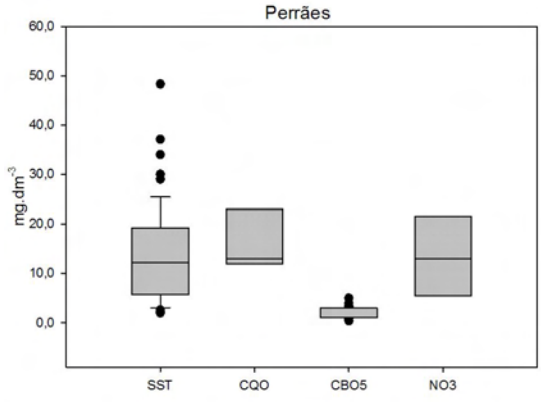

Ponte de Canha
mg.dm-3
30,0
25,0
20,0
15,0
10,0
5,0
0,0
NH4
NO2
Fósforo
Ortofosfato

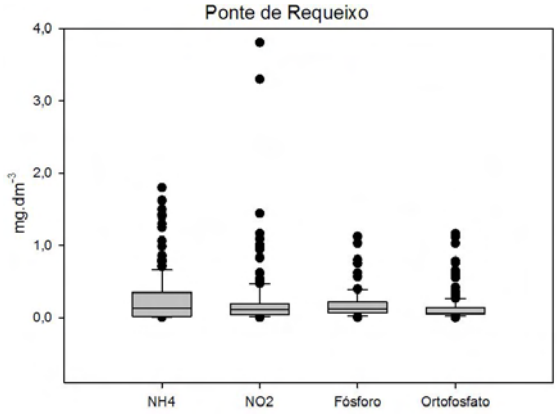

Ponte de Canha
1400
1200
1000
800
600
400
200
140
120
100
80
60
40
20
0
OD(%)
pH
T(ºC)
Cloro-a(µg/l)
Ce(µS/cm)


Ponte de Canha
mg.dm-3
60,0
50,0
40,0
30,0
20,0
10,0
0,0
SST
CQO
CBO5
NO3


Perrães
mg.dm-3
6,0
5,0
4,0
3,0
2,0
1,0
0,0
NH4
NO2
Fósforo
Ortofosfato


Perrães
1000
800
600
400
200
120
100
80
60
40
20
0
OD(%)
pH
T(ºc)
Clor-a(µg/l)
Ce(µS/cm)


Perrães
mg.dm-3
60,0
50,0
40,0
30,0
20,0
10,0
0,0
SST
CQO
CBO5
NO3


Ponte de Requeixo
mg.dm-3
4,0
3,0
2,0
1,0
0,0
NH4
NO2
Fósforo
Ortofosfato

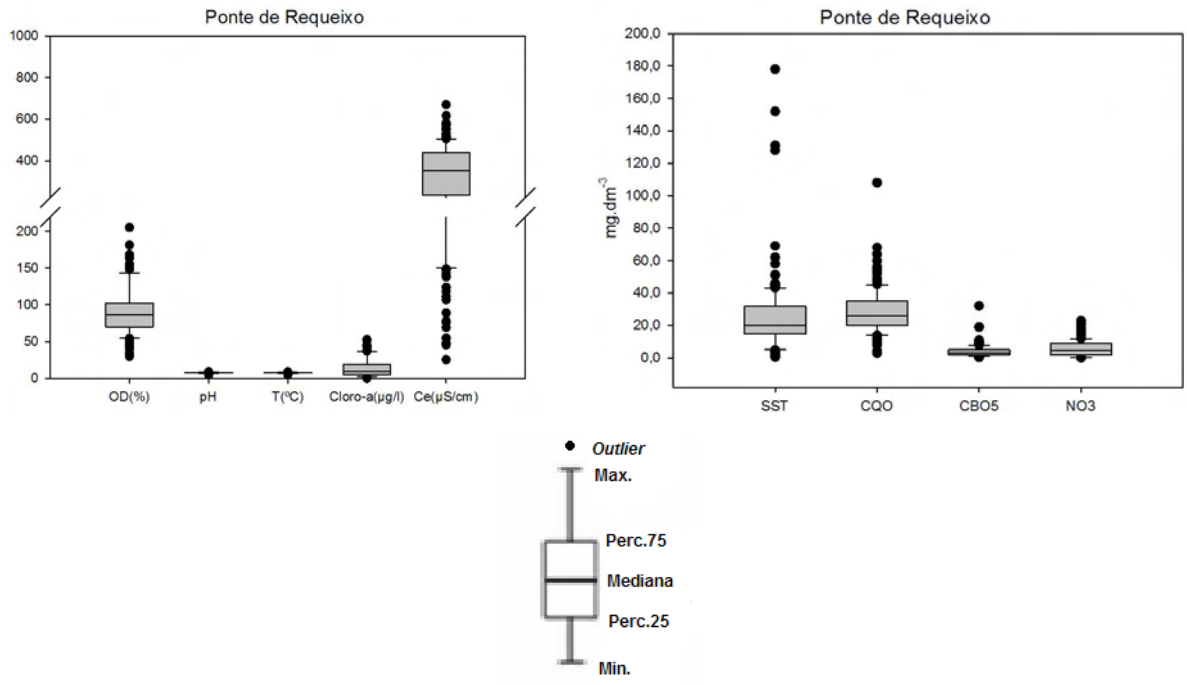


Figura 4.2 – Diagramas de caixa para os diferentes parâmetros físico-químicos analisados.

4.3. Temperatura e pH

A temperatura da água é um parâmetro muito importante na avaliação da qualidade da água superficial e sua aptidão para determinado uso dada a sua influência, tanto sobre o desenvolvimento da vida aquática, como sobre as reacções químicas e velocidades de reacção (Walling & Webb, 1992). Na bacia do Cértima este parâmetro varia entre os 5 e os 30 ºC, tendo o mínimo sido registado na estação de Requeixo e o máximo na estação da Pampilhosa. Mais de 50 % dos valores recolhidos nas várias estações encontram-se acima dos 17 ºC e apenas um dos valores registados atinge o valor de 30ºC (valor máximo admissível segundo os objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais estabelecido no Decreto-Lei 236/98, de 1 de Agosto. Na Figura 4.3 apresenta-se variação sazonal das temperaturas médias das amostras, sendo evidente que para as quatro estações, as médias mais elevados se registam em Julho e Agosto, enquanto as médias mais baixas ocorreram em Dezembro e Janeiro.

No que se refere ao pH a Figura 4.3 apresenta as médias mensais de pH registadas nas várias estações. Analisando os dados verifica-se que todos os valores registados nas estações se encontram dentro do intervalo estabelecido nos objectivos de qualidade mínima para as águas superficiais presentes no Decreto-Lei 236/98, que estipula valores de pH entre 5 e 9. Os valores máximos e mínimos registados ocorreram ambos na estação de Requeixo, atingindo 8,6 e 4,6 respectivamente, atingindo um valor médio para o mês de Julho de 8,1, apresentando os valores registados nesta estação alguma irregularidade ao longo do ano.

Verifica-se ainda um ligeiro aumento dos valores médios de pH na estação de Requeixo, nomeadamente no inicio da Primavera, o que pode ser causado em parte por uma elevada actividade fotossintética que ocorre sobretudo na Primavera, uma vez que ao reduzir o dióxido de carbono dissolvido, a fotossíntese reduz indirectamente o nível de ácido carbónico, o que tem como consequência uma subida do pH da água (Harper, 1992).

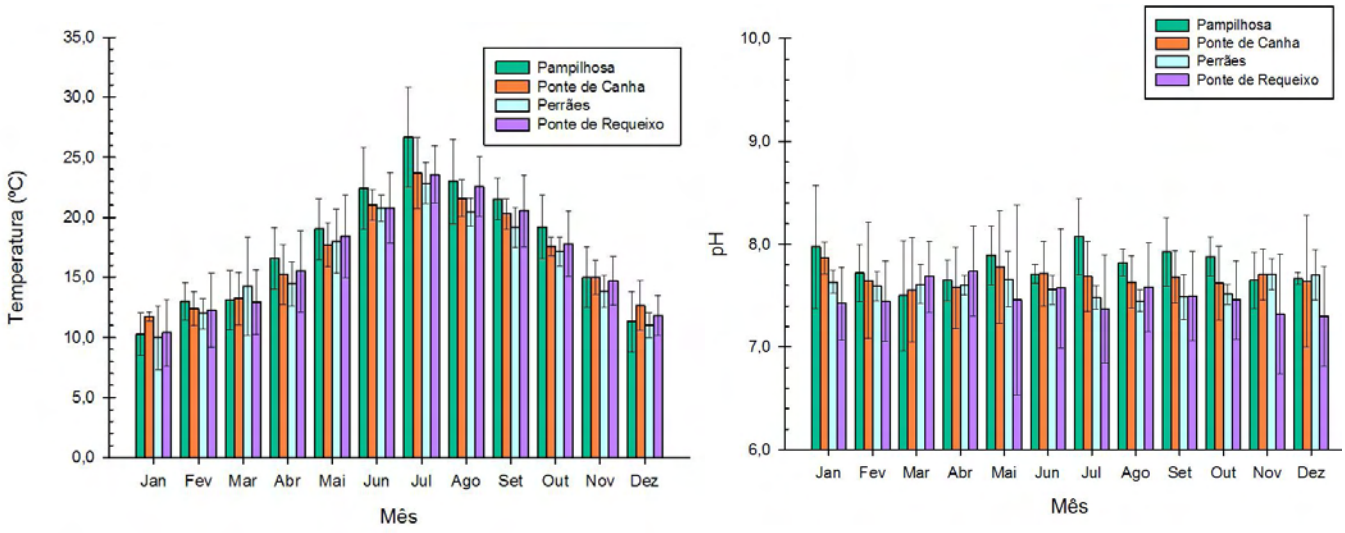


Figura 4.3 - Temperaturas médias mensais e valores médios mensais de pH registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha , Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 como os respectivos desvios padrão. Fonte: INAG, 2009.

4.4. Oxigénio dissolvido

O teor em oxigénio dissolvido de uma água varia consoante a origem desta e as influências que sofre ao longo do seu percurso, pelo que as águas superficiais não poluídas podem conter quantidades apreciáveis de oxigénio, muitas vezes em condições de sobre-saturação. A existência de descargas de substâncias orgânicas oxidáveis resulta no consumo de oxigénio e consequente diminuição dos níveis de oxigénio dissolvido.

A solubilidade do oxigénio na água depende de diversos factores, dos quais se salientam a pressão atmosférica e a temperatura. Um aumento da temperatura conduz a uma diminuição do teor em oxigénio dissolvido porque diminui a sua solubilidade e aumenta o número de microrganismos consumidores de oxigénio, o que limita a capacidade de auto-depuração das águas naturais (Hem, 1985). Da análise dos dados (Figura 4.4) observa-se que existe uma tendência para a variação sazonal dos teores de oxigénio dissolvido, atingindo-se os valores mais baixos nos meses Verão, em que as temperaturas são mais elevadas e os valores mais altos nos meses de Inverno com temperaturas mais baixas.

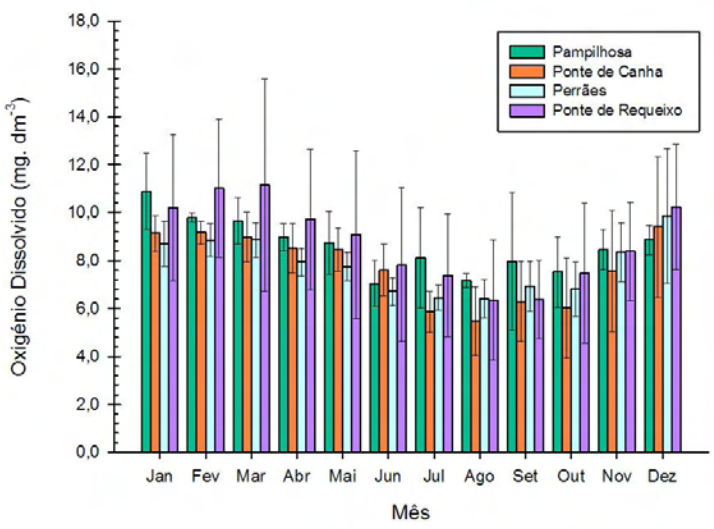


Figura 4.4 - Valores médios mensais de oxigénio dissolvido registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha , Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão.

Em termos médios todas as estações se encontram ao longo do ano acima dos 50% de oxigénio dissolvido de saturação, que é o valor estabelecido nos objectivos de qualidade mínima para as águas superficiais (Decreto-Lei 236/98, de 1 de Agosto). Apenas em duas das estações, Ponte de Canha e Ponte de Requeixo, foram registados valores absolutos abaixo deste limiar dos 50%, respectivamente 9 e 7 % do conjunto de valores registados.

As estações que apresentam em média os valores mais baixos de oxigénio dissolvido de saturação são ponte de Canha e Perrães (Figura 4.5), tendência que se acentua nos meses de Agosto a Outubro, registando a primeira estação para o mês de Outubro um valor médio de 57 % para o oxigénio de saturação. A ocorrência de valores mais reduzidos nestas duas estações poderá estar associada a combinação de temperaturas elevadas em conjunto com possíveis descargas de matéria orgânica oxidável provenientes dos núcleos urbanos da Mealhada e Anadia, o que se traduziria numa depleção mais acentuada do oxigénio dissolvido no troço a jusante desses núcleos urbanos.

Já as estações que registam as médias mensais mais elevadas ao longo do ano são Requeixo e Pampilhosa. A estação de Ponte Requeixo, no entanto, caracteriza-se por uma elevada dispersão e amplitude dos valores de oxigénio dissolvido de saturação ai registados, atingindo um máximo de 205,0 % e um mínimo de 29,7 % no período de tempo em análise. O facto dos valores mais elevados aí registados ocorrerem nos meses da Primavera e os valores mais baixos nos meses de Verão parece sugerir que a sua origem poderá estar associada a ocorrência de fenómenos periódicos de “blooms” de algas nas águas da Pateira. Situações como esta podem ocorrer em águas com uma elevada disponibilidade de nutrientes, os quais contribuem para uma proliferação da biomassa aquática, responsável por variações significativas dos teores de oxigénio dissolvido, nomeadamente um aumento diurno por via da fotossíntese podendo atingir a sobre-saturação. Já com a morte da biomassa

vegetal nos meses de Verão e Outono, aumenta a necessidade de utilização do oxigénio presente na água para a decomposição desta mesma biomassa.

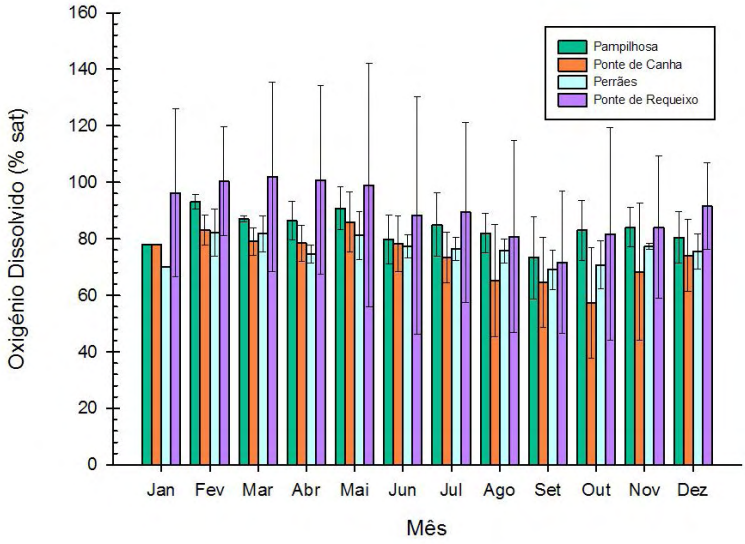


Figura 4.5 - Valores médios mensais de oxigénio dissolvido de saturação (%) registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão.

4.5. Matéria orgânica

Para avaliar a quantidade de matéria orgânica oxidável presente ao longo do trajecto do rio recorreu-se à análise dos parâmetros Carência Bioquímica de Oxigénio aos 5 dias (CBO_5) e Carência Química de Oxigénio (CQO). Estes dois parâmetros indicam a quantidade de oxigénio necessária para oxidar a matéria orgânica presente numa água. Dado que a diferença entre a CBO_5 e a CQO, para além da CBO_5 constituir um teste microbiológico e a CQO um teste químico, reside na própria biodegradabilidade da matéria orgânica. A CQO mede uma gama de compostos orgânicos mais abrangente (matéria orgânica inerte e matéria biologicamente oxidável) e cuja biodegradabilidade não é detectada num ensaio de CBO_5. Esta parcela orgânica, de difícil oxidação, que separa a CBO_5 e a CQO, encontra-se normalmente associada à contaminação industrial.

Através da análise das médias mensais de CBO_5 nas várias estações (Figura 4.6), verifica-se que é no período entre Junho e Setembro que se atingem as médias mais elevadas. O aumento verificado nas estações de Ponte de Canha e Pampilhosa durante este período, poderá indiciar a presença de descargas de matéria orgânica oxidável a montante destes pontos o que, conjuntamente com a diminuição do caudal que ocorre nos meses mais quentes, as torna mais evidentes, uma vez que nestas condições a diluição e auto-depuração destas descargas se torna mais difícil. No entanto só 6 % dos valores registados na Pampilhosa e 15 % dos valores de Ponte da Canha é que se encontram acima do valor de 5

mg.dm^{-3}, estabelecido nos objectivos de qualidade mínima para as águas superficiais (Decreto-Lei 236/98, de 1 de Agosto). O teor em CBO_5 decresce regularmente no troço do rio situado entre as estações de Ponte de Canha e Perrães. Este decréscimo poderá ser devido a uma rápida auto-depuração das águas e, em menor extensão, ao efeito de diluição resultante da contribuição das águas não poluídas dos três tributários que desaguam neste troço do rio Cértima (Cerqueira *et al*., 2005).

A estação de ponte de Requeixo é a que apresenta relativamente, as restantes três estações, as médias de CBO_5 mais elevadas ao longo do ano, com excepção do mês de Junho. Verifica-se também que 26 % dos valores de CBO_5 ai registados excedem o valor de 5 mg.dm^{-3} estabelecido nos objectivos de qualidade mínima para as águas superficiais. Estes valores parecem reflectir a elevada carga orgânica presente na água na lagoa da Pateira de Fermentelos. A presença de concentrações elevadas de fitoplâncton poderá ser uma das causas, uma vez que é precisamente nos meses em que ocorre a morte de grande parte do fitoplâncton, com especial incidência no Verão, que se verificam os valores médio mais elevados na estação de Ponte de Requeixo. Acresce a este factor as características próprias e específicas da Pateira, uma massa de água com velocidades de escoamento reduzidas, um tempo de residência da água significativo e menores valores de caudal, típico dos meses de Verão.

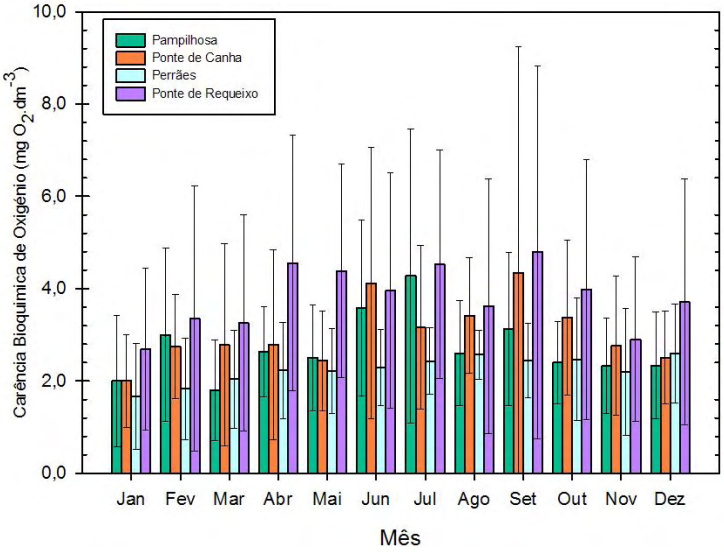


Figura 4.6 - Valores médios mensais de CBO_5 registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão.

Relativamente ao CQO os dados disponíveis são bastante reduzidos para as estações de Ponte de Canha e Perrães, tendo sido realizadas apenas 5 amostragens em cada uma, todas estas relativas ao ano de 2008. Tendo esse facto em consideração verifica-se que é na estação de Ponte de Canha que se atingem os valores mais elevados (Figura 4.7), chegando no mês de Setembro a atingir 50 mg.dm^{-3}, em contraste com os valores obtidos na estação de Perrães. Nesta estação, situada a jusante de Ponte de Canha verificam-se os valores mais baixos o que parece indicar mais uma vez, e tal como no caso dos valores de CBO_5, uma boa

capacidade de auto-depuração por parte do rio. Os elevados valores de CQO registados em Ponte de Canha, relativamente aos valores obtidos nas restantes três estações também, podem indiciar a presença de efluentes de origem industrial, compostos por matéria orgânica inerte mais dificilmente oxidável, a montante deste ponto.

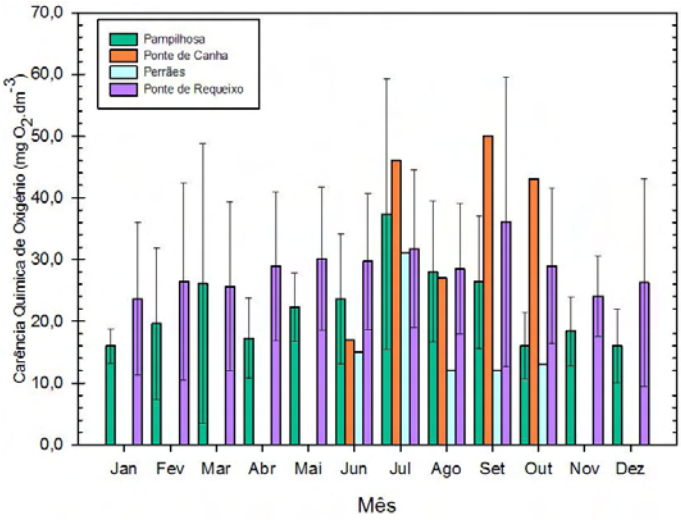


Figura 4.7- Valores médios mensais de CQO registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão.

4.6. Condutividade

Os dados relativos à condutividade (Figura 4.8 a)) permitem observar que as estações com médias mensais mais elevadas são as estações de Pampilhosa e Ponte de Canha, que se destacam das restantes nos meses de Verão e inicio de Outono, sendo atingido em Ponte de Canha para o mês de Julho uma média de 855 µS/cm. Estes resultados podem ser indicativos de maior concentração de sólidos totais dissolvidos nestes locais.

O aumento sazonal verificado pode, em parte, ser explicada por um aumento da temperatura conjugado com uma diminuição substancial de caudal verificado durante o período do Verão, o que se reflecte numa concentração mais elevada de sais na água, principalmente nos cursos de rio situados mais a montante como a estação de Pampilhosa. Por outro lado essa redução de caudal, em associação com possíveis descargas poluentes, pode explicar os valores registados a jusante da Mealhada. A estação que apresenta valores médios mensais mais reduzidos das quatro estações é Requeixo.

4.7. Fase sólida

A análise da distribuição da fase sólida do escoamento é de extrema importância para a compreensão de fenómenos da qualidade da água, dado que os sólidos constituem frequentemente elementos de transporte de vários contaminantes, nomeadamente metais, nutrientes e organismos microbiológicos. A análise completa desta fase do escoamento

exigiria dados sobre sólidos dissolvidos, sólidos suspensos, sólidos totais, voláteis e fixos, mas infelizmente apenas existem dados disponíveis de sólidos suspensos totais.

Assim, e para os sólidos suspenso totais, verifica-se que é na estação de Ponte de Requeixo que ocorrem as médias mensais mais elevadas (Figura 4.8 b)), apresentando ao longo do ano médias sempre superiores a 15 $mg.dm^{-3}$. Os valores registados serão, provavelmente, uma consequência da proliferação de biomassa vegetal associada aos valores elevados de carga orgânica e também da acumulação de matéria em suspensão proveniente de toda a água que aflui à Pateira (Cerqueira *et al*., 2005). O facto de as médias mensais nesta estação aumentarem no Verão, parece corroborar a hipótese de que a biomassa vegetal contribuirá para este aumento, uma vez que este é um período típico de elevada mortalidade do fitoplâncton.

As restantes estações apresentam médias mensais bastante variáveis ao longo ano, não parecendo os valores de sólidos suspensos totais nestas estações seguir um padrão claro ditado pelas alterações climatéricas sazonais

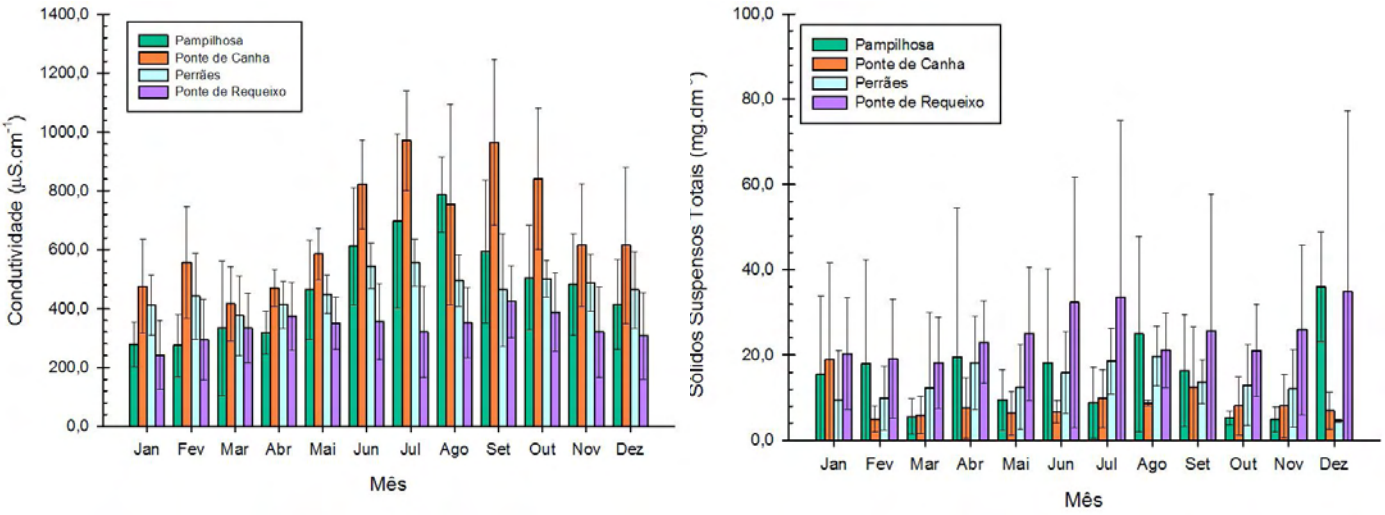


Figura 4.8 - Valores médios mensais do parâmetro a) condutividade e b) sólidos suspensos totais registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão.

4.8. Azoto

O azoto é um dos principais nutrientes, juntamente com o fósforo, que podem causar a eutrofização do corpo de água onde ocorrem, em consequência da sua excessiva acumulação no meio aquático, o que se traduz no crescimento acelerado de algas e de formas superiores de plantas aquáticas, perturbando o equilíbrio biológico e a qualidade das águas em causa (EEA, 1999). O azoto pode existir na água sob a forma dissolvida ou particulada. O azoto dissolvido é constituído por compostos inorgânicos, nomeadamente o azoto amoniacal (NH_4), o nitrato (NO_3) e, em menores quantidade, o nitrito (NO_2). O azoto particulado é sobretudo composto por azoto orgânico. Designa-se azoto total à soma de todas estas formas de azoto.

No Anexo J é apresentada a distribuição das formas azotadas por cada uma das estações de monitorização da qualidade.

Através da análise dos dados recolhidos verifica-se que a espécie azotada dominante na bacia é nitidamente o nitrato, à qual se segue o azoto amoniacal. As concentrações de nitrito têm aqui pouca expressão.

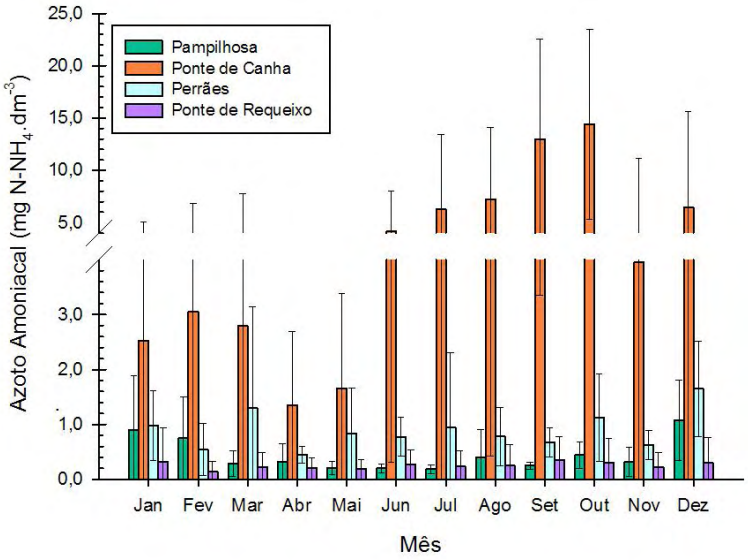


Figura 4.9 - Valores médios mensais de azoto amoniacal registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão.

O azoto amoniacal regista os valores médios mensais mais elevados na estação de Ponte de Canha, diminuindo com a progressão das águas do Cértima para Norte (Figura 4.9). Estes valores elevados de azoto amoniacal registados em Ponte de Canha parecem estar de acordo com os parâmetros anteriormente analisados e que apontam para a existência de descargas poluentes na passagem do rio pela zona da Mealhada e Anadia. Já no percurso do rio para jusante, em Perrães e Requeixo, o nitrato passa a ser a forma de azoto mais expressiva, devido a condições favoráveis à nitrificação da amónia, e, eventualmente, a processos de contaminação difusa decorrentes da aplicação de fertilizantes azotados nos terrenos agrícolas envolventes (Ferreira, 2007). As médias mensais de nitrato parecem ser em grande parte influenciadas pela precipitação (Figura 4.10), o que aponta para uma importante contribuição das fontes difusas na carga de nitrato afluente ao rio Cértima. Esta situação parece estar de acordo com os resultados obtidos no Capítulo 4 para as fontes de azoto na bacia do rio Cértima, onde já tinha ficado presente a elevada importância da poluição difusa para a carga total deste nutriente.

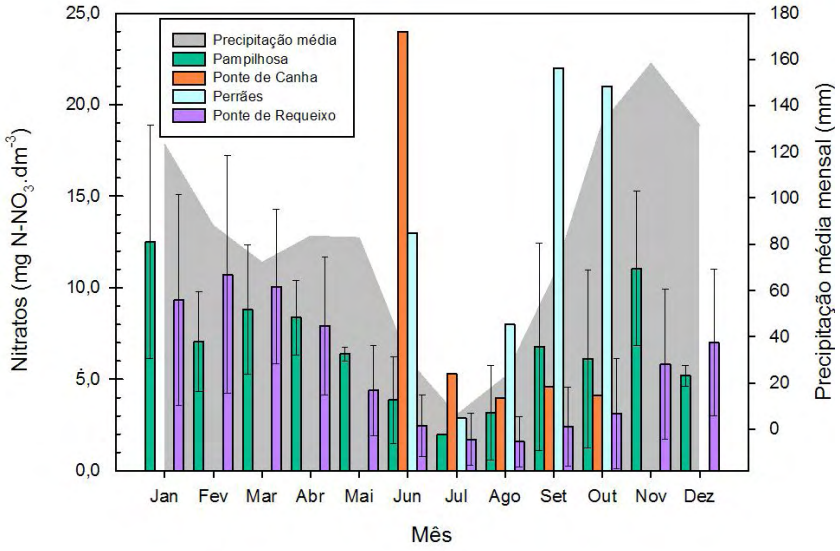


Figura 4.10- Comparação entre os valores médios mensais de nitrato registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão com a precipitação média mensal registada na estação pluviometrica de Oliveira do Bairro entre 1989 e 2007.

Comparando os valores registados para o azoto amoniacal, com o valor de 1 mg NH_4-N.dm^{-3} definido como objectivo ambiental de qualidade mínima pelo Decreto-Lei 236/98, de 1 de Agosto, verifica-se que 60 % dos registos de Ponte de Canha e 26 % dos registos de Perrães excedem esse valor, enquanto em Pampilhosa e Ponte de Requeixo apenas 9 % e 5 % respectivamente dos valores superam esse limiar.

Pela análise das variações das médias anuais do azoto amoniacal (Figura 4.11) é visível uma tendência de aumento dos valores deste parâmetro nos últimos anos na estação de Ponte de Canha.

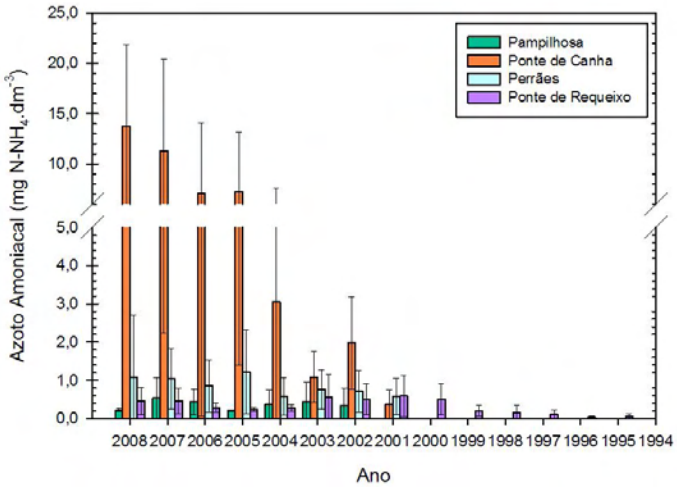


Figura 4.11 - Variação dos valores médios anuais de azoto amoniacal registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão.

4.9. Fósforo

O fósforo dissolvido é composto sobretudo por ortofosfato e por compostos orgânicos dissolvidos. As formas particuladas incluem compostos orgânicos e inorgânicos. Designa-se fósforo total à soma de todas estas formas de fósforo. As formas particuladas são compostas por fitoplâncton vivo e detritos (fitoplâncton morto).

As medições realizadas nas estações do INAG relativamente ao parâmetro fósforo dividem-se em duas componentes, fósforo total e ortofosfato (como P_2O_5). O número de amostras realizadas relativas ao fósforo total nas três estações mais a montante é bastante reduzido e abrangem apenas o período de 2002 até 2008. Ainda relativamente ao fósforo total, as amostragens realizadas na Ponte de Requeixo, apesar de se registar um maior número de observações, estas diminuem substancialmente de frequência a partir do ano de 2002.

No que se refere às medições de ortofosfato nas estações de Ponte de Canha e Perrães foram apenas realizadas cinco medições, todas relativas ao ano de 2008, enquanto as estações de Pampilhosa e Ponte de Requeixo apresentam para este mesmo parâmetro series de dados bastante mais abrangentes e completas.

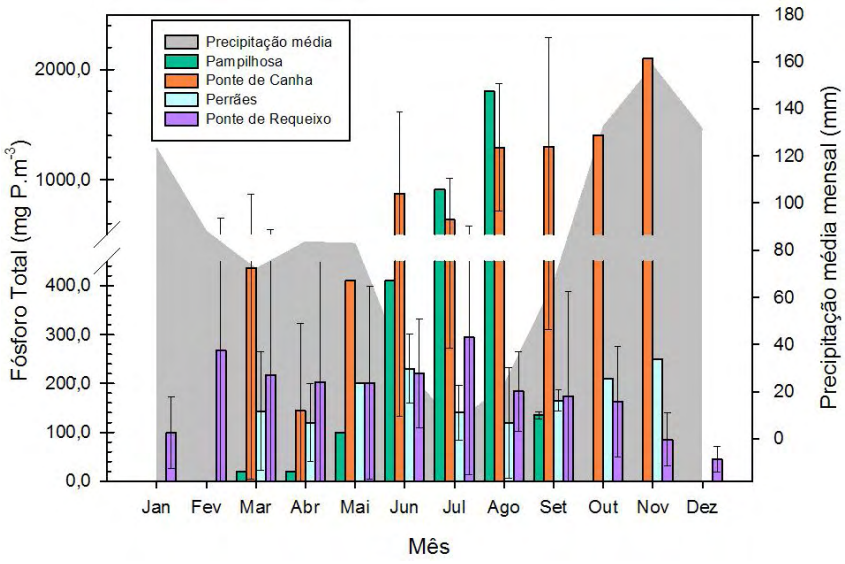


Figura 4.12 - Comparação entre os valores médios mensais de fósforo total registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão com a precipitação média mensal registada na estação pluviometrica de Oliveira do Bairro entre 1989 e 2007.

Analisando os dados relativos ao fósforo total (Figura 4.12), verifica-se que as estações que apresentam médias mensais mais elevadas são Pampilhosa e Ponte de Canha, sendo que em Pampilhosa os dados obtidos reflectem quase na totalidade condições verificadas apenas para o ano de 2002. Já em Ponte de Canha verifica-se que 27% dos valores se encontram acima de 1 $mg.dm^{-3}$, valor estabelecido nos objectivos de qualidade para as águas superficiais (Decreto-Lei 236/98, de 1 de Agosto). Os valores médios de fósforo total na estação de Ponte de Canha apresentam um aumento durante os meses de Verão, possivelmente devido a uma diminuição do caudal em conjunção com a manutenção da

afluência de fósforo à linha de água. No entanto os valores elevados parecem prolongar-se durante os primeiros meses do Inverno, apesar do aumento da precipitação. No caso da estação da Pampilhosa as médias obtidas nos meses de Verão parecem também ser influenciadas pela baixa precipitação que, nos troços do rio mais a montante significará uma redução de caudal suficiente para aumentar a concentração dos valores de fósforo ai presentes.

A análise dos dados obtidos para o fósforo parece também indicar que as fontes difusas não serão as principais fornecedoras de fósforo afluente ao rio, uma vez que não parece existir uma relação causa-efeito entre as concentrações de fósforo registadas e a precipitação.

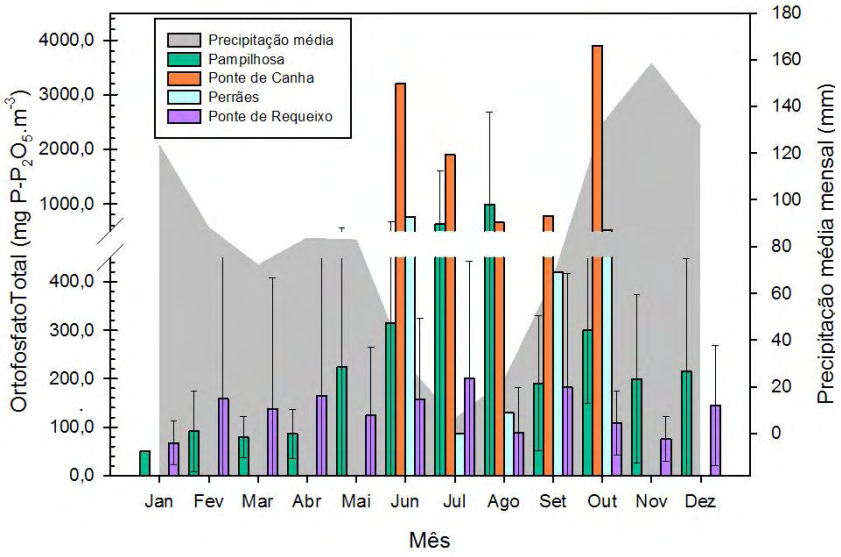


Figura 4.13 - Comparação entre os valores médios mensais de ortofosfato (como P_2O_5) registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão com a precipitação média mensal registada na estação pluviometrica de Oliveira do Bairro entre 1989 e 2007.

Comparando os valores registados nas três estações mais a montante com o critério de avaliação do estado trófico de rios apresentado por Dodds *et al*.,1998 (Tabela 1.3), que classifica como eutrófico rios com valores de fósforo total superior a 75 $mg.m^{-3}$ (0,075 $mg.dm^{-3}$), constata-se que grande parte dos valores registados nestas três estações se encontra acima deste limiar. Com efeito, 75 % dos valores registados na Pampilhosa, 88 % dos valores de Ponte de Canha e 83 % dos valores de Perrães são superiores ao limite referenciado. Estes resultados relativos ao fósforo total apesar, de limitados pelo pequeno número de amostras realizados em cada uma das estações, podem ser interpretados como um possível indicio da importante carga de fósforo afluente à Pateira de Fermentelos através das águas do rio Cértima.

As medições de ortofosfato parecem corroborar, como seria de esperar, os dados obtidos através da análise ao fósforo total, sendo que as estações com maior valor médio de ortofosfato são Pampilhosa e Ponte de Canha (Figura 4.13), verificando-se uma diminuição de valores nas estações situadas a jusante de Ponte de Canha.

4.10. Clorofila-a

A resposta biológica à concentração de nutrientes no meio, ou seja, a quantidade de algas fitoplantónicas numa massa de água, pode ser expressa em termos da concentração do pigmento fotossintético clorofila-a, sendo um indicador muito útil do nível de eutrofização do meio aquático (EEA, 1999). Os dados relativos a este parâmetro registados nas estações do INAG, além de serem bastante reduzidos em duas das estações (Ponte de Canha e Perrães, cada uma delas com apenas três valores registados), também os dados mais recentes em todas a estações remontam ao ano de 2004,de modo que a representatividade da situação actual poderá não ser efectiva.

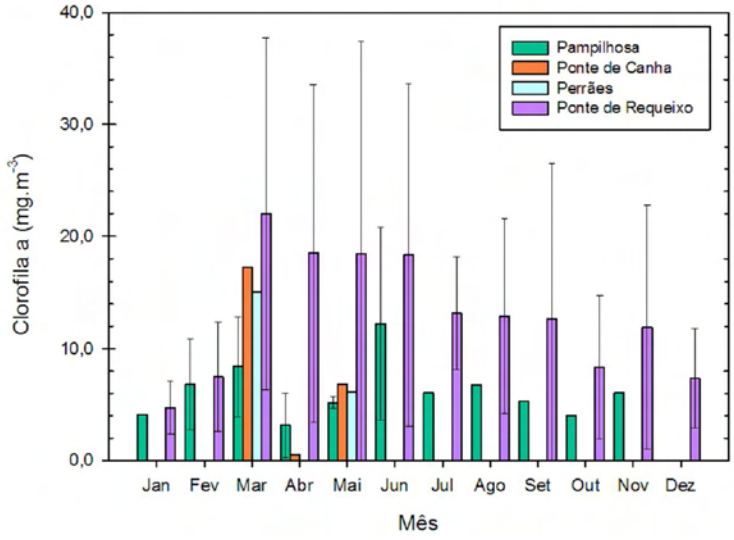


Figura 4.14 - Valores médios mensais de clorofila-a registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e respectivos desvios padrão.

Da analise das médias mensais de concentração da clorofila-a nas várias estações (Figura 4.14) verifica-se que a estação de Ponte de Requeixo é a que apresenta as médias mais elevadas, atingindo os valores mais elevados nos meses correspondentes a Primavera, periodo tipico de "blooms" algais. Verifica-se que 47 % dos valores registados na Ponte de Requeixo atingem a classificação de estado eutrófico (valores superiores a 10 $mg.m^{-3}$ de clorofila-a) segundo o critério de avaliação do estado trófico de lagos e albufeiras, estabelecido pelo INAG (Tabela 1.2), encontrando-se apenas 11% dos valores classificados como estado oligotrófico (valores inferiores a 2,5 $mg.m^{-3}$ de clorofila-a) do mesmo critério.

Se compararmos os dados obtidos nas três estações mais a montante com o critério de avaliação do estado trófico de rios segundo Dodds *et al*.,1998 (Tabela 1.3), verifica-se que em nenhuma delas se regista qualquer valor acima da classificação de eutrófico (superior a 30 $mg.m^{-3}$ clorofila-a suspensa), apresentando a estação de Pampilhosa 15% dos valores no intervalo relativo ao estado mesotrófico (entre 10 e 30 $mg.m^{-3}$ de clorofila-a suspensa), sendo que as estações de Ponte de Canha e Perrães apresentam 33 % dos valores registados classificados com mesotrófico.

4.11. Estado trófico da Pateira

A ánalise do estado trófico da Pateira foi feita com base nos dados registados na estação de Ponte de Requeixo. Esta estação, situada antes da junção das águas do rio Cértima vindas da Pateira com as águas do rio Àgueda, apresenta-se como a estação com a melhor localização para esse efeito, bem como com o número de registos mais elevado para avaliar a qualidade e estado da água proveniente da Pateira.

Na Figura 4.15 são comparadas as variações mensais das formas de azoto mais facilmente assimiláveis pelo fitoplâncton (azoto amoniacal e nitrato), expressas neste caso como azoto total, a fracção dissolvida do fósforo (ortofosfato), o fósforo total e ainda as variações mensais de clorofila-a. Torna-se assim possível verificar que em média os valores mais elevados da concentração de clorofila-a ocorrem nos meses de Março e Abril. Este aumento é indiciador da existência de uma elevada proliferação de matéria vegetal nas águas da Pateira nesse período, ocorrendo numa altura em que se conjugam os elementos fundamentais ao crescimento de algas e plantas aquáticas: aumento da luminosidade e temperatura, bem como a abundância dos nutrientes necessários ao seu crescimento. Como consequência do seu consumo por parte da matéria vegetal, as fracções dos nutrientes mais facilmente assimiláveis pelas plantas (ortofosfato, NH_4 e NO_3) apresentam um decréscimo durante este período, sendo que, no caso das formas azotadas, também a diminuição da precipitação e consequentemente das cargas de azoto afluentes a Pateira através do escoamento superficial, contribuirá em grande medida para esta diminuição. Nos meses de Junho e Julho tanto o fósforo total como o ortofosfato apresentam um ligeiro aumento. No caso do ortofosfato este poderá ser explicado em parte pelo retorno à água dos nutrientes anteriormente assimilados pelo fitoplâncton, como consequência do aumento da mortalidade deste e visível pela diminuição de clorofila-a registada. Ao mesmo tempo, esta matéria vegetal em decomposição poderá provocar condições de anaerobiose no fundo da Pateira, o que propicia a libertação de fósforo dos sedimentos, o que em conjunção com a provável diminuição do volume de água presente na Pateira nestes meses poderá então contribuir para o aumento dos valores registados de fósforo total.

A diminuição do fitoplâncton ocorrerá devido à escassez de nutrientes provocada em parte pelo consumo do fitoplâncton, pelo fenómeno de “self-shading” em que as camadas superficiais de fitoplâncton provocam uma diminuição da penetração da luz na coluna de água, bem como pelo fenómeno predatório por parte do zooplâncton. Apesar deste retorno das formas de fósforo, a disponibilidade no meio aquático não determina um crescimento algal, uma vez que os valores de clorofila-a continuam a descer até ao mês de Outubro onde existe um novo um ligeiro aumento, mas tornando a decrescer nos meses seguintes, com o instalar dos meses de Inverno.

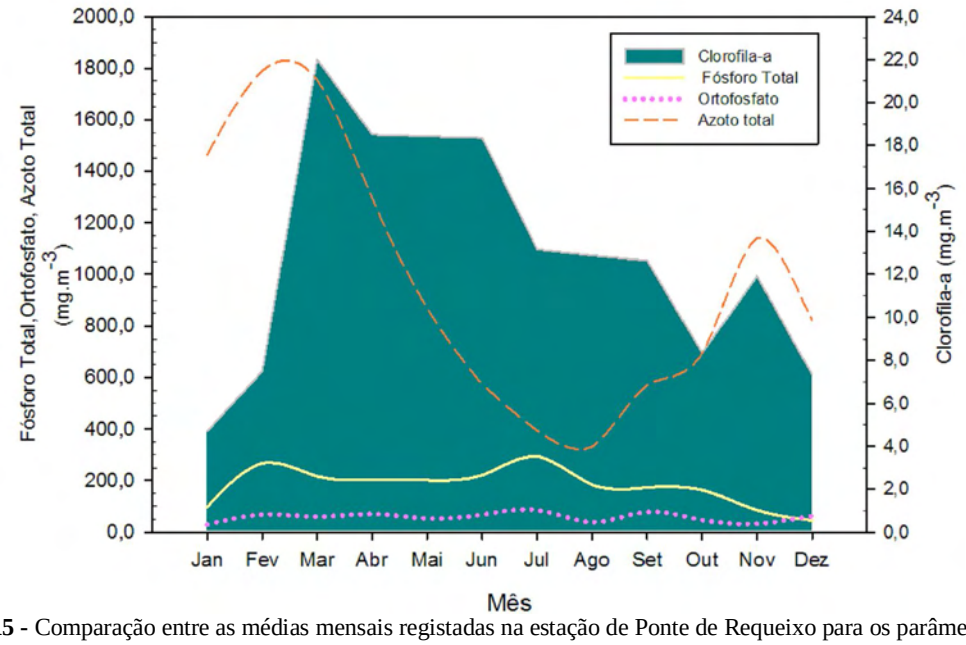
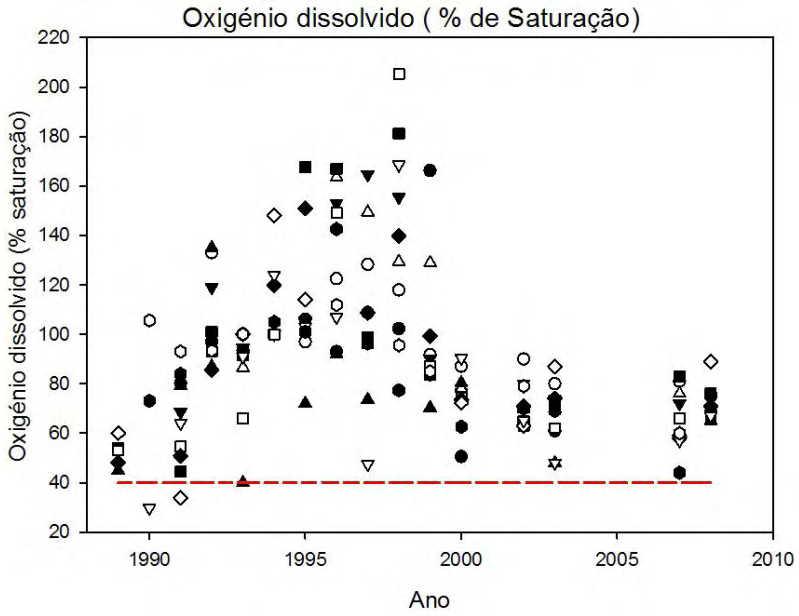


Figura 4.15 - Comparação entre as médias mensais registadas na estação de Ponte de Requeixo para os parâmetros Clorofila-a , Fósforo Total, Ortofosfato e Azoto Total (NH_4-N + NO_3-N).

O estado trófico da Pateira de Fermentelos foi avaliado tendo por base o critério quantitativo aplicado pelo INAG para a classificação de sistemas lênticos (albufeiras e lagos), indicado na Tabela 1.2 Neste critério consideram-se apenas três estados tróficos (oligotrófico, mesotrófico e eutrófico) determinados pelas concentrações no meio relativamente a três parâmetros analíticos, dos quais dois de natureza estritamente química (fósforo total e % de saturação em oxigénio dissolvido) e um indicador de natureza biológica (clorofila-a). O estado trófico global corresponde ao estado mais desfavorável para o conjunto dos vários parâmetros, devendo ser colhida pelo menos uma amostra em cada estação do ano, a meio metro de profundidade (INAG, 2002).



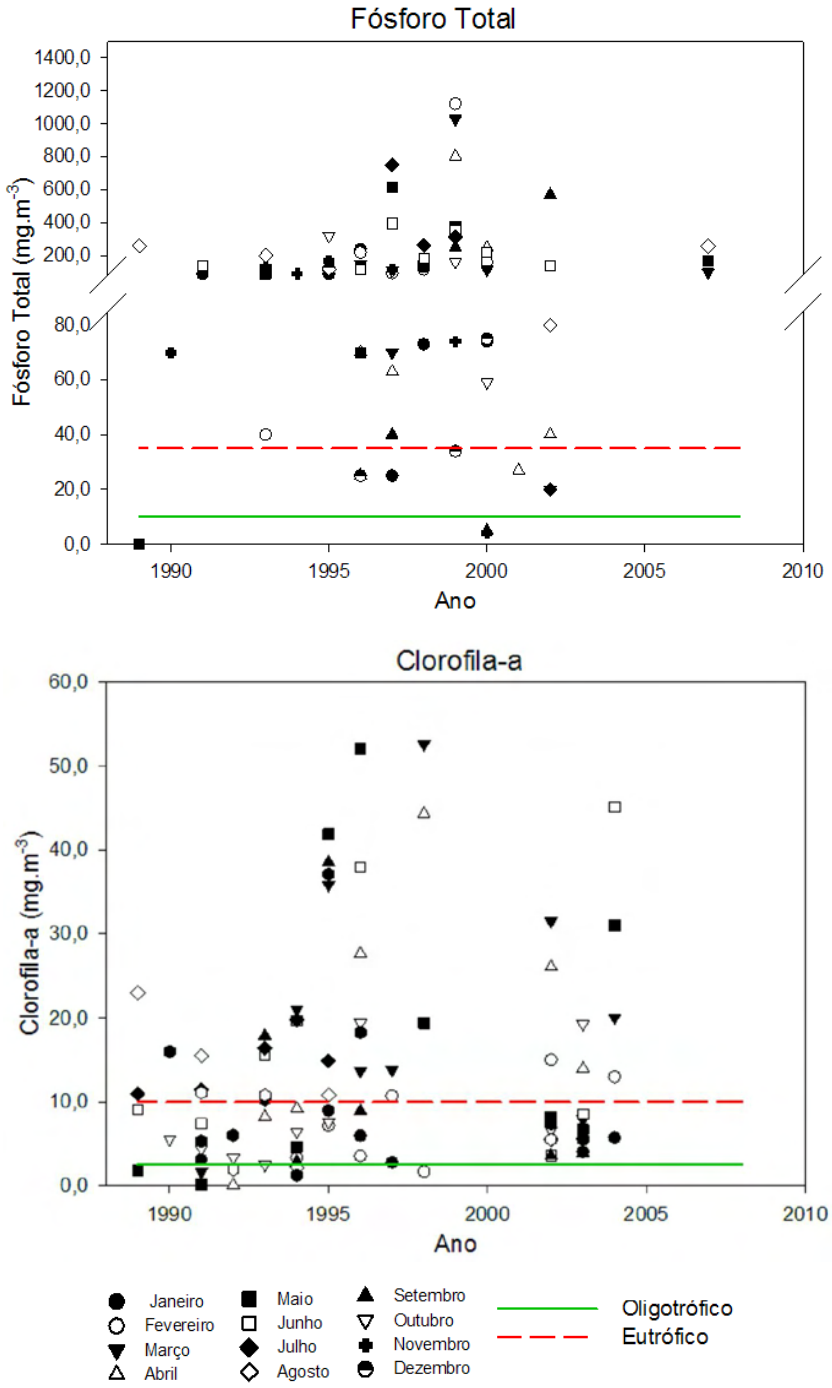


Figura 4.16 -Variação dos valores de oxigénio dissolvido de saturação (%), fósforo total e clorofila-a registados na estação de Ponte de Requeixo entre 1989 e 2008 e comparação com o crtiterio de classificação de estado trófico de sistemas lênticos (albufeiras e lagos) proposto pelo INAG.

Pela análise comparativa dos dados registados com os valores definidos no critério de classificação de estado trófico apresentado, verifica-se que a Pateira de Fermentelos se manteve ao longo do período de dados analisados, salvo raras excepções pontuais, classificada como eutrófica (Figura 4.16). Os parâmetros que mais contribuem para essa classificação são os valores de fósforo total (86 % dos valores registados acima de 35 mg

P.m^{-3}), seguido pela clorofila-a (47 % dos valores registados acima de 10 mg.m^{-3}) conforme é possível verificar na Tabela 4.3.

Já os valores de oxigénio dissolvido raramente obtiveram resultados característicos de sistemas eutrofizados (2 % dos valores registados inferiores a 40 % de saturação), o que pode ficar a dever-se ao facto de as análises serem efectuadas durante o período diurno, período em que decorre a actividade fotossintética o que eleva o teor em oxigénio da água, podendo mesmo atingir a sobresaturação, enquanto que durante a noite quando ocorre a respiração algal é que se verificam os períodos de depleção intensiva de oxigénio da água. Este local não será contudo o local ideal para caracterização em termos de oxigenio dissolvido da Pateira, uma vez que se localiza num troço de rio já mais confinado, onde as velocidades de escoamento são maiores e provocando uma maior agitação, alterando a representatividade deste parâmetro relativamente as águas no interior da Pateira. Assim subsiste a duvida sobres se os valores elevados registados se devem a proliferação de fitoplâncton ou a agitação das águas no ponto de recolha.

Tabela 4.3 - Distribuição dos valores registados na estação de Ponte de Requeixo segundo o seu estado trófico de acordo com o criterio de classificação de sistemas lênticos (albufeiras e lagos) proposto pelo INAG.

	ESTADO TRÓFICO		
Parâmetro	**Oligotrófico**	**Mesotrófico**	**Eutrófico**
Fósforo Total	3 %	11 %	86 %
Clorofila a	12 %	42 %	47 %
Oxigénio Dissolvido (% saturação)	-	-	2 %

Ao longo de período de tempo analisado verifica-se que o período mais crítico parece ter ocorrido entre os anos de 1995 e 2000, com os registos dos parâmetros clorofila-a e fósforo total a atingirem valores bastante elevados, bem dentro da gama de classificação de estado eutrófico segundo o critério do INAG. Também os valores de oxigénio dissolvido de saturação atingem durante o mesmo período valores bastante elevados, correspondentes a um estado de sobresturação da água em oxigénio, e possivelmente indiciadores de uma elevada actividade fotossintética.

A partir do ano 2000, os dados relativos aos parâmetros fósforo total e a clorofila-a são mais escassos, mas continuam a situar-se na gama de valores correspondente ao estados mesotrófico e eutrófico do critério do INAG. No caso do oxigénio dissolvido de saturação ocorreu uma diminuição clara dos valores registados a partir do ano 2000, não tendo a sobresaturação do teor em oxigénio na água atingido em nenhuma das amostras recolhidas os valores anteriormente determinados.

4.11.1. Identificação do nutriente limitante

Em termos de planeamento é fundamental saber qual o nutriente que controla o crescimento do fitoplâncton no meio aquático. Uma das formas para determinar qual dos nutrientes, azoto ou fósforo, deve ser considerado limitante da produtividade primária, consiste em representar num gráfico cartesiano as concentrações de azoto com as de fósforo, traçar a linha correspondente ao melhor ajustamento entre as duas séries de valores e observar qual dos eixos é primeiro interceptado por esta (Novotny, 2003). O nutriente que se esgotar primeiro será o nutriente limitante.A avaliação da razão N:P é outra das formas para determinar qual o nutriente limitante (Thomann, 1987, Novotny, 2003). Para valores de N:P inferiores a 10 considera-se o azoto como limitante, correspondendo valores de N:P superiores a 10 a sistemas em que o fósforo é o factor limitante. Este rácio foi estimado tendo como base a proporção de azoto para fósforo normalmente presente na matéria orgânica, que será aproximadamente de 10 para 1.

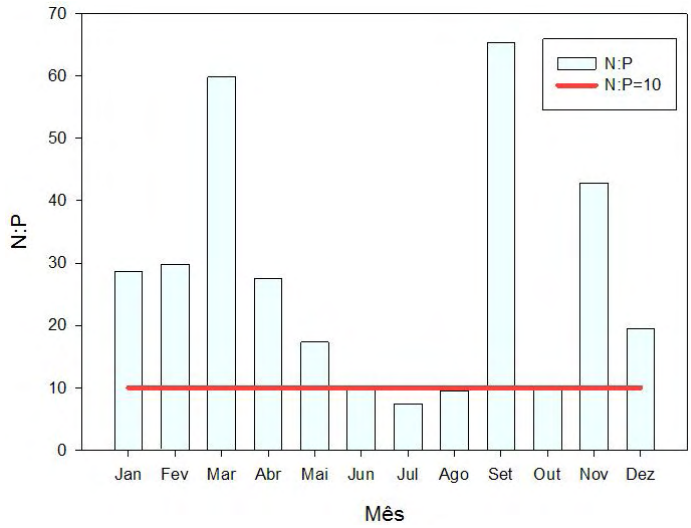


Figura 4.17 -Variação das médias mensais dos rácios N:P na estação de Ponte de Requeixo .

Na Figura 4.17 apresenta-se a variação anual das médias mensais da relação N:P para a estação de Ponte de Requeixo, onde se verifica que, com excepção feita aos meses de Julho e Agosto, o rácio médio é sempre superior a dez ao longo dos vários meses do ano o que aponta para o fósforo como sendo o principal factor limitante ao crescimento do fitoplâncton nas águas da Pateira, estando o azoto disponível em excesso a maior parte do tempo. Os valores apresentados nos meses de Julho e Agosto serão possivelmente consequência do retorno do fósforo que se encontrava incorporado na matéria vegetal ao meio aquático, devido a morte do fitoplâncton e também da libertação deste por parte dos sedimentos, em conjunção com os baixos valores de azoto afluentes a Pateira que se verificam nesta altura do ano.

Analisando a distribuição dos rácios mensais de N:P entre 1989 e 2008 na estação de Ponte de Requeixo (Figura 4.18), verifica-se a existência de um período compreendido entre 1993 e

2001 em que grande parte dos rácios mensais de N:P se encontravam abaixo de 10, sendo o azoto o nutriente limitante durante este período, o que poderá ser explicado pelos elevados valores de fósforo registados nesta mesma estação durante este mesmo período (Figura 4.16).

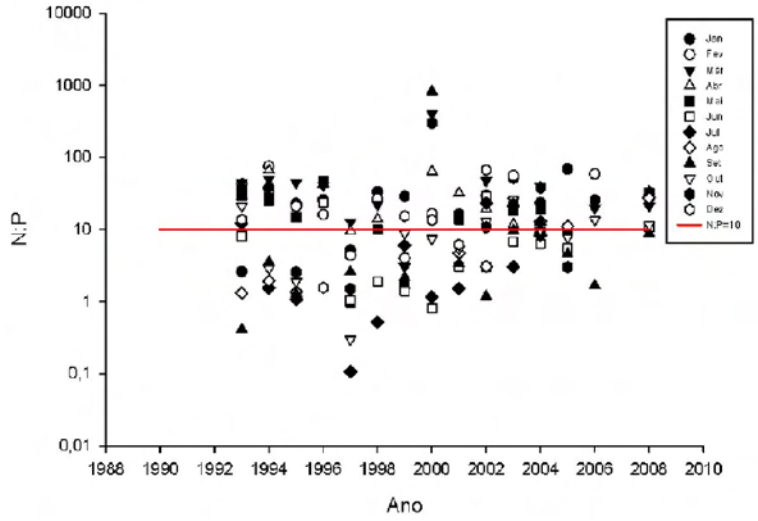


Figura 4.18 - Variação do rácio N:P entre 1989 e 2008 na estação de Ponte de Requeixo.

4.11.2. Análise de correlação aos dados obtidos na estação de Requeixo

O coeficiente de correlação de Pearson é uma medida do grau de relação linear entre duas variáveis quantitativas, variando entre os valores -1 e 1. O valor 0 (zero) significa que não há relação linear, o valor 1 indica uma relação linear perfeita e o valor -1 também indica uma relação linear perfeita mas inversa, ou seja, quando uma das variáveis aumenta a outra diminui. Quanto mais próximo estiver de 1 ou -1, mais forte é a associação linear entre as duas variáveis. O coeficiente de correlação de Pearson é normalmente representado pela letra ***r*** e a sua fórmula de cálculo é:

$$r = \frac{\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\left(\sum (x_i - \bar{x})^2\right)\left(\sum (y_i - \bar{y})^2\right)}} \qquad (4.1)$$

Aplicando o coeficiente de correlação aos dados registados para os vários parâmetros na estação de ponte de Requeixo, obteve-se uma matriz de correlação apresentada no Anexo K. Na matriz de correlação pode observar-se que o parâmetro que apresenta o maior número de relações significativas (r> 0,50, em valor absoluto) com os outros parâmetros é o CQO (com 8 relações significativas estabelecidas). Por outro lado, é interessante realçar que os sólidos suspensos totais não se relacionam significativamente com nenhum dos outros parâmetros. Os valores de correlação mais elevados cujas, relações lineares indicam que os parâmetros correspondentes variam intimamente, e em simultâneo, na mesma direcção foram obtidos

entre o oxigénio dissolvido e o nitrato (r=0,94) e entre o pH e a clorofila-a (r=0,75), esta ultima como provável consequência do aumento do pH em consequência do processo de fotossíntese.

Verifica-se também a existência de uma correlação negativa significativa entre o fósforo total e a precipitação (r= -0,75), o que parece indicar que estes parâmetros variam intimamente, e em simultâneo, em direcções opostas, assim os valores mais elevados de fósforo total tendem a ser atingidos em períodos de menor precipitação, indiciando que as fontes difusas pouco contribuirão para o fósforo presente nas águas da Pateira.

A clorofila apresenta correlações lineares positivas com o fósforo total (r=0,45) e com o CBO_5 (r=0,52), valores que apontam para a importância da disponibilidade do fósforo para o crescimento da matéria vegetal e da contribuição desta para o aumento da carga orgânica nas águas da Pateira. Existe ainda uma correlação linear positiva entre o nitrato e a precipitação (r=0,48) o que confirma a importância das contribuições de origem difusa para as cargas de nitrato afluentes à linha de água.

Capitulo 5

MODELAÇÃO MATEMÁTICA

5.1. Modelação da qualidade da água.

A qualidade de água do meio hídrico depende de um conjunto de factores e circunstâncias, designadamente o clima, o caudal, a época do ano, as fontes de contaminação, que, por combinação, definem um número elevado de cenários. Para identificar os cenários que conduzem às piores condições de qualidade de água ou para identificar as melhores medidas correctivas que sejam eventualmente necessárias, é preciso analisar vários cenários e prever as suas consequências em termos de qualidade do meio hídrico. A modelação matemática é a ferramenta apropriada para atingir esse objectivo. A modelação matemática surge, assim, como uma ferramenta necessária para suprir a informação que não pode ser obtida nos dados existentes (Zhen-Gang, 2008).

De uma forma resumida, a utilização da modelação matemática no âmbito deste estudo visa a validação das estimativas das cargas poluentes afluentes ao meio hídrico, o estabelecimento de relações causa-efeito entre as fontes de poluição e a qualidade do meio hídrico e a análise de impactos sobre a qualidade da água nos troços modelados, através da aplicação de um conjunto de cenários.

Para atingir estes objectivos foram utilizados o QUAL2k para simular um conjunto de constituintes da qualidade da água ao longo do rio Cértima, afluente da Pateira de Fermentelos, bem como dois modelo simplificados de fósforo e azoto para lagos e albufeiras, que foram aplicados na própria Pateira, e que em conjunção com o uso de uma correlação entre o fósforo total e clorofila-a permitiram simular valores de azoto, fósforo e clorofila-a no interior da lagoa. A necessidade de utilização dos modelos simplificados para o cálculo de fósforo e azoto no troço correspondente à Pateira surge das diferenças, a nível hidrodinâmico, químico e biológico, entre esta secção do rio e a secção mais a montante. De facto, como consequência do alargamento, do aumento da superfície de espelho de água, da profundidade e aumento do tempo de residência, esta secção do rio exibe um comportamento mais semelhante ao de um lago ou albufeira, tendo assim de ser simulada através de modelos que tenham as especificidades deste tipo de massa de água. A calibração e validação dos modelos foram feitas utilizando caudais e dados de qualidade da água recolhida em Janeiro e Março de 2008 em vários pontos do rio Cértima por Silva (2008), Anexo L, em conjunção com os dados obtidos nas estações de monitorização da qualidade da água.

5.2. Descrição dos modelos

O modelo utilizado na avaliação da qualidade da água do rio Cértima até a Pateira de Fermentelos foi o QUAL2k, desenvolvido pela Environmental Protection Agency (EPA) dos Estados Unidos da América. É um modelo bastante conhecido que tem sido aplicado em todo

o mundo. Dado que se encontra descrito em inúmeras publicações, apresenta-se aqui apenas uma descrição muito sumária das suas características.

O QUAL2k é um modelo estacionário uni-dimensional, que simula a variação de vários constituintes da qualidade da água ao longo de uma rede hidrográfica, em condições de regime permanente. O modelo pode, assim, ser aplicado a situações em que os valores de caudal e de carga poluente afluentes ao sistema se mantêm sensivelmente constantes no tempo. Os principais constituintes simulados são o oxigénio dissolvido, matéria orgânica (representada pela CBO_5), biomassa algal (representada pela clorofila-a), compostos azotados, compostos fosfatados, coliformes fecais e constituintes conservativos. Os processos simulados incluem o rearejamento, respiração e crescimento algal, degradação da matéria orgânica e mineralização, nitrificação, desnitrificação, decantação e actividade bêntica. O Anexo M apresenta os processos simulados pelo modelo que são responsáveis pelas interacções entre os vários constituintes da qualidade da água. Inclui também os parâmetros intervenientes nas equações de transformação dos vários constituintes e que têm de ser objecto de calibração.

O modelo simplificado que foi aplicado para o cálculo das concentrações de fósforo e azoto no troço do rio Cértima correspondente à Pateira de Fermentelos, baseia-se num balanço de massa dos nutrientes, onde se assume que a massa de água é homogénea (reactor de mistura completa) e que existem condições de regime permanente. Apesar do modelo de mistura completa não permitir prever alterações específicas da qualidade da água em locais individuais no interior dos lagos e albufeiras simulados, este tipo de modelo é particularmente útil para estimar comportamentos e tendências na qualidade da água, se a escala temporal utilizada for suficientemente longa, na ordem de meses ou anos (Kuo and Yang, 2002). A equação do balanço de massa para cada um dos nutrientes é obtida considerando que se trata de um volume de controlo de mistura completa, apresentando a seguinte forma,

$$\frac{d}{dt}V_L c = M - Q_o c - kV_L c \tag{5.1}$$

onde V_L é o volume do lago, M representa a carga do nutriente modelado, c é a concentração do nutriente no lago e Q_o é o caudal de saída do lago. O factor k, no caso do nutriente modelado ser o fósforo, é um factor de decaimento de primeira ordem que é a soma de todos os factores de decaimento de primeira ordem através dos quais o fósforo é removido da coluna de água, incluindo a deposição e as transformações químicas e biológicas. No caso de ser o azoto o nutriente modelado, k é uma constante que agrega a influência de processos como a deposição, a carga interna, a fixação e a desnitrificação, que afectam as concentrações do azoto no meio. A equação 5.1 considera que a variação da massa de contaminante no lago ao longo do tempo, $d(V_L c)/dt$ é igual a massa que entra no lago, M, menos a massa do nutriente que sai do lago, $Q_0 c$, e menos a variação da massa de nutriente

causada pelos vários processos que ocorrem no interior do lago, kV_Lc. Esta equação é normalmente conhecida como o modelo de Vollenweider que em 1976 (Vollendweider 1976) escreveu um dos primeiros modelos de balanço mássico para o fósforo para lagos em que se verifiquem condições de mistura completa. Assumindo que o volume do lago, V_L, permanece constante a equação 5.1 pode ser simplificada numa equação diferencial que descreve a concentração dos nutrientes no lago em função do tempo, tomando assim a seguinte forma

$$\frac{dc}{dt}+\left(\frac{Q_o}{V_L}+k\right)c=\frac{M}{V_L} \tag{5.2}$$

Assumindo a carga mássica afluente ao lago, *M*, como sendo constante e tendo inicio em *t=0*, e assumindo as condições iniciais $c=c_0$ em $t=t_0$, a solução da equação 5.2 vai ser segundo Thomann and Mueller (1987) dada por:

$$c(t)=\frac{M}{Q_o+kV_L}\left\{1-\exp\left[-\left(\frac{Q_o}{V_L}+k\right)t\right]\right\}+c_0\exp\left[-\left(\frac{Q_o}{V_L}+k\right)t\right] \tag{5.3}$$

O primeiro termo no lado direito da equação 5.3 representa o aumento da concentração devido a introdução contínua de fósforo, *M*, e o segundo termo considera diminuição da concentração inicial c_0. A carga mássica de fósforo, *M*, e a concentração de contaminante *c*, presentes na equação 5.3 encontram-se representadas na Figura 5.1 em função ao tempo, para os casos em que a concentração inicial, c_0, é menor ou maior do que o valor de concentração assimptótico que se obtêm em ambos os casos através da equação 5.3 quando $t\rightarrow\infty$. Neste caso, a concentração assimptótica será dada pela equação 5.4, através da qual foram calculadas as concentrações de fósforo total e azoto total na Pateira de Fermentelos.

$$c_\infty=\frac{M}{Q_o+kV_L} \tag{5.4}$$

em que:

c_∞ = concentração de fósforo total ($M\ L^{-3}$)
M = carga de fósforo total afluente ($M\ T^{-1}$)
Q = caudal de saída do lago ($L^3\ T^{-1}$)
k = constante de decaimento de primeira ordem do fósforo (T^{-1}); Factor atenuação do azoto total (T^{-1}).
V_L = volume do lago (L^3)

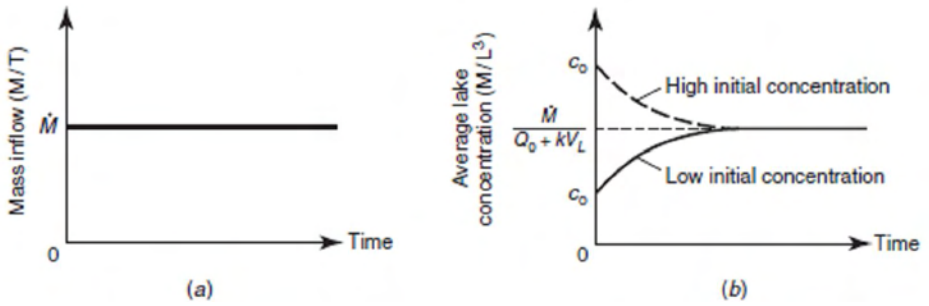


Figura 5.1- Resposta de um lago onde se verifique mistura completa a um estímulo de contaminante contínuo: (a) Estimulo; (b) Resposta do lago; (Fonte Chin, 2006)

Foi também estimada a concentração de clorofila na Pateira, através da utilização da correlação obtida por Rast e Lee (1978) entre a concentração de fósforo total e os valores de clorofila em vários lagos. Esta correlação pode ser traduzida pela equação 5.5, sendo que os valores assim estimados se baseiam na suposição que o nutriente limitante ao crescimento algal seja apenas o fósforo, não considerando outros factores poderão influenciar o crescimento do fitoplâncton, tais como a radiação solar, disponibilidade de outros nutrientes e predação por parte do zooplâncton. Considera-se que face aos dados disponíveis não era possível uma abordagem mais complexa e que, como foi possível verificar o fósforo como sendo o nutriente limitante ao crescimento algal na Pateira, esta abordagem poderá assim fornecer estimativas razoáveis.

$$\log(\text{Clor-a}) = 0{,}76 . \log(P) - 0{,}259 \tag{5.5}$$

em que,

Clor-a = concentração da clorofila-a ($\mu g.L^{-1}$)
P = concentração de fósforo total ($\mu g.L^{-1}$)

5.3. Variáveis de entrada

As variáveis de entrada dos modelos constituem um conjunto alargado e variado de informação que inclui:

- Características geométricas dos troços modelizados, nomeadamente a inclinação longitudinal e largura do leito, inclinação dos taludes e coeficiente de Manning;
- Caudais;
- Cargas afluentes;
- Variáveis meteorológicas.

Os dados metrológicos utilizados, foram a temperatura do ar e a velocidade do vento, sendo os respectivos valores médios mensais obtidos a partir de informação registada na estação meteorológica de Oliveira do Bairro, e apresentados no Capítulo 2.

Descrevem-se em seguida, de forma mais detalhada, as restantes variáveis de entrada, indicando, para cada caso, o processo de atribuição de valores.

5.3.1. Descrição do sistema sujeito a modelação

O esquema do troço do rio Cértima sujeito a modelação através da utilização do QUAL2k que se encontra representado na Figura 5.2, tem o seu inicio no lugar de Viadores que se situa a jusante da cidade da Pampilhosa, e estende-se até Perrães. Não foram modeladas directamente as linhas de água afluentes ao troço principal do rio, uma vez que não existiam nem dados de caudais, nem dados relativos a parâmetros de qualidade da água destas linhas de água. Assim as contribuições destes afluentes são introduzidas no modelo de uma forma indirecta.

O troço modelado tem 25,7 km e foi dividido em 4 segmentos de características geométricas e físicas homogéneas, todos com um comprimento inferior a 8 km. Cada um destes segmentos foi, por sua vez, sub-dividido em intervalos de 500 m que constituem a grelha base do esquema de diferenças finitas que resolveu as equações diferenciais incluídas no modelo.

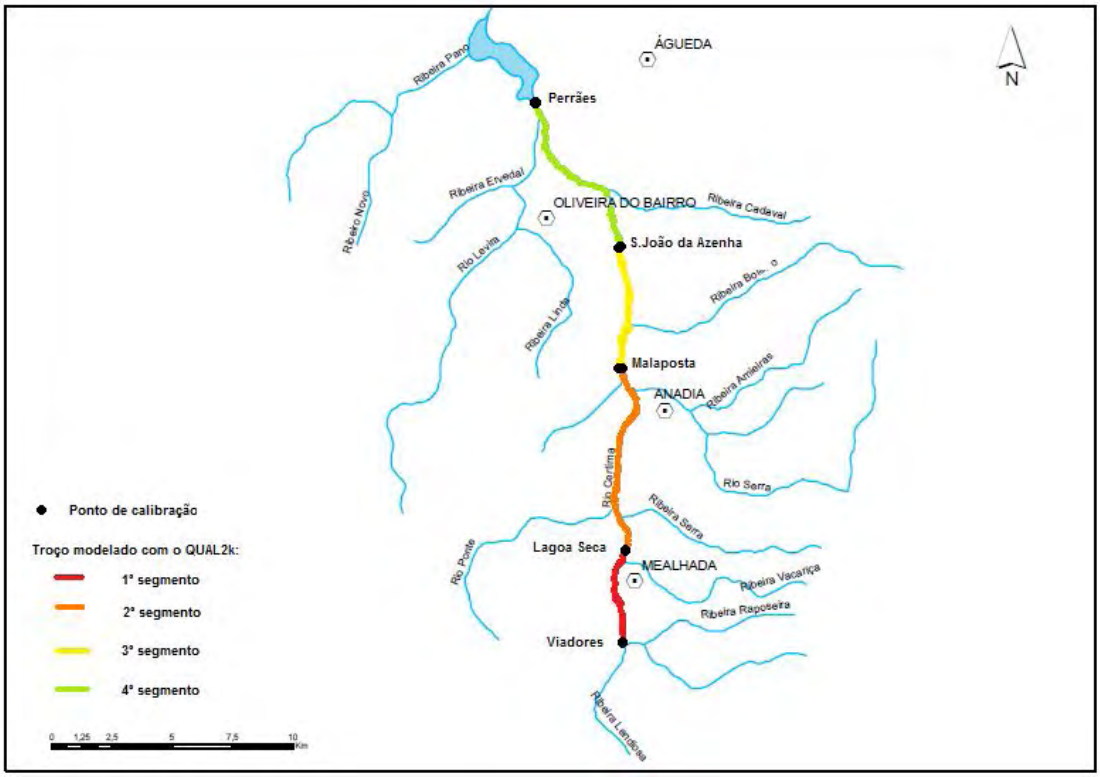


Figura 5.2 - Representação gráfica do troço do rio Cértima modelado através da utilização do QUAL2k.

O declive longitudinal dos troços modelados varia entre 0,003 e 0,0008, sendo que o valor atribuído a cada segmento foi calculado com base num modelo digital de terreno. A secção transversal do curso de água modelado possuía uma secção transversal trapezoidal com um declive de encostas variável de montante para jusante de 0,35 a 0,25, e a largura do leito varia entre os 2 e os 8 m ao longo do percurso do rio para jusante (Silva, 2008). Assumiu-se que o coeficiente de Manning era constante no troço modelado e igual a 0,04 $m^{-1/3}s$, valor

contido no intervalo de 0,03-0,05 $m^{-1/3}s$, sugerido em Chow *et al.* (1988) para rios ou canais de origem natural, limpos ou com alguma vegetação.

O troço do rio Cértima correspondente à Pateira de Fermentelos, e que foi modelado através do modelo de balanço de massa, estende-se ao longo de 5 km, sendo que a área ocupada pelo espelho de água da lagoa é de aproximadamente 6 km^2 e apresentando uma profundidade média de 2 m (Sena, 2007).

5.3.2. Caudais

Os caudais utilizados na modelação foram estimados através do uso de uma fórmula racional de cálculo de escoamento superficial, utilizando dados de precipitação, a área pretendida da bacia e um coeficiente de escoamento dependente do tipo de solo. Sendo que os valores calculados desta forma foram sempre comparados com os valores reais medidos ao longo do rio por Silva (2008), como forma de verificar a sua validade.

$$Q = 0{,}278C.i.A \tag{5.6}$$

Q = escoamento superficial (m^3s^{-1})
C = coeficiente de escoamento
i = precipitação média horária (mm/h)
A = área da bacia (km^2)

Assim, e para a calibração do modelo no troço do rio desde Viadores até Perrães através do uso do QUAL2k, foi considerado um caudal de 0,04 m^3s^{-1} no ponto inicial (Silva, 2008), o acréscimo de caudal ao longo do trajecto do rio foi calculado aplicando a equação 5.6 para uma área de 444,9 km^2 localizada entre Viadores e Perrães, com uma precipitação média horária para o mês de Março de 2008 de 0,134 mm/h (Silva, 2008), e utilizando um coeficiente de escoamento de 0,057 para superfícies não revestidas (McCuen, 2004). Foi obtido um valor de 0,95 m^3s^{-1} para o caudal afluente ao rio Cértima até Perrães, sendo este valor introduzido no modelo homogeneamente distribuído ao longo dos 25,7 km de trajecto.

Os valores utilizados na validação do modelo no troço do rio desde Viadores até Perrães, foram obtidos de maneira semelhante à anterior, tendo sido considerado um caudal de 0,1 m^3s^{-1} no ponto inicial (Silva, 2008), o acréscimo de caudal ao longo do trajecto do rio foi calculado para uma área de 444,9 km^2, com uma precipitação média horária para o mês de Janeiro de 2008 de 0,333 mm/h (Silva, 2008). O valor obtido para o caudal foi de 2,36 m^3s^{-1}.

Relativamente ao troço do rio correspondente à Pateira, o caudal de entrada é um dos dados de saída do modelo QUAL2k, enquanto o caudal de saída é obtido adicionando ao caudal de entrada, a contribuição do escoamento superficial para uma área de 78,1 km^2, correspondentes à área de escoamento da bacia do rio Cértima entre Perrães e Requeixo, sendo este calculado através da equação 5.6.

5.3.3. Cargas

Ao longo do troço do rio modelado com o QUAL2k são consideradas as entradas de oito fontes pontuais (Figura 5.3): ETAR de Murtede (24,2 km), ETAR da Mealhada (22,3 km), rede de Tamegos (17,5 km), ETAR de Mogofores (15,2 km), ETAR de Arcos (14,5 km), ETAR de Sangalhos (10,3 km), ETAR sul de Aguada de Cima (4,9 km) e as fossas sépticas comuns de Oliveira do Bairro (Lavandeira nascente e poente, Barro de Mogo e Pavimenta) aos 1,3 km. As cargas libertadas para o meio por estas fontes foram as estimadas no Capitulo 4 para o ano de 2007. No entanto no caso do azoto e do fósforo já calculados é necessário para a sua introdução no modelo, fazer a divisão destas cargas pelas suas várias formas. Assim estas cargas foram estimadas considerando que um efluente doméstico não tratado é constituído por 60 % de azoto amoniacal, 40 % de azoto orgânico, 70 % de fósforo inorgânico e 30 % de fósforo orgânico (Metcalf e Eddy, 1995), e assumindo que durante o processo de tratamento não ocorre nitrificação e que o azoto consumido durante o processo de tratamento seria a forma orgânica. No caso do fósforo também foi considerado que a fracção orgânica seria a utilizada pelos microrganismos durante o processo de tratamento e que não existiriam instalados processos suplementares de remoção deste nutriente. No caso das fossas sépticas considerou-se que o efluente teria as mesmas características de um efluente bruto doméstico relativamente à distribuição do azoto e fósforo pelas várias fracções que os constituem.

Figura 5.3 - Disposição ao longo do troço modelado das várias fontes pontuais e pontos de calibração utilizados.

As cargas produzidas pelas fontes domésticas difusas e pelas indústrias foram introduzidas no modelo como fontes difusas, com as cargas provenientes destas a serem distribuídas homogeneamente ao longo do troço do rio conforme o concelho que lhes deu origem: Mealhada (25,7-21,5 km), Anadia (21,5-8,7 km), Oliveira do Bairro e Águeda (8,7-0 km). No caso das fontes domésticas difusas a divisão pelas várias formas de azoto e fósforo foi feita assumindo 60 % de azoto amoniacal, 40 % de azoto orgânico, 70 % de fósforo inorgânico e 30 % de fósforo orgânico para um efluente doméstico sem tratamento (Metcalf e Eddy, 1995). Devido à grande diversidade de características que compõem os efluentes de origem industrial e na impossibilidade de obter dados mais concretos optou-se por considerar uma distribuição das fracções de azoto e fósforo de 60 % para o azoto amoniacal, 40 % para o

azoto orgânico, 50 % fósforo inorgânico e 50 % fósforo orgânico. Foram no entanto testadas outras percentagens de distribuição e verificou-se que, independentemente das percentagens escolhidas, o resultado final da modelação não era significativamente afectado.

No que se refere às cargas provenientes das actividades pecuárias estas foram introduzidas no modelo como fontes difusas homogeneamente distribuídas ao longo dos 27,5 km, com excepção feita aos aviários, cujas cargas foram introduzidas no modelo de acordo com o concelho onde têm origem, e de forma semelhante à utilizada para as fontes domésticas difusas e indústrias. Na divisão do azoto e fósforo pelas suas várias formas foram consideradas as seguintes percentagens 60 % para o azoto amoniacal, 40 % para o azoto orgânico, 60 % fósforo inorgânico e 40 % fósforo orgânico (Cosma *et al*, 2003; Reyné *et al*, 1995; Zhang *et al,* 2002).

Os valores introduzidos no modelo QUAL2k para o azoto e fósforo com origem na poluição difusa foram calculados como sendo correspondentes a aproximadamente 82 % (percentagem de bacia drenada entre Viadores e Perrães) dos valores totais calculado para a bacia no Capítulo 4 (Tabela 3.8). Sendo a poluição difusa um processo bastante irregular ao longo do ano, que atinge o seu ponto máximo nos períodos de maior precipitação, optou-se por atribuir aos meses de Janeiro e Março uma percentagem da carga total anual que é função do mês do ano. Esta percentagem foi calculada pela razão entre a precipitação mensal média observado e a precipitação anual média (Anexo N)

A divisão pelas várias formas de azoto e fósforo da poluição de origem difusa foi feita assumindo 5 % de azoto amoniacal, 70 % de azoto orgânico, 25 % de nitratos, 20 % de fósforo inorgânico e 80 % de fósforo orgânico (Coelho *et al*, 2007).

No caso do troço modelado correspondente à Pateira os dados de entrada são as cargas de fósforo total, azoto amoniacal e nitratos calculadas através QUAL2k, mais uma contribuição de 14 % da carga total com origem difusa presente na bacia para estes parâmetros, que corresponde à contribuição da área de bacia escoada entre Perrães e Requeixo

5.4. Calibração do modelo

O processo de calibração de um modelo matemático tem por objectivo encontrar os valores apropriados para os parâmetros do modelo. Para atingir tal objectivo é necessários seleccionar várias situações em que sejam conhecidas as variáveis de entrada e de saída do modelo. Os valores dos parâmetros serão aqueles que, a partir das variáveis de entrada, permitem ao modelo reproduzir o mais fielmente possível os valores das variáveis de saída (Zhen-Gang, 2008). Para além de conduzirem a resultados próximos dos valores observados, os valores dos parâmetros do modelo têm de ser fisicamente admissíveis. O conhecimento sobre os intervalos de valores admissíveis para cada parâmetro e dos valores típicos em função das características dos cursos de água é de extrema importância porque, com os

dados disponíveis, é extremamente difícil indicar para alguns dos parâmetros de calibração os valores específicos para o rio em causa

No caso específico deste estudo foram utilizados para a calibração dados relativos a Março de 2008 provenientes de um estudo sobre a qualidade da água efectuado no rio Cértima por Silva (2008). Entre os dados recolhidos nos vários pontos de amostragem deste estudo encontram-se valores para os parâmetros temperatura, condutividade, pH, oxigénio dissolvido, CBO_5, SST, NH_4, NO_3 e fósforo total, bem como dados de caudais, perfis de profundidade e velocidade de escoamento. Os pontos de amostragem referentes ao estudo efectuado por Silva (2008), e escolhidos para pontos de calibração dos modelos utilizados no presente estudo, foram Viadores, Lagoa Seca, Malaposta, S. João da Azenha, Perrães e Pateira de Fermentelos (Figura 5.2). Além dos dados anteriormente referidos também os valores relativos ao mês de Março obtidos nas estações de monitorização ao longo do rio foram utilizados como referências. No caso da clorofila esta foi exclusivamente calibrada com os valores médios registados nestas estações para o mês de Março.

O facto de o modelo ter sido calibrado deste modo, está relacionado com a dificuldade em obter valores de caudais nos troços mais a montante do rio Cértima, uma vez que apesar de existirem dados relativos a parâmetros de qualidade da água, provenientes das estações de Pampilhosa, Ponte de Canha e Perrães, não existem no entanto valores de caudais medidos que caracterizem o rio Cértima até Requeixo, onde se encontra localizada a única estação hidrométrica deste rio.

Por outro lado, e como não existem dados relativos a medições de azoto total ou azoto de kjeldahl nas estações de monitorização da qualidade da água, nem nos dados provenientes do estudo efectuado por Silva (2008), considerou-se que o azoto total afluente à Pateira seria constituído apenas pela fracção amoniacal e nitratos. Assim o modelo de cálculo de azoto total na Pateira vai ter como variáveis de entrada as cargas de NH_4 e NO_3 calculadas pela simulação do QUAL2k.

A utilização do mês de Março para a calibração do modelo parece estar de acordo com os objectivos do estudo, uma vez que como já foi verificado no Capítulo 4, é precisamente nos meses que correspondem à Primavera que ocorrem os maiores “blooms” de fitoplâncton associados ao aumento das cargas de nutrientes afluentes a Pateira.

Durante a calibração do modelo, verificou-se que as cargas estimadas para a totalidade da bacia referentes à matéria orgânica, sólidos suspensos totais, azoto e fósforo eram bastante mais elevadas que as cargas destes parâmetros que efectivamente atingiam o troço modelado. Esta situação pode resultar não só de alguma sobrestimação dos valores calculados para a totalidade da bacia, mas principalmente pelo facto destas cargas sofrerem uma atenuação ao longo do seu percurso através das linhas de água secundárias até atingirem o troço modelado. Foi assim necessário reduzir as estimativas das cargas contaminantes a introduzir no modelo. Assim, após um processo iterativo de atribuição de

valores, optou-se por reduzir as afluências de carga orgânica em 60 %, as de SST em 70% e em 80 % as cargas de azoto e fósforo para todas as fontes que fossem introduzidas no modelo de uma forma difusa. Esta solução resultou num processo moroso, mas fundamental na adequação das cargas de entrada no modelo à realidade. Neste processo, o factor mais importante na avaliação das cargas estimadas constituem os valores observados nas amostragens realizadas por Silva (2008) e os valores registados nas estações de qualidade ao longo do rio, daí a importância vital da boa qualidade destes dados.

A Tabela 5.1 apresenta uma listagem dos valores escolhidos para cada um dos parâmetros que resultaram do processo de calibração do QUAL2k e dos modelos para o fósforo e azoto total na Pateira. No caso do QUAL2k todos os outros parâmetros foram mantidos iguais às especificações de origem do programa.

Tabela 5.1 - Parâmetros de calibração do QUAL2k e dos modelos de balanço de massa para o fósforo e para o azoto total.

Parâmetros QUAL2k	**Símbolo**	**Unidade**	**Valor/Opção para calibração**	**Valores típicos** (Pelletier *et al*, 2006)
Coeficiente de Rearejamento	K_2	d^{-1}	10 (1ºsegmento) 75 (2º segmento) 20 (3º e 4º segmento)	0-100
Taxa de degradação de CBO_5	k_{dc}	d^{-1}	5,0	0-5
Taxa de decantação dos sólidos suspensos inorgânicos	v_i	m/d	2,0	0-2
Taxa de hidrólise de azoto orgânico	k_{hn}	d^{-1}	5,0	0-5
Taxa de decantação de azoto orgânico	v_{on}	m/d	2,0	0-2
Taxa de oxidação de NH_4	k_{na}	d^{-1}	3,0	0-10
Taxa de desnitrificação	k_{dn}	d^{-1}	1,0	0-2
Coeficiente de transferência de desnitrificação	v_{di}	m/d	1,0	0-1
Taxa de hidrólise de fósforo orgânico	k_{hp}	d^{-1}	3,4	0-5
Taxa de decantação do fósforo orgânico	v_{op}	m/d	1,0	0-2
Taxa de decantação do fósforo inorgânico	v_{ip}	m/d	0,3	0-2
Taxa de crescimento máximo específico fitoplâncton	k_{gp}	d^{-1}	21,0	1,5-3
Taxa de respiração algal	k_{rp}	d^{-1}	0,1	0-1
Taxa de morte algal	k_{dp}	d^{-1}	0,15	0-1
Função limitante da luz	-	-	Half Saturation	-
Coeficiente de conversão de CBO_5 para CBOu	-	-	0,23	-
Parâmetro modelos balanço de massa	**Símbolo**	**Unidade**	**Valor/Opção para calibração**	**Valores típicos**
Constante de decaimento de primeira ordem do fósforo total	k	d^{-1}	0,0033	0,00137-0,0274 (Chapra, 1997)
Factor atenuação do azoto total	k	d^{-1}	0,082	-1,211-1,074 (Bachman, 1980)

No Anexo O estão apresentados os resultados da calibração em relação aos parâmetros modelados. De uma forma geral verifica-se uma boa resposta do modelo, sendo conseguido um bom ajustamento entre os valores simulados e os pontos de calibração, conforme é demonstrado a título de exemplo para o CBO último e fósforo total na Figura 5.4. Verifica-se no entanto que para o ponto que correspondente ao local de amostragem de Lagoa Seca (21,1 km) existe uma discrepância acentuada entre os valores observados e os calculados, para os parâmetros CBOu, oxigénio dissolvido, azoto amoniacal e fósforo total. Esta situação pode no entanto ser explicada pelas características hidromorfológicas particulares deste ponto do rio, ou à existência de descargas excepcionais que tenham ocorrido nos dias anteriores às datas de amostragem, uma vez que as estimativas de carga contaminante propostas correspondem a valores médios e não a valores que realmente ocorrem em cada uma das datas. Adicionalmente estas divergências podem igualmente ser explicadas devido à ocorrência de descargas mais concentradas em termos espaciais no troço a montante deste ponto, do que as descargas que foram introduzidas no modelo, uma vez que muitas delas foram consideradas distribuídas homogeneamente ao longo de certos troços devido a dificuldade em saber o ponto exacto em que entram no rio.

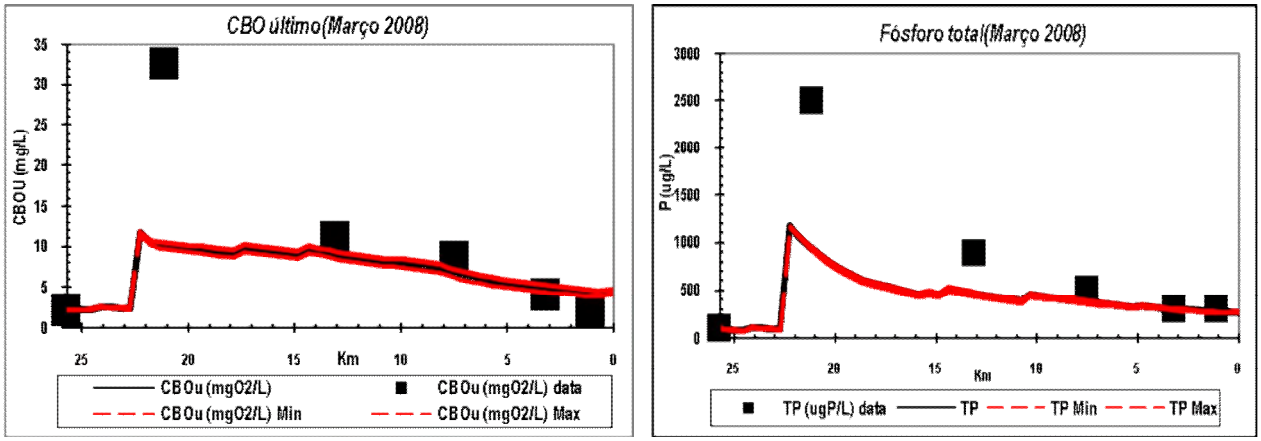


Figura 5.4 - Resultados da calibração do modelo QUAL2k para os parâmetros CBO último (mg/L) e fósforo total (µg/L).

5.5. Validação do modelo

De acordo com Von Sperling (2007), a validação de um modelo corresponde à avaliação do ajuste do modelo submetido a condições diferentes daquelas usadas na calibração. Para esse efeito, utiliza-se um ou mais conjuntos de dados experimentais independentes, e distintos dos dados usados na calibração. Neste caso o modelo foi validado através da realização de uma simulação referente ao mês de Janeiro de 2008, tendo sido utilizados dados provenientes de medições efectuadas por Silva (2008) para a confirmação dos dados obtidos na simulação.

Os resultados obtidos foram satisfatórios para os parâmetros pH, oxigénio dissolvido, CBOu, azoto amoniacal e fósforo total, enquanto que para o caso dos nitratos e SST os resultados

simulados subestimam os valores medidos (Anexo P). Este facto pode ficar a dever-se às diferenças existentes principalmente a nível climatérico entre o mês utilizado na calibração e o mês da validação, sendo que neste último, devido ao aumentar dos períodos de precipitação existirá um aumento das cargas de nitratos e sólidos afluentes ao rio, superior aos valores introduzidos na simulação.

Na figura 5.5 apresenta-se o resultado da validação do modelo QUAL2k para os parâmetros fósforo total e azoto amoniacal, onde é possível verificar a boa resposta do modelo a estes dois parâmetros.

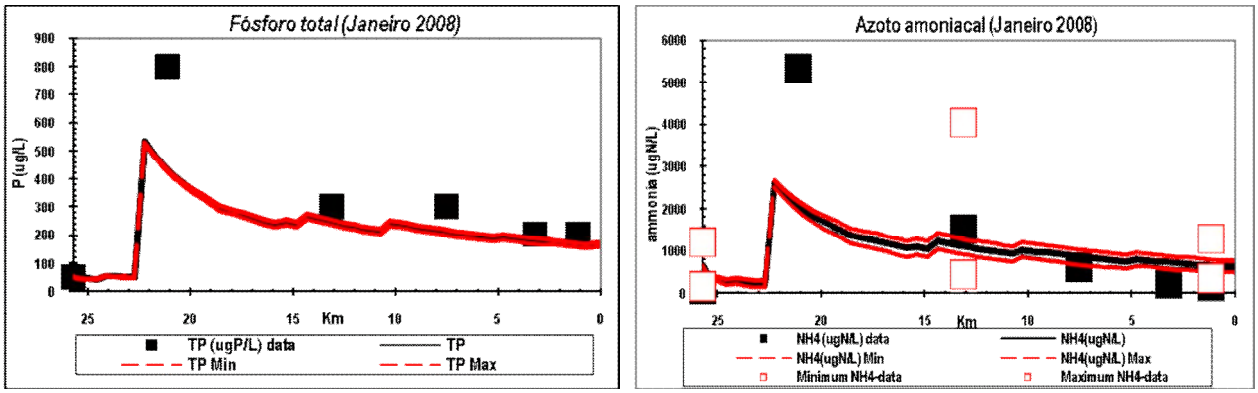


Figura 5.5 – Resultados da validação do modelo QUAL2k para os parâmetros fósforo total (µg/L) e azoto amoniacal (µg/L).

No caso do valor simulado obtido para o azoto total na Pateira (Anexo P), este encontra-se claramente subestimado, o que poderá ser resultante de duas condições: o facto de os valores de nitrato se encontrarem subestimados, e o facto de a calibração ter sido realizada em Março um mês de elevado crescimento algal, fazendo com que o factor de atenuação calibrado para o azoto se encontre sobrestimado em relação à situação de Janeiro. Dado que durante a Primavera, as duas fracções do azoto consideradas (NH_4 e NO_3) se encontram em menor quantidade na massa de água em virtude da sua utilização pelo fitoplâncton. A utilização deste factor de atenuação nos dados de Janeiro, mês em que o crescimento de fitoplâncton é bastante reduzido, poderá então influenciar os valores estimados. Assim, para um melhor ajuste do modelo seria necessário obter dados relativos à fracção orgânica do azoto através de medições de azoto total ou de azoto de kjeldahl.

Para a clorofila-a não foi possível validar os resultados do modelo QUAL2k uma vez que não existem dados relativos ao mês de Janeiro nas estações de monitorização. No entanto os valores obtidos parecem estar de acordo com o esperado para esta altura do ano ocorrendo uma clara diminuição na concentração de clorofila-a. Foi ainda testada a admissibilidade da correlação utilizada para estimar a concentração de clorofila na Pateira e dos valores que esta fornece para a situação relativa ao mês de Março de 2008, tendo sido o valor simulado de 30,9 $\mu g.L^{-1}$, valor comparável com o valor médio na estação de Requeixo para esse mês de 22 $\mu g.L^{-1}$ e os valores máximo e mínimo registados de 52,0 $\mu g.L^{-1}$ e 1,69 $\mu g.L^{-1}$ respectivamente.

Apesar de não ter sido possível validar os modelos relativamente aos parâmetros azoto total e clorofila-a, os resultados destes serão considerados a título indicativo.

5.6. Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade dos resultados do modelo é fundamental para quantificar o erro associado à variação dos parâmetros de maior importância. Entre os vários tipos de análise de sensibilidade disponíveis, optou-se por variar cada parâmetro individualmente e avaliar a perturbação induzida nos resultados. Os parâmetros escolhidos para análise de sensibilidade incluem o coeficiente de Manning, o coeficiente de rearejamento e as taxas cinéticas dos principais compostos modelados, bem como a constante de decaimento de 1ª ordem para o fósforo e o factor de atenuação para o azoto utilizados para a modelação da Pateira. O resultado da análise de sensibilidade para a estação de Perrães encontra-se no Anexo Q, sendo que no caso da constante de decaimento de 1ª ordem para o fósforo e o factor de atenuação para o azoto os valores são referentes a Pateira. Esta tabela revela, para cada variável de saída, a percentagem de variação provocada por uma variação de um dado parâmetro do modelo. A data de calibração seleccionada para proceder a esta análise foi Março de 2008.

A perturbação provocada pela variação do coeficiente de Manning é demonstrativa da importância da correcta estimação deste parâmetro. Uma variação de 50% no valor deste parâmetro provoca variações de igual ordem na velocidade de escoamento e através dela em quase todas as outras variáveis de saída. Por outro lado, a variação das taxas cinéticas, nomeadamente dos compostos azotados e fosfatados, não conduz a variações muito significativas nos resultados do modelo. As variações da taxa de crescimento algal além da clorofila afectam também significativamente os sólidos suspensos totais. Constata-se também que a variação do coeficiente de rearejamento não produz alterações consideráveis nas variáveis de saída.

5.7. Avaliação de cenários

Neste sub-capítulo procede-se à avaliação de diferentes cenários, utilizando o modelo calibrado. O cenário base foi o que ocorreu em Março de 2008. Os diferentes cenários testados visaram avaliar a resposta do modelo em situações de sobrecarga de carga orgânica (CBO_5), de sobrecarga de nutrientes e de caudal reduzido. Na Tabela 5.2 apresenta-se a descrição dos cenários. Os resultados do modelo para os diferentes cenários encontram-se descritos na Tabela 5.3 encontrando-se distribuídos por três locais ao longo do troço simulado, mais concretamente Ponte de Canha, Perrães e Pateira de Fermentelos

Tabela 5.2- Cenários avaliados.

A	Carga de todas as variáveis permanece igual à calibrada, caudal diminui 5 vezes, volume da Pateira reduzido a metade
B	Carga de todas as variáveis permanece igual à calibrada, caudal diminui 5 vezes, volume da Pateira reduzido a metade, caudal de saída da Pateira nulo
C	Carga de todas as variáveis permanece igual à calibrada, caudal diminui 2 vezes, volume da Pateira diminui 1/4
D	Caudal permanece o mesmo, concentração de CBO_5 aumenta 5 vezes
E	Caudal permanece o mesmo, concentração de CBO_5 aumenta 2 vezes
F	Caudal permanece o mesmo, concentração de N aumenta 5 vezes
G	Caudal permanece o mesmo, concentração de N aumenta 2 vezes
H	Caudal permanece o mesmo, concentração de N diminui 2 vezes
I	Caudal permanece o mesmo, concentração de P aumenta 5 vezes
J	Caudal permanece o mesmo, concentração de P aumenta 2 vezes
K	Caudal permanece o mesmo, concentração de P diminui 2 vezes
L	Caudal permanece o mesmo, concentração de N e P aumenta 5 vezes
M	Caudal permanece o mesmo, concentração de N e P aumenta 2 vezes
N	Caudal permanece o mesmo, concentração de N e P diminui 2 vezes
O	Caudal permanece o mesmo, concentração de N e P diminui 5 vezes

Tabela 5.3 – Resultados dos diferentes cenários avaliados.

Estação	**CBO_5** ($mg\ O_2.L^{-1}$)	**OD** ($mg\ O_2.L^{-1}$)	**PT** ($mg.m^{-3}$)	**NH_4** ($mg\ NH_4.L^{-1}$)	**NO_3** ($mg\ NO_3.L^{-1}$)	**Clorofila-a** ($mg.m^{-3}$)	**SST** ($mg.L^{-1}$)	**NT** ($mg.L^{-1}$)
Calibração								
Pt. Canha	6,32	9,62	470,7	2,99	3,51	11	7,02	
Perrães	3,03	9	275,03	1,48	4,13	15,64	5,48	
Pateira			199,7			30,85		0,18
Cenário A								
Pt. Canha	14,15	8,29	899,65	8,94	8,27	12,83	7,99	
Perrães	6,36	9,48	389,57	3,52	7,08	79,36	12,17	
Pateira			290,8			41,05		0,22
Cenário B								
Pt. Canha	14,15	8,29	899,65	8,94	8,27	12,83	7,99	
Perrães	6,36	9,48	389,57	3,52	7,08	79,36	12,17	
Pateira			739,0		83,4			0,24
Cenário C								
Pt. Canha	9,46	9,14	677,38	5,14	5,66	15,55	7,96	
Perrães	4,24	8,58	348,48	2,36	6,01	20,27	6,11	
Pateira			243,8			35,9		0,20

Cenário D								
Pt. Canha	31,44	7,47	478,49	3,03	3,45	11,01	7,03	
Perrães	15,94	4,9	291,89	1,57	3,83	15,71	5,55	
Pateira			210,4			32,1		0,18
Cenário E								
Pt. Canha	12,33	9,07	472,46	3	3,5	11	7,02	
Perrães	5,76	7,98	278,17	1,49	4,11	15,65	5,48	
Pateira			201,7			31,08		0,18
Cenário F								
Pt. Canha	6,44	8,32	476,47	17,45	19,26	10,96	7,03	
Perrães	3,29	6,02	284,79	9,38	23,62	15,57	5,51	
Pateira			205,9			31,58		1,02
Cenário G								
Pt. Canha	6,35	9,29	471,95	6,57	7,49	10,99	7,02	
Perrães	3,08	8,24	276,95	3,39	9,14	15,62	5,48	
Pateira			200,9			30,99		0,38
Cenário H								
Pt. Canha	6,21	9,77	470,19	1,23	1,53	10,58	6,97	
Perrães	3,01	9,36	274,27	0,56	1,64	15,18	5,42	
Pateira			199,2			30,8		0,08
Cenário I								
Pt. Canha	6,32	9,62	2393,8	2,99	3,51	11,06	7,03	
Perrães	3,03	9	1445,67	1,48	4,13	15,67	5,48	
Pateira			938			99,97		0,18
Cenário J								
Pt. Canha	6,32	9,62	951,19	2,99	3,51	11,06	7,03	
Perrães	3,03	9	567,24	1,48	4,13	15,67	5,48	
Pateira			384			50,71		0,18
Cenário K								
Pt. Canha	6,32	9,61	230,96	2,99	3,52	10,65	6,99	
Perrães	3,03	8,99	130,3	1,48	4,14	15,16	5,43	
Pateira			108,3			19,38		0,18
Cenário L								
Pt. Canha	6,44	8,32	2422,23	17,44	19,26	11,32	7,06	
Perrães	3,29	6,02	1492,7	9,38	23,62	15,77	5,53	
Pateira			967,8			102,38		1,02
Cenário M								
Pt. Canha	6,35	9,3	953,71	6,57	7,49	11,19	7,04	
Perrães	3,08	8,24	571,04	3,39	9,14	15,73	5,49	
Pateira			386,4			50,95		0,38
Cenário N								
Pt. Canha	6,31	9,77	230,75	1,23	1,53	10,58	6,97	
Perrães	3,01	9,36	129,7	0,56	1,64	15,12	5,41	
Pateira			108,1			19,35		0,08
Cenário O								
Pt. Canha	6,29	9,84	88,55	0,29	0,34	9,01	6,77	
Perrães	2,97	9,48	46,32	0,13	0,25	12,2	5,04	
Pateira			34,4			8,1		0,02

Nos cenários A, B e C a diminuição do caudal, com manutenção da carga, traduz-se num aumento significativo da concentração das variáveis de saída ao longo do curso de água, resultando numa degradação geral da qualidade da água. O efeito auto-depurador do curso de água aumenta com a diminuição da velocidade, mas, este efeito não pode compensar as altas concentrações que dão entrada no curso de água. Nos três cenários as condições no

interior da Pateira sofrem um agravamento, sendo o mais significativo registado no cenário C, em que alem da redução do caudal e do volume da Pateira foi considerado que o caudal de saída desta seria nulo, uma vez que frequentemente em períodos de menor caudal ocorre a construção de um açude junto a Ponte de Requeixo como forma de conservar o espelho de água da Pateira. Os resultados obtidos nestes três cenários estão no entanto condicionados pelas suposições sobre a forma como a diminuição do caudal de entrada condiciona na realidade o volume de água disponível na Pateira uma vez que não existem dados a esse respeito.

Nos cenários D e E, foi testada a situação de sobrecarga orgânica, assumindo-se um aumento de 5 e 2 vezes da carga orgânica, mantendo o caudal igual ao do cenário de calibração. O resultado obtido reflectiu-se, como esperado, em concentrações de CBO_5 elevadas e na redução de oxigénio dissolvido na água. Em relação aos outros parâmetros, nutrientes e clorofila-a, o efeito destas descarga foi muito reduzido.

Nos cenários F, G e H foi avaliada a perturbação na qualidade da água quando se aplica à carga total de azoto utilizada no cenário de calibração os factores 5, 2 e 1/2, respectivamente, sem alteração do caudal. No caso dos aumentos de carga, cenários F e G, observa-se que, para além do aumento esperado das concentrações dos compostos azotados, resulta uma diminuição do oxigénio dissolvido em Ponte de Canha e Perrães devido ao aumento da nitrificação.
O efeito muito reduzido que foi registado na clorofila-a, nos cenários F e G, indicia que as cargas usadas na calibração do modelo estão longe de ser limitantes para o crescimento algal ao longo do troço modelado com o QUAL2k. Esta hipótese sai reforçada, quando no cenário H a modificação na concentração de clorofila é mínima. No cenário H verifica-se um aumento de oxigénio dissolvido devido ao abaixamento de intensidade da nitrificação. Na Pateira os compostos azotados sofreram um aumento nos cenários F e G, bem como uma redução no cenário H, enquanto para o fósforo e clorofila-a, que foi modelada como sendo dependente exclusivamente das concentrações deste, não sofreram qualquer alteração marcante.

Nos cenários I, J e K foram replicados os cenários anteriores, aplicados ao fósforo. Assim, aos cenários I, J e K correspondem factores de carga em fósforo de 5, 2 e 1/2, respectivamente. Uma vez que o fósforo não tem influência directa na evolução da concentração de oxigénio dissolvido, os efeitos da sua variação são esperados sobretudo ao nível da concentração de clorofila-a, para além do próprio fósforo. Os resultados alcançados para os cenários I, J e K não permitem afirmar que o fósforo tem um carácter mais limitante que o azoto ao longo do troço modelado com o QUAL2k. De facto, nos cenários I e J a

diferença de comportamento da clorofila-a em relação aos cenários F e G não justifica que se considere um nutriente mais limitante que o outro. O mesmo se pode concluir entre os cenários H e K. A indiferença patente no comportamento do oxigénio dissolvido reflecte a influência mínima que estes aumentos de carga de nutrientes têm no crescimento da clorofila-a. Como seria de esperar na Pateira os cenários de maior carga de fósforo reflectem-se com um aumento da clorofila-a no meio, ocorrendo uma diminuição no cenário K, já que os compostos azotados mantêm-se inalterados ao longo dos três cenários.

Por fim, nos cenários L, M, N e O foram mantidos os caudais calibrados e aplicados os factores de carga 5,2, 1/2 e 1/5 ao azoto e fósforo, simultaneamente. Os cenários L e M, que correspondem aos aumentos em 5 e 2 vezes da carga de azoto e fósforo, revelam um resultado que combina os anteriores cenários F, G, I e J. Este conjunto de cenários vem confirmar a hipótese da ausência de limites ao crescimento algal, por falta de nutrientes. Isto porque foram aplicados factores significativos (2, 5 e 1/2) às cargas de nutrientes, sem que tenham resultado diferenças importantes nos teores de oxigénio dissolvido e clorofila-a, sendo que só com a diminuição em 1/5 para as cargas de azoto e fósforo é que se registou um significativa alteração aos valores de clorofila registados no troço de rio até a Pateira. Este é um forte indício de que existe graves problemas de contaminação de azoto e fósforo na massa de água do rio Cértima.

Os cenários L, M e N para a Pateira conjugam os resultados já obtidos anteriormente com os aumentos e diminuições individuais de azoto e fósforo, verificando-se ainda que só aplicando um factor de 1/5 às cargas de nutrientes afluentes ao troço modelado é que se atingem valores para as concentrações de clorofila-a e fósforo abaixo da classificação de estado eutrófico, segundo o critério de classificação de lagoas e albufeiras do INAG, que são respectivamente de 10 e 35 $mg.m^{-3}$.

Capítulo 6
CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

6. Conclusões e considerações finais

Os resultados obtidos ao longo deste estudo permitiram efectuar uma série de avaliações acerca do estado trófico da Pateira de Fermentelos e da qualidade da sua água, bem como do rio Cértima o seu principal afluente.

Assim verifica-se que a lagoa apresenta sinais evidentes de eutrofização, entre os quais a ocorrência de um ciclo anual de crescimento e proliferação de fitoplâncton e macrófitas que tem o seu inicio na Primavera e se estende durante os meses mais quentes do ano, sendo atingidos durante esse período valores bastante elevados de clorofila-a, indicativos de uma elevada presença de fitoplâncton e típicos de sistemas enriquecidos em nutrientes. Este crescimento é sustentado por uma elevada disponibilidade de nutrientes, principalmente azoto e fósforo, tendo-se verificado que o nutriente limitante ao desenvolvimento do fitoplâncton na Pateira é o fósforo. Os valores de carga orgânica registados parecem também reflectir a elevada presença de biomassa vegetal, verificando-se que 26 % destes valores ultrapassaram o valor máximo admissível respeitante aos objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais, o que pode ser justificado pela concentração dos detritos provenientes da morte da matéria vegetal nos meses de Verão e Outono.

O elevado grau trófico apresentado por esta massa de água é patente nos resultados obtidos pela comparação dos valores de fósforo total e clorofila-a ai registados e o critério de classificação de estado trófico de lagoas e albufeira do INAG, em que 86% dos valores de fósforo total e 47% dos valores de clorofila-a classificaram a Pateira como eutrófica.
Apesar dos valores de oxigénio dissolvido (% de saturação) registados não classificarem a lagoa com o eutrófica, estes podem estar a ser influenciados pelo período do dia em que ocorre a medição bem como pelo posicionamento do ponto de recolha.

A classificação da Pateira num estado de eutrofização mantêm-se, salvo raras excepções, ao longo de todo o período temporal analisado, parecendo no entanto ter ocorrido um agravamento destas condições no período compreendido entre 1995 e 2000 em que os valores de fósforo e clorofila presentes na Pateira foram mais elevados, sendo que esta maior disponibilidade de fósforo é confirmada pela ocorrência de um rácio N:P inferior a dez durante este período.

Verifica-se que também o rio Cértima, principal afluente da Pateira, e cuja qualidade das suas águas se tornam por consequência indissociáveis da qualidade das águas no interior da lagoa, se apresenta bastante enriquecido em nutrientes, sendo por isso classificado como eutrófico relativamente a concentração de fósforo total em 75 % dos valores registados na

Pampilhosa, 88 % valores de Ponte de Canha e 83 % dos valores de Perrães segundo o critério apresentado por Dodds *et al*. (1998). Apesar deste enriquecimento em nutrientes, as concentrações de clorofila-a no rio não apresentam valores susceptíveis de uma classificação de eutrófico, podendo para tal estar a contribuir as características hidrodinâmicas do rio.

A situação mais crítica de poluição orgânica encontra-se no troço do rio Cértima a jusante dos concelhos da Mealhada e Anadia, onde os valores registados pela estação de Ponte de Canha para os níveis de oxigénio dissolvido apresentam os seus valores mais reduzidos, em conjunção com os valores bastante elevados para a condutividade, carência química e bioquímica de oxigénio, para o azoto amoniacal e para fósforo total. Verifica-se igualmente que para o azoto amoniacal e para o fósforo total, respectivamente 60% e 27 % dos valores registados nesta estação não respeitam os objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais (Decreto-Lei 236/98, de 1 de Agosto).

Para o enriquecimento em nutrientes verificado quer no rio Cértima quer na Pateira contribuem a agricultura, a pecuária e as descargas de águas residuais domésticas. No caso do azoto verificou-se que as fontes de origem doméstica (44%) e a poluição difusa (35%) são as principais responsáveis pela carga presente na bacia, enquanto que para o fósforo são as fontes domésticas (46 %) que mais contribuem para a carga total presente na bacia, seguindo-se o sector pecuário (24%) e só então as poluições de origem difusa (20%).
No que se refere à distribuição destas cargas ao longo da bacia verifica-se que o concelho de Anadia é o que contribui com mais carga poluente, destacando-se dos restantes concelhos da bacia ao nível das fontes de origem doméstica, industriais e pecuária.

Relativamente às fontes de origem doméstica verificam-se ainda grandes assimetrias entre os concelhos que constituem a bacia do rio Cértima, apresentando-se o concelho de Anadia como o mais poluidor com apenas 40 % de população servida por uma rede de saneamento, sendo que mesmo quando é realizada a recolha do efluente o posterior tratamento antes da rejeição nem sempre ocorre, como é exemplo o ponto de rejeição da rede de Tamegos. No extremo oposto encontra-se o concelho da Mealhada com 100% de cobertura da sua rede de saneamento e realizando o tratamento de todos os efluentes recolhidos na ETAR da Mealhada.

O encerramento nos últimos anos de três estações de tratamento de águas residuais e uma importante fossa séptica comum, devido á adesão dos concelhos de Oliveira do Bairro e de Águeda ao sistema SIMRIA, permitiu diminuir a carga de azoto e fósforo afluente ao rio Cértima e Pateira proveniente de fontes domésticas pontuais em cerca de 30 %. Esta redução apresenta-se como importante, uma vez que pelo posicionamento bastante próximo

da Pateira estas estações estariam, aquando do seu funcionamento, a exercer uma forte pressão sobre este sistema aquático.

A modelação permitiu confirmar as elevadas cargas de nutrientes a que estão sujeitos o rio Cértima e a Pateira de Fermentelos. No troço do rio Cértima afluente à Pateira, as cargas de nutrientes estão bastante longe de serem limitantes ao crescimento de fitoplâncton, já que só com uma redução das cargas de azoto e fósforo para 1/5 dos valores de calibração é que ocorreu uma redução no crescimento algal. Também na Pateira se observa o efeito das elevadas cargas de nutrientes afluentes, sendo necessária também uma redução das cargas de azoto e fósforo para 1/5 dos valores de calibração para se atingirem valores de clorofila e fósforo abaixo da classificação de eutrófico segundo o critério para lagoas e albufeiras do INAG. Foi ainda possível verificar que a tentativa de preservação do espelho de água da Pateira durante os períodos de menor caudal através da construção de açudes, poderá contribuir significativamente para o agravamento das condições na Pateira.

No entanto é necessário a recolha e medição de mais dados sobre o rio e a Pateira, nomeadamente caudais e características da qualidade da água dos vários afluentes do rio Cértima, características da qualidade da água no interior da Pateira bem como dados batimétricos e de volume da mesma, de modo a que a modelização possa ser efectuada sobre mais parâmetros, com modelos mais complexos e com a possibilidade de calibração e validação para situações distintas.

Durante a realização da modelação verificou-se ainda que a não medição do azoto total ou azoto de kjeldahl nas estações de monitorização restringe a modelização do azoto, uma vez que não é possível saber a percentagem da fracção orgânica que se encontra presente na água.

É importante referir que os dados disponíveis nas estações de monitorização apresentam também importantes lacunas ao nível da quantidade de dados disponíveis. Verifica-se assim a existência de um número muito reduzido de valores referentes às concentrações de fósforo total, ortofosfato e clorofila-a à entrada da Pateira, bem como uma diminuição muito considerável de medições relativas ao fósforo total e clorofila na estação de Ponte de Requeixo desde o ano 2003, o que impede um acompanhamento mais preciso da evolução do estado trófico da Pateira nestes últimos anos. A obtenção destes dados é bastante importante dado que permitiria verificar de que forma algumas das medidas tomadas, como por exemplo a desactivação das ETAR´s, têm influenciado ou não as condições no interior da Pateira. Seria também importante tentar compatibilizar as colheitas de amostras nas estações de monitorização com as medições de caudais nesses pontos.

Capítulo 7

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Capítulo 7 – Referências bibliográficas

ACIB - Associação Comercial e Industrial da Bairrada. (2007). *Bairrada industrial – Pacto para o futuro (2.ª ed.). Levantamento industrial da Bairrada* .

Agência Europeia do Ambiente – AEA (1995). Europe's Environment: The Dobris Assessment.

Agência Europeia do Ambiente -AEA (2005). Source apportionment of nitrogen and phosphorous inputs into the aquatic environment. Relatório n. 7/2005, Copenhagen.

Agência Portuguesa do Ambiente. (2009). Obtido em 8 de Janeiro de 2009, de Atlas do Ambiente: http://www.iambiente.pt/atlas/est/index.jsp

Almeida, C. A. (1988). O Concelho de Anadia. Do Cértima ao rebordo montanhoso. Um contributo da Geografia Física para o Urbanismo. *Cadernos de Geografia, Instituto de Estudos Geográficos, Coimbra , 7*, 3-85.

ANMP – Associação Nacional de Municípios Portugueses. (2009). *Freguesias por distrito/concelho*. Consultado em 7 de Janeiro de 2009, em: http://www.anmp.pt.

ARH-centro (2009) – Dados consultados em Setembro de 2009 nos registos da Administração de Região Hidrográfica do Centro relativos a caudais de efluentes produzidos por unidades industriais e de pecuária presentes na bacia do rio Cértima.

Bachmann, R. W. (1980) Prediction of total nitrogen in lakes and reservoirs. U.S. Enviormental Protection Agency. Internacional symposium on inland waters and lakerestoration, Setember 8-12, 1980 Portland, Maine.

Baud, P., Bourgeat, S., & Bras, C. (1999). *Dicionário de Geografia*. Lisboa: Plátano Edições Técnicas.

Bauer, D.H., E.T. Conrad, and D.G. Sherman. (1979). Evaluation of On-Site Wastewater Treatment and Disposal Options. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.

Bennett, E.R., and E.K. Linstedt. (1975). Individual Home Wastewater Characterization and Treatment. Completion report series no. 66. Colorado State University, Environmental Resources Center, Fort Collins, CO.

Braga, B. Introdução à Engenharia Ambiental. São Paulo: Prentice Hall, 2002.

Brick, C. M., Moore, J. N., (1996). Diel variation of trace metals in the upper Clark Fork River, Montana. Envir. Sci. Technol. 30, 1953-1960.

Burke, S., Heathwaite, L. and Preedy, N. (2004). Transfer of phosphorous to surface waters; eutrophication. In Phosphorous in Environmental Technologies – Principles and Application, E. Valsami-Jones (ed.), IWA, UK, 120-146.

Castro, P. (1986) - Estudo Ambiental do Estuário do Tejo - Estimação e Controlo da Poluição Difusa no Estuário do Tejo, Relatório Projecto Tejo nº 12, Projecto de Gestão Integrada dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Tejo. Lisboa.

CCDR-C - Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do centro. (2008). Obtido em 28 de Janeiro de 2008, de Caracterização/Indicadores, concelho: http://www.ccdrc.pt/regiao/caracterizacao-indicadores/concelho

Cerqueira, M. A., Vieira, F. N., Ferreira, R. V., & Silva, J. F. (2005). The water quality of the Cértima river basin (Central Portugal). Environmental Monitoring and Assessment 111 , 297-306

Chapra, S. C. (1997). Surface water quality modeling, McGraw-Hill, New York.

Chin, David A. (2006), *Water-Quality Engineering in Natural Systems*, Wiley-Interscience; 1 edition (April 14, 2006).

Chorus, I. & Bartram J.(Eds.) (1999). *Toxic Cyanobacteria in Water*, E & FN Spon /WHO,London and New York.

Chow, V.T., Maidment, D.R., and Mays, L.W. (1988). Applied Hydrology. New York, McGraw-Hill.

CMAg - Câmara Municipal de Águeda. (2007). *Plano Director Municipal de Águeda - Revisão.Resumo não técnico.* Águeda.

CMAn – Câmara Municipal de Anadia (1994). *Plano Director Municipal de Anadia. Estudos de Caracterização Física*. Anadia, CMA, Policopiado

CMAg- Sitio da Câmara Municipal de Águeda. (2008). Consultado em 27 de Dezembro de 2008,: http://www.cm-agueda.pt/PageGen.aspx?WMCM_PaginaId=32174

CMAn-Sitio da Câmara Municipal de Anadia. (2009). Consultado em 20 de Janeiro de 2009,: http://www.cmanadia.pt//index.php?option=com_content&task=blogcategory&id=350&Itemid 736

CMM - Câmara Municipal da Mealhada. (2009). Obtido em 20 de Janeiro de 2009, de Actividades económicas: http://www.cm-mealhada.pt

CMOLB - Câmara Municipal de Oliveira do Bairro. (1994). *Plano Director Municipal de Oliveira do Bairro.* Oliveira do Bairro, CMO.

CMOLB- Câmara municipal de Oliveira do Bairro (2007). Relatório de Diagnóstico Selectivo. Agosto 2007. Consultado em 20 de Janeiro de 2009,: http://www.cmolb.pt/files/3/documentos/20080221151710745932.pdf

Coelho, Pedro S. ; Diogo, Paulo A. ; Almeida, Manuel T.(2007); Aferição de taxas de exportação de azoto total e fósforo total com origem em áreas agrícolas e florestais, Universidade Nova de Lisboa, FCT/DCEA

Cosma, C.; Leonte, E. P.; Nicolau, I.; Ghita;(2003);Technology for advanced treatment of wastes discharged by animal farms. National Research and Development Institute for Industrial Ecology, Bucharest, Romania

Costa, H. S., Lopes, Tiago pessoa de Melo. (2006). Análise energética de aviários localizados no sertão Do pajeú pernambucano. 31 de maio a 02 de junho de 2006.

Darley, W. M. (1982). *Algal Biology:A physiological approach*. Blackwell Scientific Publications, Vol. 9, Oxford.

Dias, A.M.S.,(2000). *Estudo da dinâmica espacial e temporal dos principais factores abióticos e da comunidade fitoplanctonica da Vala da Maceda*. Tese de Mestrado – Orientador N. Formigo. Faculdade de ciências da universidade do Porto; Departamento de Zoologia e Antropologia.

Diogo, P. A. Marques (2008). Fontes de Fósforo Total e o Estado Trófico de Albufeiras em Portugal Continental. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Faculdade Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.

Diogo, P.A., Coelho, P.S, Almeida M.C.; Mateus, N. S., Rodrigues, A.C. (2003). Estimativa de cargas difusas de origem agrícola na bacia hidrográfica do rio Degebe, 6º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa (SILUSBA), Associação Portuguesa de recursos Hídricos, Praia, Cabo Verde, 10 a 13 de Novembro.

Dodds, W. K., Jones, J. R., & Welch, E. B. (1998). Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research , 32,* 1455-1462.

Dohner, E., Markowitz, A., Barbour, M., Simpson, J., Byrne, J., & Dates, G. (1997). Volunteer Stream Monitoring: a Methods Manual. *Environmental Protection Agency: Office of Water (EPA 841-B-97-003)* .

EEA – European Environment Agency. (1999). Nutrients in european ecosystems. Environmental assessment report n.º 4. Copenhagen: European Environment Agency.

Esteves, F. de A. Fundamentos da limnogia. Rio de Janeiro: Editora Interciência:FINEP, 1988.

Evans, T.D. e Johnston A.E. (2004). Phosphorous and crop nutrition: principles and practice. In Phosphorous in Environmental Technologies – Principles and Application, E. Valsami-Jones (ed.), IWA, UK, p. 93-119.

Farmer, A. M. (2004). Phosphate pollution: a global overview of the problem. In Phosphorous in Environmental Technologies – Principles and Application, E. Valsami- Jones (ed.), IWA, UK, p. 174-191.

Ferreira, R. V. (2007). Avaliação hidroquímica e da qualidade da água na bacia do rio Cértima (Portugal). Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Aveiro.

Grace, Mike., (2005). Constructed Shallow Lake Systems: Design Guidelines for Developers 2nd version; Water Studies Centre, Monash University.

Haith, D. A., Lawrence, J. T. (1981). Watershed Loading Functions For Nonpoint Sources. Journal of Environmental Engineering Division, Fevereiro, ASCE, p. 121 – 137.

Harper, D. (1992). *Eutrophication of Freshwaters*. Chapman & Hall, London.

HARP-NUT (1999). Harmonised Quantification and Reporting Procedures for Nutrients (HARP-NUT). Convenção OSPAR

Hem, J. D., 1985. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural waters, 3th edition, Geol. Surv. water-supply paper 1473, U. S. Geol. Survey, Washington.

IA - Instituto do Ambiente. (2007). Obtido em 15 de Maio de 2007, de Atlas do Ambiente: http://www.iambiente.pt/atlas/est/index.jsp

INAG (2002): Poluição e qualidade da água. Lisboa: Instituto da Água, MCOTA

INAG (2009) – Dados relativos as estações de amostragem de Pampilhosa, Ponte de Canha, Perrães e Ponte de Requeixo disponibilizados pelo INAG em http://snirh.pt/.

INE – Instituto Nacional de Estatística. (2006). Anuário Estatístico da Região Centro – 2006.Instituto Nacional de Estatística, I.P. disponível em http://www.ine.pt/

INE – Instituto Nacional de Estatística. (2007). Anuário Estatístico da Região Centro – 2007.Instituto Nacional de Estatística, I.P. disponível em http://www.ine.pt/

INE – Instituto Nacional de Estatística. (2009). *Densidade populacional por local de residência, Censos 2001; Índice de envelhecimento por local de residência, Estimativas Anuais da População Residente, em 2004, 2005 e 2006*. Consultado em 7 de Janeiro de 2009, em http://www.ine.pt.

INSAAR (2005 e 2007) - Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais, consultado em 8 de Janeiro de 2009: http://insaar.inag.pt/

Jordan, Thomas E., Correll David L. e Weller, Donald E. (1997). Relating nutrient discharges from watersheds to land use and streamflow variability - Water Resources Research, 33, 11, November, 2579 – 2590.

Kuo, J.-T., and M.-D. Yang (2002) Water quality modeling in reservoirs, in H.H. Shen, A.H.D. Cheng, K.- H. Wang, M.H. Teng, and C.C.K. Liu, editors, *Environmental Fluid Mechanics: Theories and Applications*, American Society of Civil Engineers, Reston, Virginia, 2002.

MADRP (1997) - Código de Boas Práticas Agrícolas; Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas. Lisboa.

Mandaville, S.M. (2000). *Limnology – Eutrophication and Chemistry*, Soil & Water Society of Metro Halifax, Synopses 1,2,3,13,and 14.

Martins, António Manuel; S. Raposo, José Miguel L; Pimentel, Maria Helena S. F. C.; Susana Maria M. Silveira; Ana Catarina M. de Sousa; Sílvia Margarida C. Raimundo. (2006). *Bases para um plano de requalificação das lagoas do litoral da região centro*. Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Centro Divisão do Litoral e da Conservação da Natureza

McCuen, R. H. (2004). Hydrologic Analysis and Design. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 07458, 3rd edition, 2004. ISBN 0-13-142424-6

Metcalf e Eddy (1995). Wastewater engineering, Treatment Disposal Reuse. Third Edition, Mackgraw Hill Inc, New York.

Morais, A. (1922). *A Mata de Perrães – Um plano de Fomento do século XVI*. Instituto Etnológico da Beira.

NERI (1997). Integrated Environmental Assessment on Eutrophication – A Pilot study, NERI Technical Report, n. 207,– Ministry of the Environment and Energy – National Environmental Research Institute.

Novotny V. (1999). Diffuse pollution from agriculture. Water Science and Technology, Elsevier.

Novotny, V & Olem, H. Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution. New York: Van Nostrand Reinhold, 1993.

Novotny, V. (2003). Water Quality – Diffuse pollution and watershed management, John Wiley & Sons, Inc, New York, USA.

Novotny, V., Olem, H. (1994) - Water Quality - Prevention, Identification and Management of Diffuse Pollution. New York (EUA), Van Nostrand Reinhold, ISBN 0-442-00559.

OCDE (1982). Eutrophication of Water, Monitoring, Assessment and Control. Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico, Paris.

Odum, E. R. 1971. Fundamentos de Ecologia (4ª edição). Fundação Caloust Gulbenkian. António Manuel de Azevedo Gomes (Tradução). Lisboa.

Oliveira, J. F. (2004). "Qualidade de Água para Consumo Humano". Lidel. pp. 259-276;335 345.

Ongley, E.D. (1996). Control of water pollution from agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper 55, Roma, Itália.

PBHV- *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Vouga.* (2002)., *1ª Fase - Análise e Diagnóstico de Referência. Anexo 1. Análise Biofísica (Revisão 1).* Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Instituto da água, Direcção Regional do Ambiente do Centro.

PBHV- *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Vouga.* (2002)., *1ª Fase - Análise e Diagnóstico de Referência. Volume I. Sumário Executivo.* Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Instituto da água, Direcção Regional do Ambiente do Centro.

PBHV- *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Vouga.* (2002)., *1ª Fase - Análise e Diagnóstico de Referência. Anexo 5. Análise da ocupação do solo e Ordenamento do Território.* Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território, Instituto da Água, Direcção Regional do Ambiente do Centro.

Pelletier, G., Chapra, S. C.,and Tao, H. (2006). "QUAL2kw- A framework for modeling water quality instream and rivers using a gentic algorithm for calibration." Environ. Modell. Software.

Pereira,L.Rodrigues,M. (1977).Estudo sobre a aplicabilidade do índice do estado trófico de Carlson na região de Lisboa e Vale do Tejo, Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional de Lisboa e Valedo Tejo (CCDR-LVT).

Pinho, P. M., Luís, A. M., Andersen, M. T., Nogueira, F. M., & Coelho, C. O. (1988). *Estudo para o ordenamento da área envolvente da Pateira de Fermentelos.* Serviço Nacional de Parques. Volumes I, II e III.

Premazzi G., Chiaudani, G. (1992). Ecological Quality of Surface Waters – Quality assessment schemes for European Community lakes. Joint Research Centre, Commission of the European Communities.

Premazzi, G. , Cardoso, A.C. (2001). Criteria for the Identification of Freshwaters Subject to Eutrophication, Joint Research Centre, Ispra, Italy, Janeiro.

Rast, W. and Lee, G. F. (1978). "Summary Analysis of the North American (US Portion) OECD Eutrophication Project: Nutrient Loading-Lake Response Relationships and Trophic State Indices," EPA 600/3-78-008, US Environmental Protection Agency, Corvallis, OR (1978).

Reis, A. (2000). *Condicionantes hidrogeológicas e antrópicas na mobilização de elementos poluentes: um estudo nos rios Águeda e Cértima (Portugal Central)*. Tese de mestrado não publicada. Universidade de Coimbra. Coimbra.

Reyné, J. Marrec; S. Reyné, C. Chevery (1995); Bacteriological and chemical (nitrogen, phosphorus) characterization of liquid wastes discharged by four dairy farms (Vendée, France). ENSA-INRA Laboratoire de Recerche de Science du Sol.

Santos, M.C.R., Pacheco, D.M., Santana, F.J.S, Rodrigues, A.M.F. (2004). A Eutrofização das Lagoas das Sete-Cidades e Furnas (S. Miguel – Açores) Análise evolutiva entre 1988 e 2002. 7º Congresso da Água, LNEC, Lisboa, Portugal, 8 a 12 de Março.

Scanlan, C.M:, Foden, J., Wells, E., Best, M.A. (2007). The monitoring of opportunistic macroalgal blooms for the water framework directive. Marine Pollution Bulletin, Elsevier, 55, 162-171.

Sedlak, R. ed. Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater, Principles and Practice. 2nd ed. The Soap and Detergent Association. Lewis Publishers, New York, NY.

Sena, C. (2007). *Interacções água subterrânea-água superficial na zona da Pateira de Fermentelos (Portugal).* Dissertação de Mestrado em Geociências, Universidade de Aveiro, Departamento de Geociências, Aveiro.

Silva, M. H. M. P. (2008). *Avaliação e monitorização integrada do estado da qualidade da água do rio Cértima.* Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Aveiro.

SIMRIA – Saneamento Integrado dos Municípios da Ria. (2007). *Sistema Multimunicipal. Mapa Geral do Sistema.* Consultado em 23 de Maio de 2007, em*: http://www.simria.pt.*

Stephenson, D. (2003). - Water resources management, Swets and Zeitlinger, The Netherlands. Teixeira, C. (1990). Rio Cértima. Estudo da qualidade da água e caracterização das cargas poluentes. Porto: Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

Tanik, A., Baykal, B.B., Gonenc, I.E. 1999. The Impacts of Agricultural Pollutants in Six Drinking Water Reservoirs. in Water Science and Technology., Vol. 40,N. 2, Elsevier, pp. 11-17.

Tchobanoglous, G., and F.L. Burton. 1991. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse, 3rd ed. McGraw-Hill, Inc., New York, NY.

Thomann, R. V. e Mueller, J. (1987). A. Principles of Surface Water Quality modeling and control. Harper and Row Publishers, New York, EUA.

Thomas, E. J., Correll, D. L., Weller, D. E. (1997). Relating nutrient discharges from watersheds to land use and streamflow variability. Water Resources Research, 33, 11, 2579-2590.

Varennes, Amarilis. (2003). Produtividade dos Solos e Ambiente, Escolar editora, Lisboa (Portugal).

Vasconcelos, V. e Pereira, E. (2002). Qualidade biológica de águas superficiais. Estudo da Comunidade fitoplanctónica na albufeira do torrão (rio Tâmega). 6º Congresso da Água, Associação Portuguesa de recursos Hídricos, Porto, Portugal, 18 a 22 de Março.

Vollenweider RA, (1976), Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol.

Von Sperling, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Estudos e modelagem da qualidade da água em rios. 1 ed. v. 7. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2007.

Walling DE, Webb BW (1992**).** *Physical Characteristics. In The Rivers Handbook volume 1* (ed. P. Calow & G.E.), Blackwell Science: Cambridge, MA.

Wetzel, R., 1993: *Limnologia*. Fundação Calouste Gulbenkian. Maria José L. Boavida (Tradução). Lisboa, 905 pp

Whitton, B.A. & Potts M. [Eds.] 2000. *The Ecology of Cyanobacteria*. *Their diversity in Time and Space*, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, 669 pp.

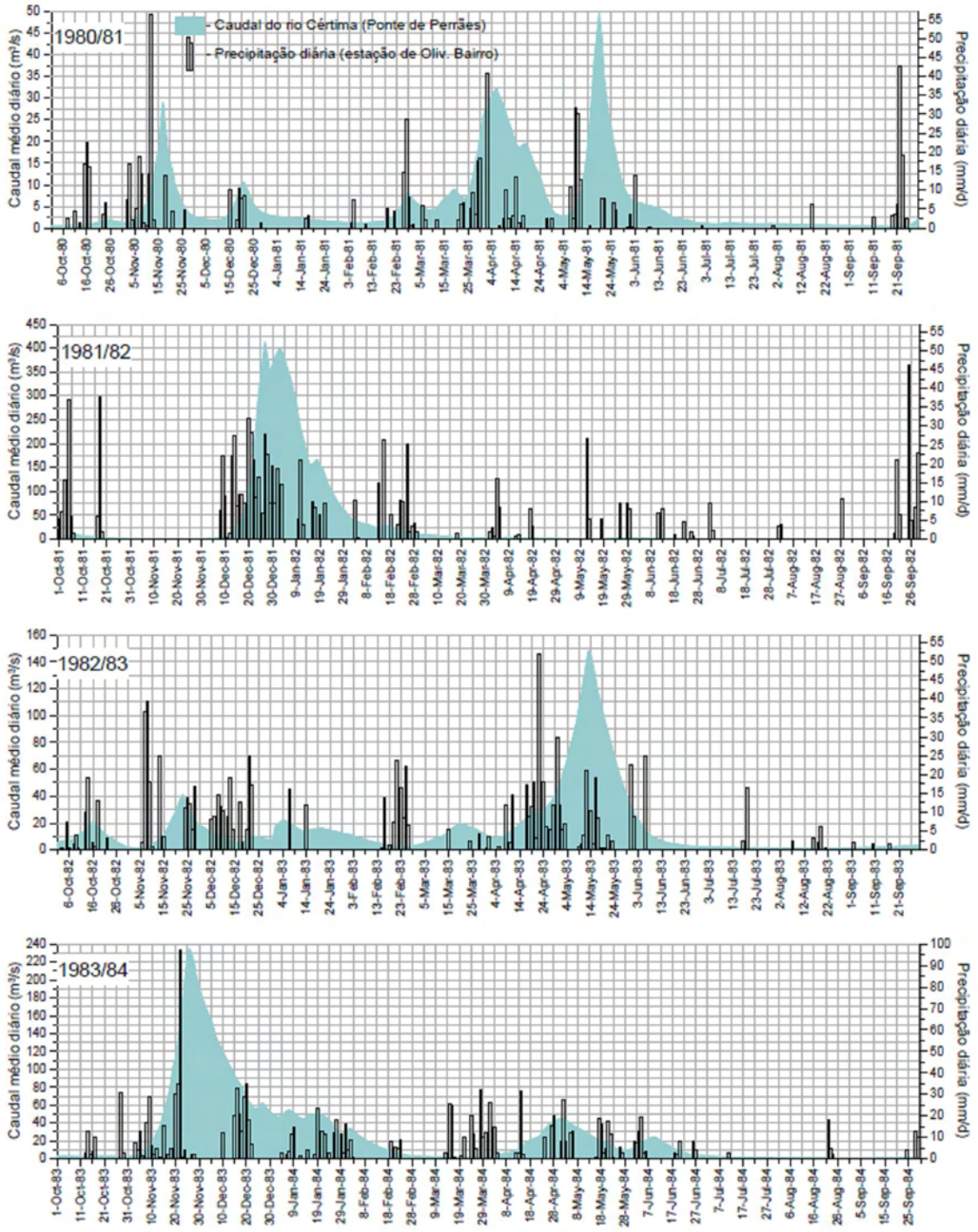
Zhang, H.; Johnson, G.; Fram, M.(2002); Managing Phosphorus from Animal Manure; Oklahoma Cooperative Extension Service.

Zhen-Gang, Ji. (2008). Hydrodynamics and Water Quality: Modeling Rivers, Lakes, and Estuaries, Wiley-Interscience,

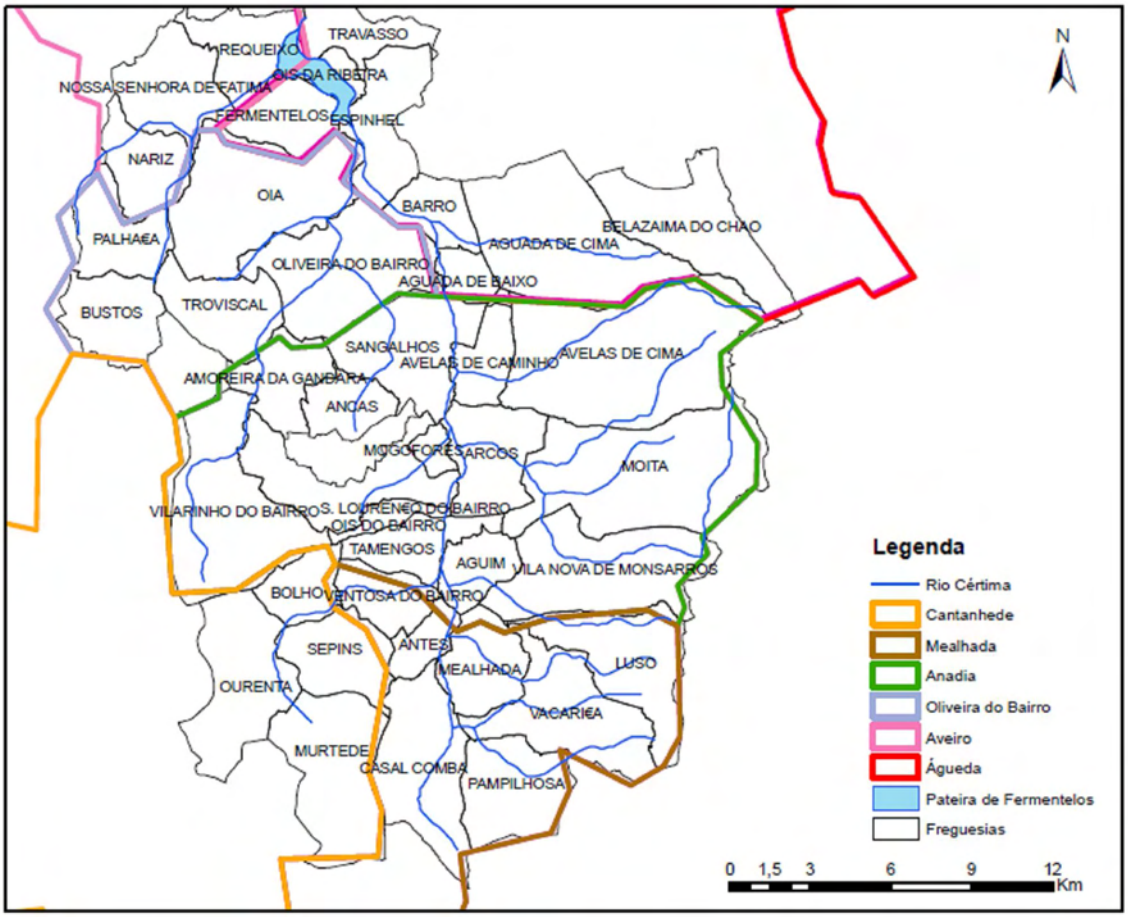
Anexos

Anexos

Anexo A : Hidrogramas e hietogramas anuais do rio Cértima (Sena, 2007)



Anexo B: Representação geográfica dos concelhos e freguesias que integram a bacia do rio Cértima (obtida a partir de informação digital da Agência Portuguesa do Ambiente, 2009).



Anexo C – Dados demográficos. INE, Censos 2001 (INE, 2009 e ANMP, 2009).

Município	Freguesias	Habitantes	Área (km^2)	Densidade populacional (hab/km^2)
Aveiro		**73 559**	**199,77**	**368,22**
	Nariz	1467	9,35	156,9
	Nossa Senhora de Fátima	1870	12,44	150,3
	Requeixo	1198	11,80	101,5
Águeda		**49041**	**333,5**	**146,3**
	Aguada de Baixo	1699	3,9	462,5
	Aguada de Cima	3952	27,6	139,2
	Barro	2040	6,5	313,0
	Belazaima do Chão	588	20,1	31,0
	Espinhel	2799	12,0	225,9
	Fermentelos	3148	8,3	366,8
	Óis da Ribeira	722	3,7	213,8
	Travassô	1727	8,16	211,6
Anadia		**31546**	**217,1**	**145,6**
	Aguim	1227	6,8	190,7
	Amoreira da Gândara	1379	8,6	152,3
	Ancas	757	6,3	117,3
	Arcos	5533	12,0	451,0
	Avelãs de Caminho	1236	6,3	191,7
	Avelãs de Cima	2446	40,9	60,3
	Mogofores	875	2,3	411,2
	Moita	2733	40.0	80,0
	Óis do Bairro	517	3,6	183,8
	Paredes do Bairro	1092	6,7	166,4
	Sangalhos	4350	17,2	257,3
	São Lourenço do Bairro	2553	15.0	166,0
	Tamengos	1623	8,4	198,9
	Vila Nova de Monsarros	2001	23,6	84,4
	Vilarinho do Bairro	3224	25,5	126,1
Cantanhede		**38860**	**392.18**	**97,0**
	Bolho	943	6,70	140,7
	Murtede	1530	20,27	75,5
	Ourentâ	1310	17,88	73,3
	Sepins	1200	11,09	108,2
Mealhada		**20751**	**111,1**	**187,5**
	Antes	1029	3,7	237,8
	Barcouço	2147	21,4	100,8
	Casal Comba	3298	19,2	175,4
	Luso	2750	18,9	163,0
	Mealhada	4043	10,3	404,7
	Pampilhosa	4218	12,6	310,1
	Vacariça	2080	17,8	111,4
	Ventosa do Bairro	1186	7,3	167,3
Oliveira do Bairro		**21164**	**87,3**	**242,4**
	Bustos	2576	10,1	243,2
	Mamarrosa	1452	6,5	229,9
	Oiã	6712	26,7	255,0
	Oliveira do Bairro	5731	23,3	254,1
	Palhaça	2330	1015	232,4
	Troviscal	2363	1045	205,3

Anexo D – Dados de funcionamento e eficiências de tratamento relativos às ETAR's de Mogofores, Arcos, Sangalhos, Cercal e Aguada de Cima. (obtidos de CMAn (2009), CMAg (2008) e CMOLB (2009)).

Parâmetro	ETAR de Mogofores*			ETAR de Arcos**			ETAR Sangalhos **			ETAR do Cercal****		ETAR sul -Aguada de Cima***		
	Entrada	Saída	Eficiência de remoção (%)	Entrada	Saída	Eficiência de remoção (%)	Entrada	Saída	Eficiência de remoção (%)	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Eficiência de remoção (%)
BOD_5 (mg/L)	240	12	95	490	20	96	110	12	89	-	27	130,7	15,3	88
CQO (mg/L)	360	110	69	690	100	86	680	22	97	-	160,3	340,4	76,4	78
SST (mg/L)	81	10	88	380	10	97	180	11	94	-	35,8	193,8	30,6	84
Azoto total (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	41,8	43,3	33,8	22
Fósforo total (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,5	3,7	2	46
pH	7,2	8,2	-	7,1	7,8	-	7,3	7,9	-	-	-	7,7	7,8	
Caudal ($m^3.dia^{-1}$)	351,8			1692,2			734,8			-		640		

Anexo E – Comparação entre os valores estimados e os valores calculados para os parâmetros CBO_5, SST, azoto e fósforo à entrada e saída das ETAR e FSC em funcionamento na bacia do rio Cértima em 2007.

	CBO_5 (kg/dia)				Erro		SST (kg/dia)				Erro		Azoto (kg/dia)				Erro		Fósforo (kg/dia)				Erro	
	Entrada		Saída		Entrada	Saída	Entrada		Saída		Entrada	Saída	Entrada		Saída		Entrada	Saída	Entrada		Saída		Entrada	Saída
DESIGNAÇÃO	Estimado	Real	Estimado	Real	%		Estimado	Real	Estimado	Real	%		Estimado	Real	Estimado	Real	%		Estimado	Real	Estimado	Real	%	
MURTEDE	20,9		2,1				31,4		3,1				2,8		1,8				0,5		0,3			
MEALHADA	1246,7		124,7				1870,0		187,0				166,2		110,1				31,2		19,9			
ETAR DE MOGOFORES	102,0	84,4	10,2	4,2	21	142	153,0	28,5	15,3	3,5	437	335	13,6		9,6				2,6		1,7			
ETAR ARCOS	501,1	829,2	50,1	33,8	-40	48	751,7	643,0	75,2	16,9	17	344	66,8		27,0				12,5		4,6			
ETAR SANGALHOS	240,2	80,8	24,0	8,8	197	172	360,4	132,3	36,0	8,1	172	346	32,0		28,4				6,0		5,3			
LAVANDEIRA NASCENTE (PORTO DE MOITA)	13,0		6,5				19,5		9,8				1,7		1,4				0,3		0,3			
LAVANDEIRA POENTE	9,3		4,7				14,0		7,0				1,2		1,0				0,2		0,2			
OLIVEIRA DO BAIRRO II (BARRO DE MOGO)	6,0		3,0				9,0		4,5				0,8		0,7				0,2		0,1			
OLIVEIRA DO BAIRRO (PAVIMENTA)	12,0		6,0				18,0		9,0				1,6		1,3				0,3		0,2			
ETAR SUL -AGUADA DE CIMA	394,9	83,6	39,5	9,8	372	303	592,4	124,0	59,2	19,6	378	202	52,7	27,7	24,0	21,6	90	11	9,9	2,4	1,6	1,3	317	27
REDE TAMEGOS	20,1		20,1				30,2		30,2				2,7		2,7									

Anexo F – Valores limite de emissão para águas residuais (Decreto-Lei 236/98, de 1 de Agosto).

Valores limite de emissão (VLE) na descarga de águas residuais

Parâmetros	Expressão dos resultados	VLE (1)
pH (0)	Escala de Sorensen	6,0-9,0 (2)
Temperatura (0)	°C	Aumento de 3°C (3)
CBO_5, 20°C (20) (0)	mg/l O_2	40
CQO (0)	mg/l O_2	150
SST (0)	mg/l	60
Fósforo total	mg/l P	10 3 (em águas que alimentem lagoas ou albufeiras) 0,5 (em lagoas ou albufeiras)
Azoto amoniacal	mg/l NH_4	10
Azoto total	mg/l N	15
Nitratos	mg/l NO_3	50

Anexo G– Capitações para os parâmetros CBO_5, SST, azoto e fósforo utilizados no Plano de Bacia Hidrográfica do rio Vouga para o cálculo das cargas com origem em boviniculturas e suiniculturas. Fonte: PBHV (2002).

Parâmetros	Suiniculturas ($g.animal^{-1}.dia^{-1}$)	Boviniculturas ($g.animal^{-1}.dia^{-1}$)
CBO_5	180	405
SST	270	5000
Azoto	27	165
Fósforo	9	55

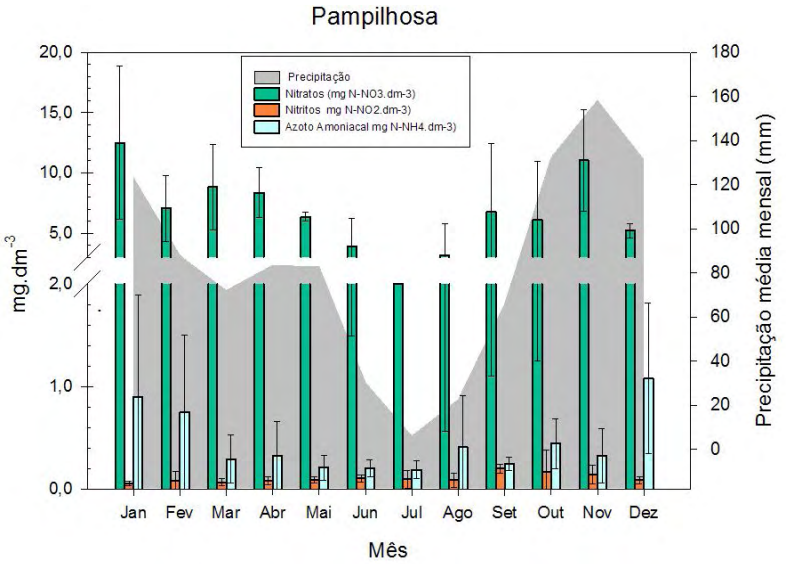
Anexo H – Taxas de exportação por tipo de uso de solo (kg/ha/ano). Fonte: Dal e Kurtar (vide Tanik, 1999); Waller e Hart (vide Castro, 1986), Novotny (1994) e HARP-NUT (1999).

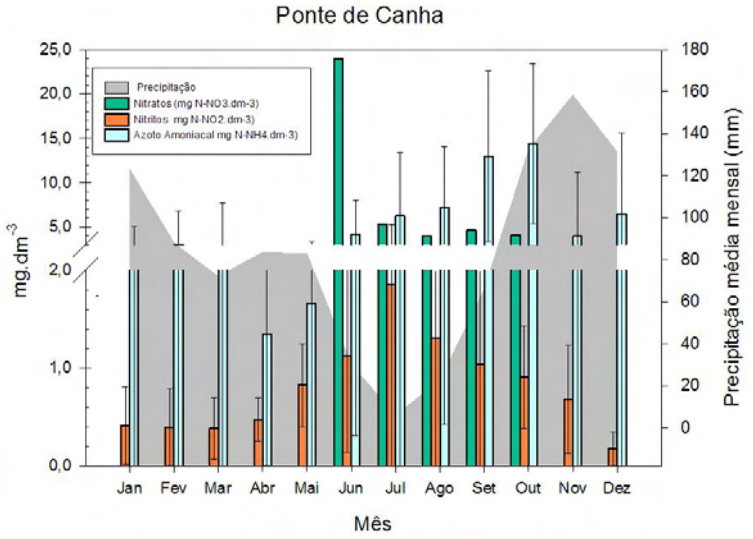
Classe de uso do solo	Azoto ($kg.ha^{-1}.ano^{-1}$)	Fósforo ($kg.ha^{-1}.ano^{-1}$)
Culturas anuais e indiferenciadas	2,7	0,3
Florestas indiferenciadas	2,0	0,1
Urbano	0,7	0,2
Indústria e comércio	0,7	0,2
Cultura anual de sequeiro	2,7	0,3
Cultura anual de regadio	5,0	1,0
Pastagem natural	1,5	0,9
Vegetação esparsa	2,7	0,3
Extracção mineira	0,7	0,2
Arrozal	5,0	1,0
Vinha	2,7	0,3
Olival	2,7	0,3
Paúl	0	0
Plano de água	0	0

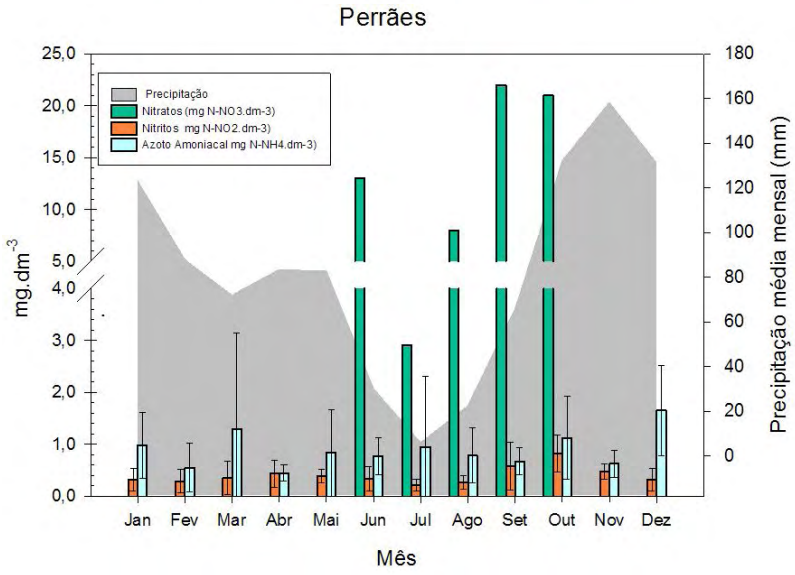
Anexo I: Distribuição do número de amostras por parâmetro e por estação bem com análise estatística univariada (máximo, mínimo, média e desvio padrão).

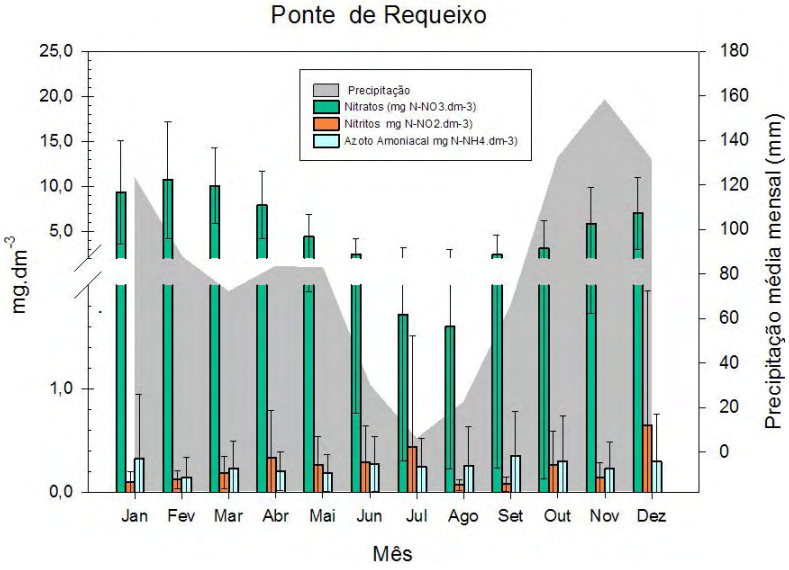
Parâmetro	Unidade	Estação	Número de amostras	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
AmóniaTotal (em N-NH4)	$mg.dm^{-3}$	Pampilhosa	56	0,03	0,45	1,80	0,39
		Pt.Canha	79	0,01	5,57	26,00	7,07
		Perrães	81	0,01	0,89	5,30	0,83
		Pt.Requeixo	187	0,01	0,25	1,80	0,34
Carência Química de Oxigénio	$mg.dm^{-3}$	Pampilhosa	50	10,00	22,24	66,00	11,83
		Pt.Canha	5	17,00	36,60	50,00	14,01
		Perrães	5	12,00	16,60	31,00	8,14
		Pt.Requeixo	177	2,90	28,96	152,00	13,76
CBO 5 dias	$mg.dm^{-3}$	Pampilhosa	58	1,00	2,72	9,00	1,51
		Pt.Canha	82	0,36	3,04	16,00	2,23
		Perrães	82	0,40	2,25	5,00	0,97
		Pt.Requeixo	194	0,16	4,31	70,00	2,67
Clorofila-a	µg/L	Pampilhosa	20	1,13	6,18	18,28	3,79
		Pt.Canha	3	0,5	8,2	17,2	8,44
		Perrães	3	0	7,09	15,11	7,6
		Pt.Requeixo	86	0,1	12,98	52,6	12,45
Fósforo total	$mg.dm^{-3}$	Pampilhosa	8	0,020	0,485	1,800	0,620
		Pt.Canha	18	0,001	0,955	2,100	0,680
		Perrães	18	0,039	0,175	0,280	0,080
		Pt.Requeixo	74	0,004	0,179	1,122	0,220
Ortofosfato Total (como P2O5)	$mg.dm^{-3}$	Pampilhosa	55	0,021	0,281	4,000	0,600
		Pt.Canha	5	0,660	2,086	3,900	1,440
		Perrães	5	0,087	0,383	0,760	0,280
		Pt.Requeixo	141	0,003	0,134	1,160	0,200
Nitrato Total (em N-NO3)	$mg.dm^{-3}$	Pampilhosa	56	2,00	6,77	17,00	3,97
		Pt.Canha	5	4,00	8,40	24,00	8,74
		Perrães	5	2,90	13,38	22,00	8,24
		Pt.Requeixo	179	0,01	5,54	23,00	4,87
Nitrito Total (em N-NO2)	$mg.dm^{-3}$	Pampilhosa	56	0,02	0,10	0,54	0,09
		Pt.Canha	80	0,00	0,80	9,60	1,24
		Perrães	80	0,02	0,40	1,60	0,30
		Pt.Requeixo	140	0,01	0,24	3,81	0,47
Oxigénio dissolvido - lab.	$mg.dm^{-3}$	Pampilhosa	58	5,40	8,60	12,00	1,51
		Pt.Canha	83	3,00	7,71	13,54	1,97
		Perrães	83	4,70	7,80	14,03	1,39
		Pt.Requeixo	193	2,90	8,76	23,00	3,27
Oxigénio dissolvido - lab (%)	-	Pampilhosa	37	63	84	101	8,67
		Pt.Canha	39	31	75	99	14,6
		Perrães	41	59	76	90	6,84
		Pt.Requeixo	147	29,7	90	205,4	32,57
pH - lab.	-	Pampilhosa	58	6,6	7,8	8,5	0,3
		Pt.Canha	82	6,4	7,7	8,4	0,38
		Perrães	82	7	7,6	8,2	0,17
		Pt.Requeixo	195	4,6	7,5	8,6	0,52
Sólidos suspensos totais	$mg.dm^{-3}$	Pampilhosa	45	2,00	15,21	82,00	18,29
		Pt.Canha	60	0,30	13,35	230,00	7,41
		Perrães	59	2,00	19,97	244,00	9,81
		Pt.Requeixo	164	0,40	27,20	453,30	23,64
Temperatura da amostra	°C	Pampilhosa	57	9,0	17,6	30,0	5,1
		Pt.Canha	70	10,0	16,8	29,0	4,1
		Perrães	71	7,0	16,2	25,0	4,2
		Pt.Requeixo	181	5,0	16,8	28,0	5,0
Condutividade de laboratório a 20ºC	uS/cm	Pampilhosa	58	126,0	490,2	1348,0	224,4
		Pt.Canha	82	37,0	589,6	1235,0	331,3
		Perrães	82	64,0	466,9	689,0	115,0
		Pt.Requeixo	193	25,3	338,4	670,0	113,2

Anexo J: Comparação entre os valores médios mensais das formas azotadas registados nas estações de Pampilhosa, Ponte de Canha , Perrães e Ponte de Requeixo no periodo entre 1989 e 2008 com a precipitação média mensal registada na estação pluviometrica de Oliveira do Bairro.









Anexo K: Matriz de correlação entre os parâmetros físico-químicos registados na estação de Ponte de Requeixo.

Pearsons correlation para estação Requeixo

	clorofila	fósforo total	ortofosfato	nitrato	precipitação	NH_4	CQO	BOD_5	Nitrito	OD	OD(%)	PH	SST	Temperatura	Condutividad
clorofila	1	0,44691	0,31972	-0,12588	-0,46723	-0,34086	0,57547	0,52154	0,00546	-0,02015	0,26073	0,74593	0,21363	0,33993	0,45332
fósforo total	0,44691	1	0,60908	-0,14781	-0,75314	-0,49524	0,52507	0,25014	-0,14028	-0,09953	0,22654	0,45327	0,06674	0,49616	0,21271
ortofosfato	0,31972	0,60908	1	-0,16323	-0,54987	-0,11687	0,66468	0,21602	0,41141	-0,06454	0,03131	0,18092	0,34214	0,35988	0,38744
nitrato	-0,12588	-0,14781	-0,16323	1	0,48026	-0,37634	-0,40652	0,28148	-0,06155	0,94491	0,75052	-0,037	-0,43925	-0,91902	-0,57529
precipitação	-0,46723	-0,75314	-0,54987	0,48026	1	0,09396	-0,59147	-0,2362	0,03404	0,4066	0,07887	-0,48382	-0,34465	-0,73953	-0,25041
NH_4	-0,34086	-0,49524	-0,11687	-0,37634	0,09396	1	0,17178	0,11724	0,0154	-0,44046	-0,65435	-0,1283	0,19703	0,12043	0,18513
CQO	0,57547	0,52507	0,66468	-0,40652	-0,59147	0,17178	1	0,57085	-0,03853	-0,37891	-0,26118	0,52583	0,07765	0,56741	0,72386
BOD_5	0,52154	0,25014	0,21602	0,28148	-0,2362	0,11724	0,57085	1	-0,05684	0,30876	0,35262	0,57994	-0,22039	-0,12394	0,07873
Nitrito	0,00546	-0,14028	0,41141	-0,06155	0,03404	0,0154	-0,03853	-0,05684	1	0,18545	0,19986	-0,22596	0,43019	-0,03509	-0,06337
OD	-0,02015	-0,09953	-0,06454	0,94491	0,4066	-0,44046	-0,37891	0,30876	0,18545	1	0,86855	-0,04659	0,25843	-0,86968	-0,60811
OD(%)	0,26073	0,22654	0,03131	0,75052	0,07887	-0,65435	-0,26118	0,35262	0,19986	0,86855	1	0,21127	-0,18505	-0,56401	-0,51963
pH	0,74593	0,45327	0,18092	-0,037	-0,48382	-0,1283	0,52583	0,57994	-0,22596	-0,04659	0,21127	1	-0,02902	0,25926	0,48862
SST	0,21363	0,06674	0,34214	-0,43925	-0,34465	0,19703	0,07765	-0,22039	0,43019	-0,25843	-0,18505	-0,02902	1	0,3722	0,097
Temperatura	0,33993	0,49616	0,35988	-0,91902	-0,73953	0,12043	0,56741	-0,12394	-0,03509	-0,86968	-0,56401	0,25926	0,3722	1	0,59498
Condutividade	0,45332	0,21271	0,38744	-0,57529	-0,25041	0,18513	0,72386	0,07873	-0,06337	-0,60811	-0,51963	0,48862	0,097	0,59498	1

Anexo L: Valores dos parâmetros físico-químicos dos vários locais amostrados por Silva (2008).

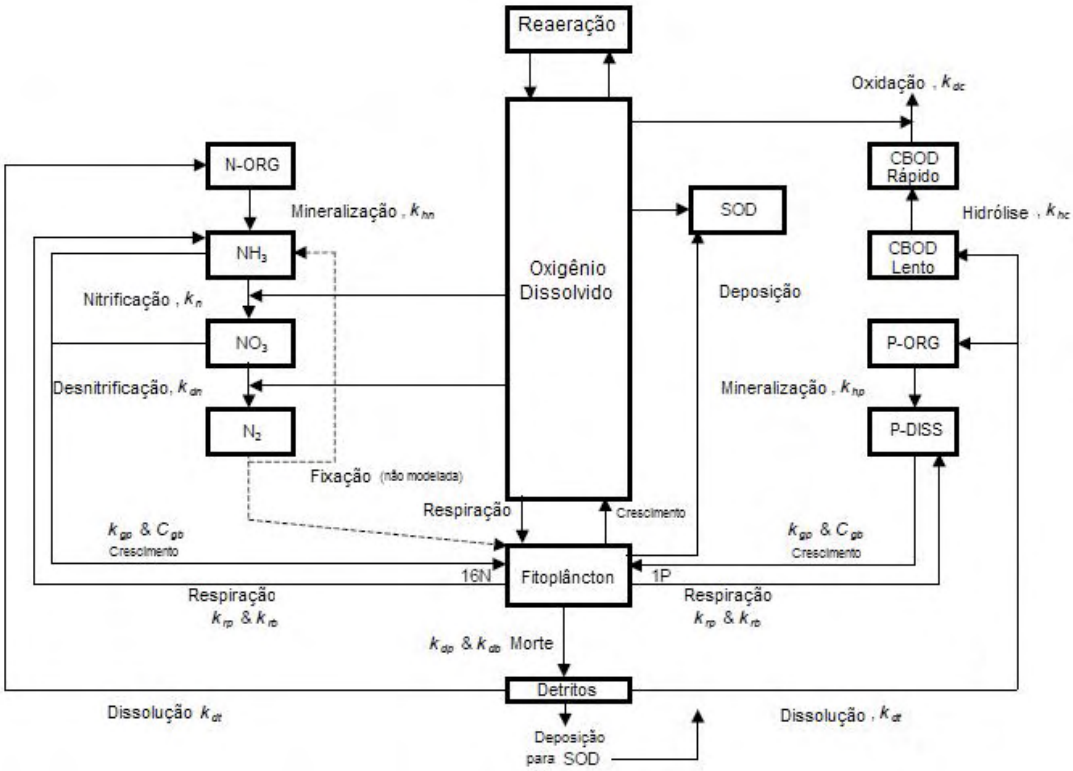
23 de Janeiro de 2008

Locais de Amostragem				Ref. 1	Ref. 2	1	2	3	4	5	6	7
Parâmetros	Unidades	Método analítico	Limite de detecção									
T	ºC	Electrometria		10.0	9.5	11.1	13.0	13.9	12.9	12.2	12.1	13.2
CE	µS/cm	Electrometria		104.7	98.2	464.0	696.0	631.0	611.0	551.0	566.0	510.0
pH	Sorensen	Electrometria		6.7	7.3	7.6	7.7	7.8	7.7	7.6	7.5	7.3
% OD	% saturação	Electrometria		100.3	100.5	91.9	48.6	84.0	72.9	69.2	75.8	58.0
OD	mg/L	Electrometria		11.4	11.5	10.2	5.2	9.0	7.8	7.5	8.2	6.2
CBO_5	mg O_2/L	Diluições	0,2	0.6	0.6	5.2	9.0	3.0	4.4	2.5	2.0	1.9
SST	mg/L	Gravimetria	0,1	2.3	<0,1	2.9	14.7	4.5	6.3	17.9	15.0	9.3
SSV	mg/L	Gravimetria	0,1	<0,1	<0,1	0.6	11.2	1.1	1.0	2.8	2.5	2.6
$N\text{-}NH_4$	mgN-NH_4/L	Espectr.	0,05	<0,05	<0,05	0.1	7.1	2.0	0.8	0.3	0.2	0.1
$N\text{-}NO_3$	mgN-NO_3/L	IC	0,03	1.5	1.2	2.7	2.3	2.7	3.2	3.5	4.1	2.5
P	mg P/L	Espectr.	0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0.8	0.3	0.3	0.2	0.2	0.1

26 de Março de 2008

Locais de Amostragem				Ref. 1	Ref. 2	1	2	3	4	5	6	7
Parâmetros	Unidades	Método analítico	Limite de detecção									
T	ºC	Electrometria		11.0	11.3	12.5	14.9	15.1	15.1	13.7	14.0	14.7
CE	µS/cm	Electrometria		106.0	99.3	533.0	765.0	867.0	792.0	630.0	622.0	584.0
pH	Sorensen	Electrometria		7.2	7.3	7.8	7.5	8.2	7.7	7.5	7.7	8.5
% OD	% saturação	Electrometria		102.9	105.8	92.4	7.0	135.3	68.8	63.1	90.0	110.2
OD	mg/L	Electrometria		11.3	11.5	9.9	0.7	13.7	7.0	6.6	9.4	11.3
CBO_5	mg O2/L	Diluições	0,2	0.8	0.8	1.5	22.2	7.6	5.9	2.7	1.4	7.2
SST	mg/L	Gravimetria	0,1	<0,1	0.2	2.0	13.3	3.5	7.5	7.1	3.9	58.9
SSV	mg/L	Gravimetria	0,1	<0,1	0.2	0.4	9.5	3.3	2.8	1.6	2.3	13.9
$N\text{-}NH_4$	mgN-NH_4/L	Espectr.	0,05	0.1	0.1	0.1	14.8	5.9	1.8	0.6	0.2	0.1
$N\text{-}NO_3$	mgN-NO_3/L	IC	0,03	0.2	0.1	0.9	<0,03	0.7	2.4	3.2	3.9	0.5
P	mg P/L	Espectr.	0,05	<0,05	<0,05	0.1	2.5	0.9	0.5	0.3	0.3	0.2

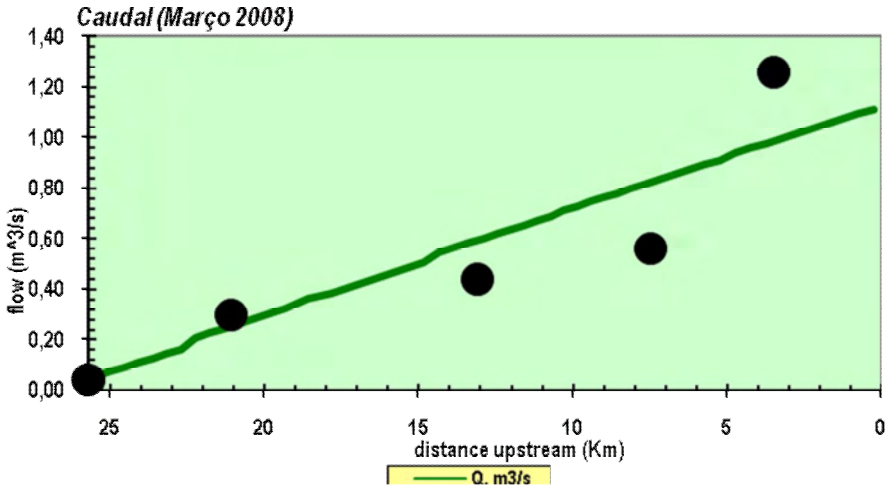
Anexo M: Principais processos e variáveis presentes no QUAL2k (adaptado de Chapra, 1997).

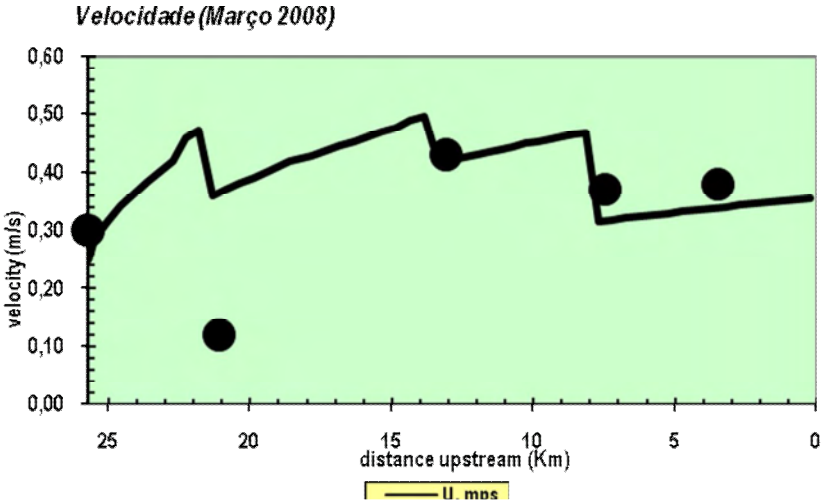


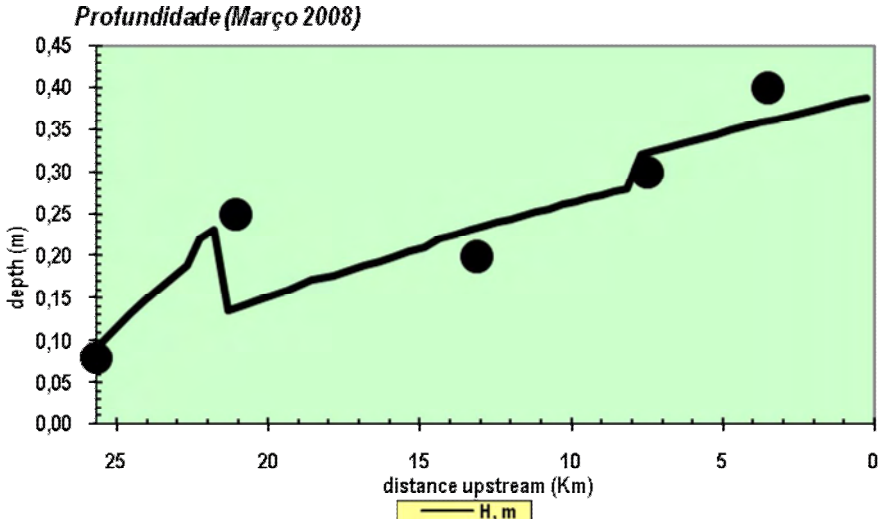
Anexo N: Distribuição temporal dos valores agregados distribuídos para a poluição difusa.

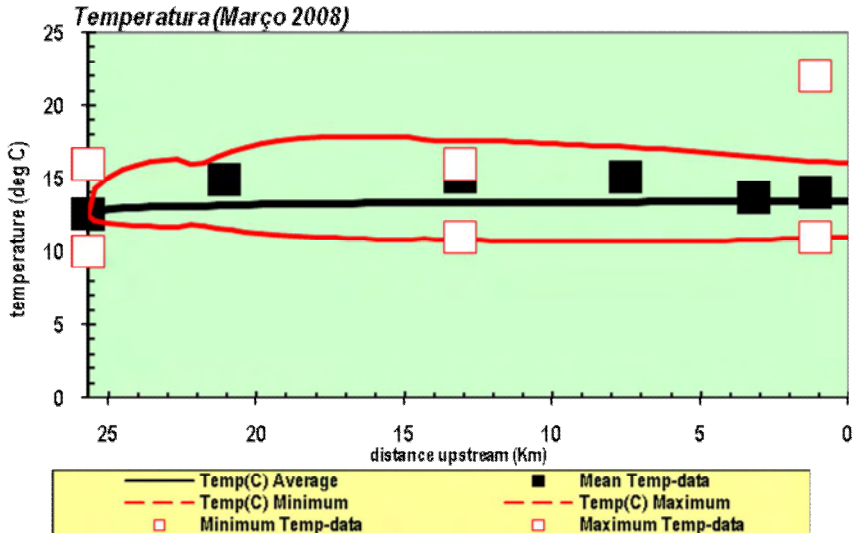
Mês	Precipitação média mensal/Precipitação média anual
Out	0,13
Nov	0,13
Dez	0,13
Jan	0,13
Fev	0,08
Mar	0,08
Abr	0,09
Mai	0,08
Jun	0,05
Jul	0,04
Ago	0,04
Set	0,05

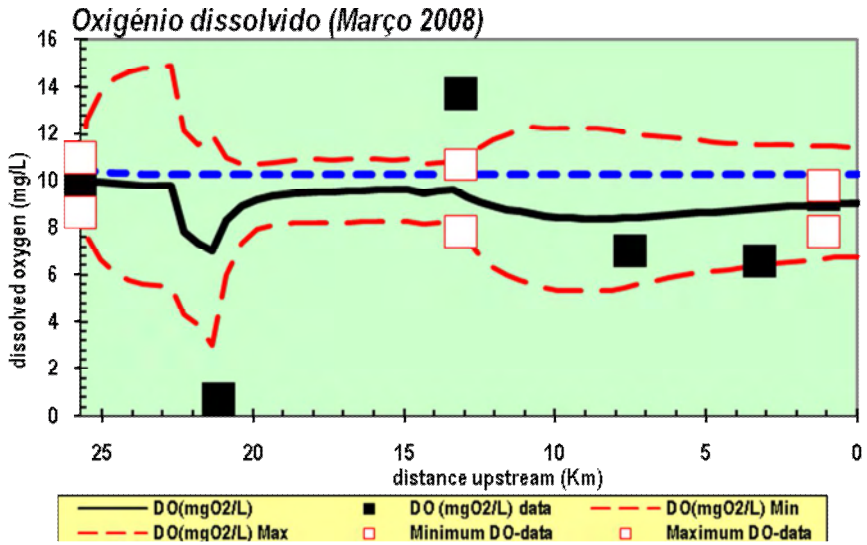
Anexo O: Resultados da calibração do modelo QUAL2k e dos modelos utilizados para o fósforo e azoto na Pateira relativamente aos dados de Março de 2008 obtidos por Silva (2008).

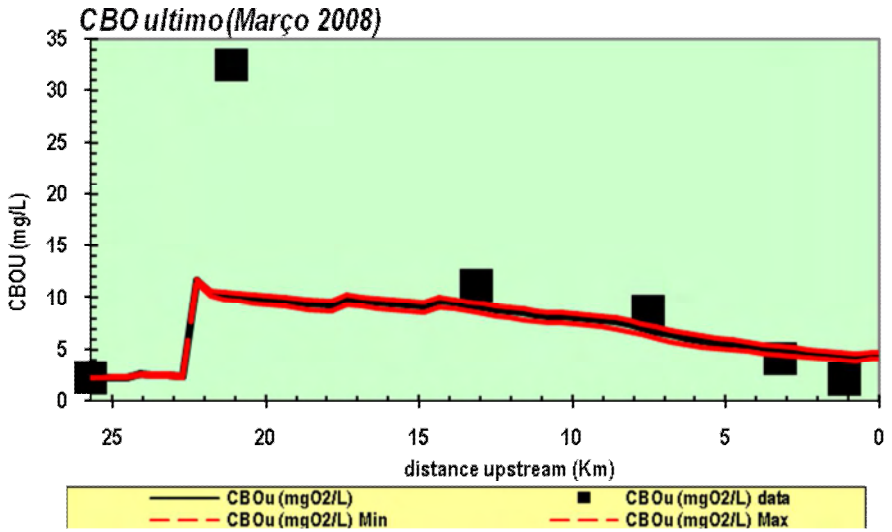


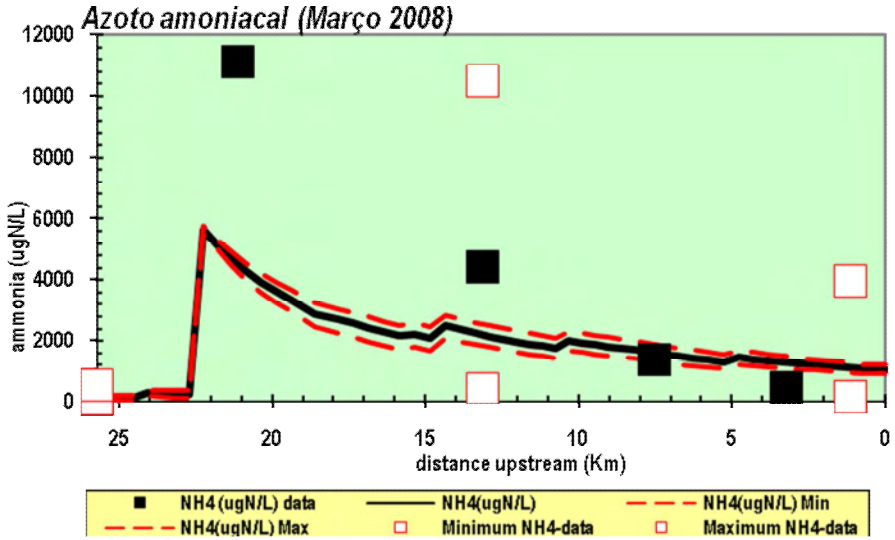


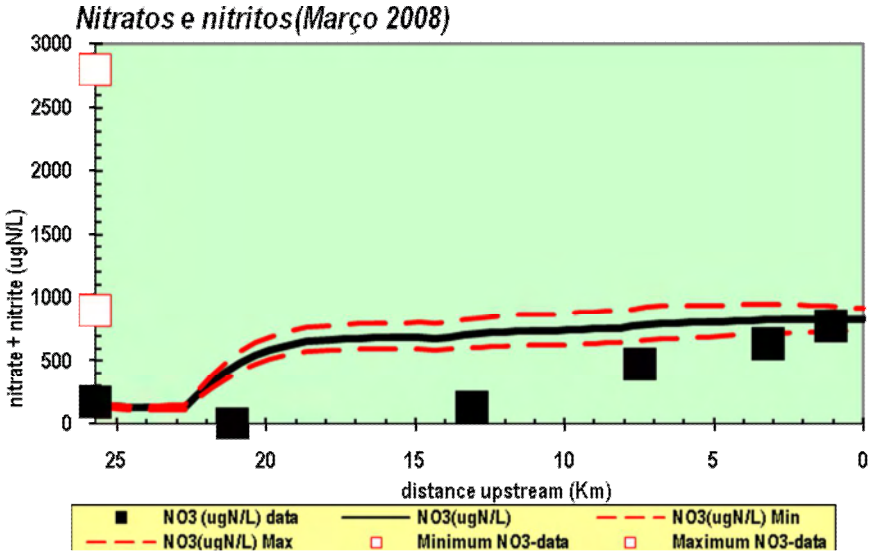


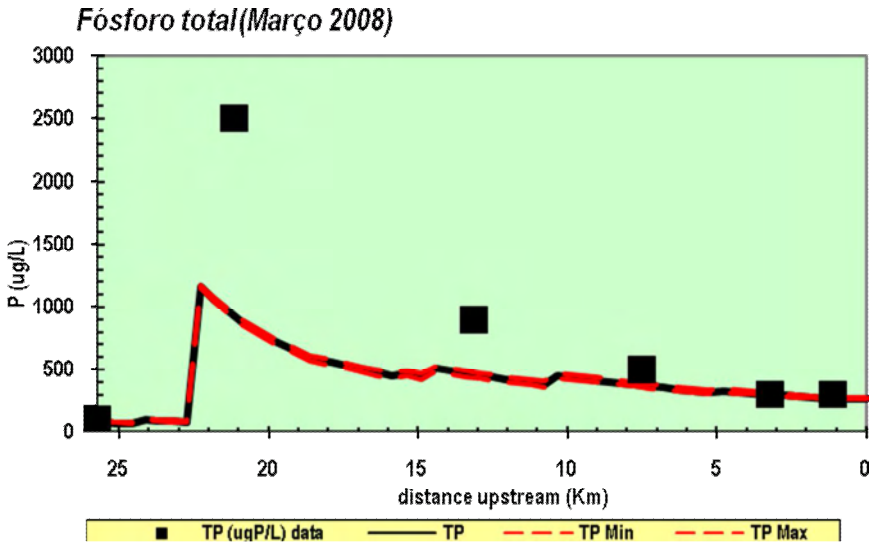


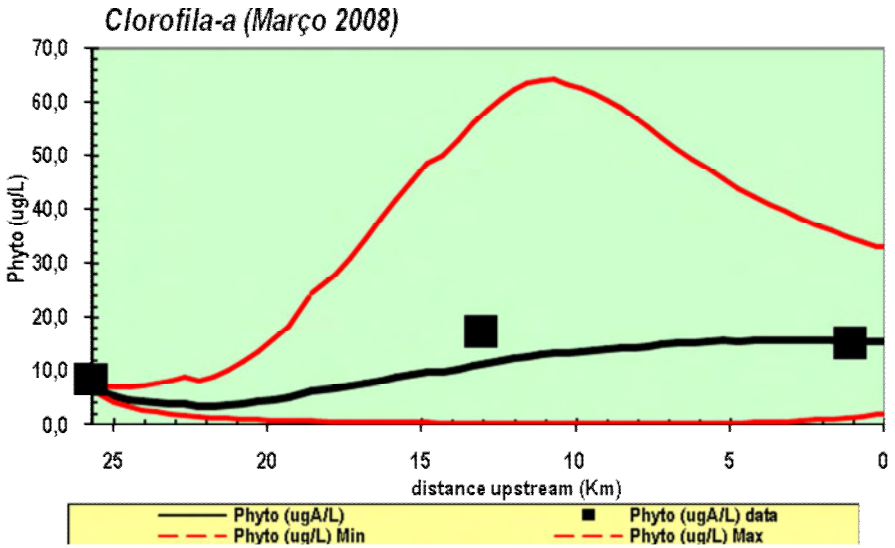

Oxigénio dissolvido (Março 2008)
dissolved oxygen (mg/L)
distance upstream (Km)
DO(mgO2/L)
DO (mgO2/L) data
DO(mgO2/L) Min
DO(mgO2/L) Max
Minimum DO-data
Maximum DO-data

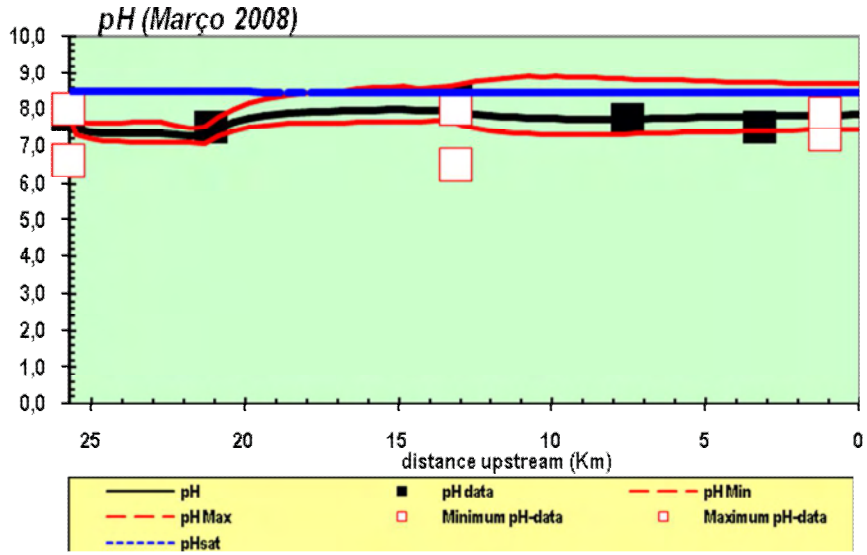

CBO ultimo(Março 2008)
CBOU (mg/L)
distance upstream (Km)
CBOu (mgO2/L)
CBOu (mgO2/L) data
CBOu (mgO2/L) Min
CBOu (mgO2/L) Max

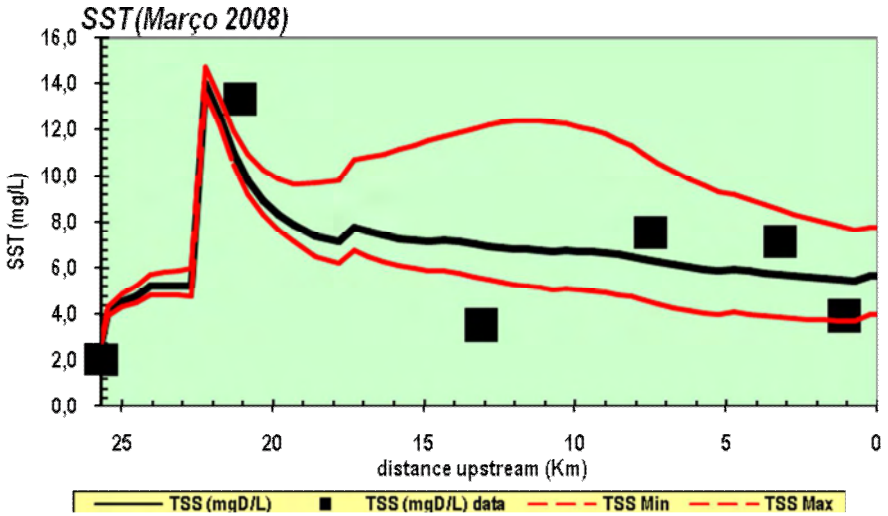

Azoto amoniacal (Março 2008)
ammonia (ugN/L)
distance upstream (Km)
NH4 (ugN/L) data
NH4(ugN/L)
NH4(ugN/L) Min
NH4(ugN/L) Max
Minimum NH4-data
Maximum NH4-data

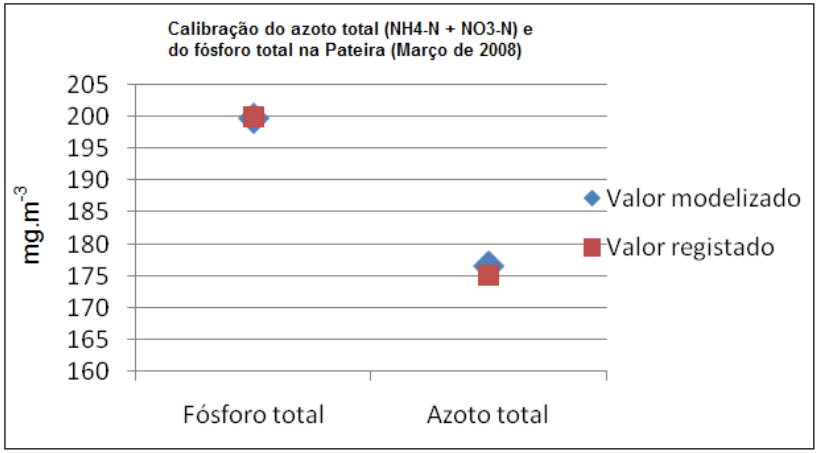

Nitratos e nitritos(Março 2008)
nitrate + nitrite (ugN/L)
distance upstream (Km)
NO3 (ugN/L) data
NO3(ugN/L)
NO3(ugN/L) Min
NO3(ugN/L) Max
Minimum NO3-data
Maximum NO3-data


Fósforo total(Março 2008)
P (ug/L)
3000
2500
2000
1500
1000
500
0
25
20
15
10
5
0
distance upstream (Km)
TP (ugP/L) data
TP
TP Min
TP Max

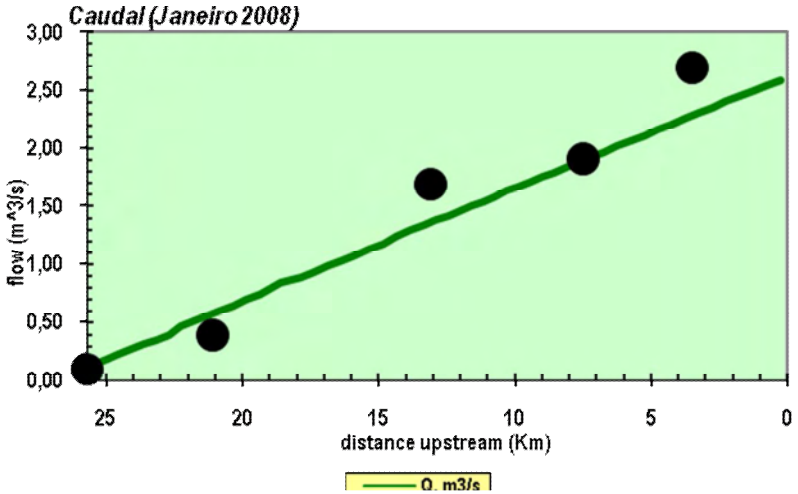

Clorofila-a (Março 2008)
Phyto (ug/L)
70,0
60,0
50,0
40,0
30,0
20,0
10,0
0,0
25
20
15
10
5
0
distance upstream (Km)
Phyto (ugA/L)
Phyto (ugA/L) data
Phyto (ug/L) Min
Phyto (ug/L) Max

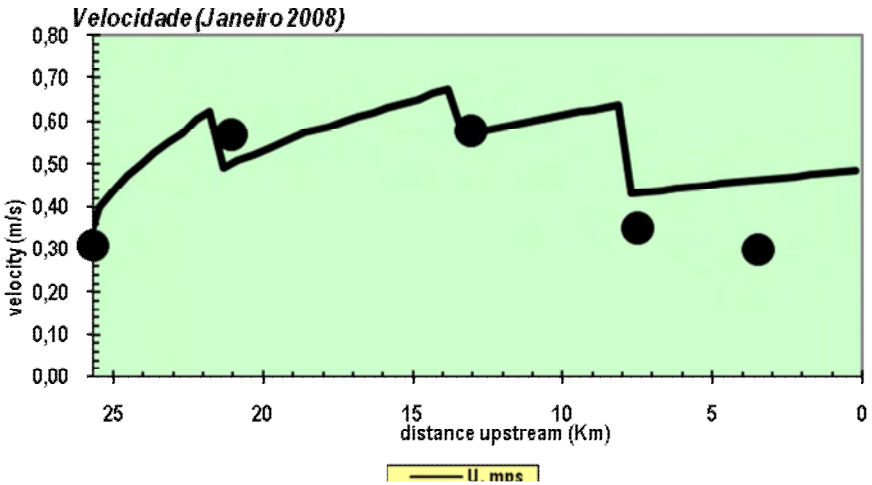

pH (Março 2008)
10,0
9,0
8,0
7,0
6,0
5,0
4,0
3,0
2,0
1,0
0,0
25
20
15
10
5
0
distance upstream (Km)
pH
pH data
pH Min
pH Max
Minimum pH-data
Maximum pH-data
pHsat

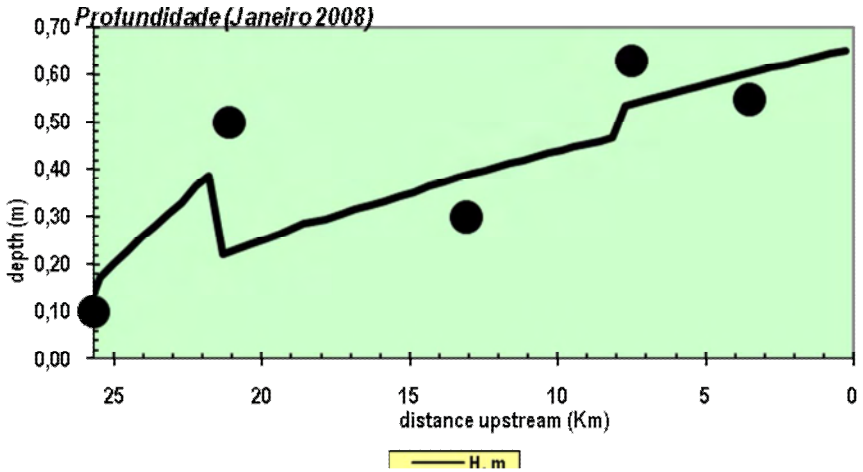

SST(Março 2008)
SST (mg/L)
16,0
14,0
12,0
10,0
8,0
6,0
4,0
2,0
0,0
25
20
15
10
5
0
distance upstream (Km)
TSS (mgD/L)
TSS (mgD/L) data
TSS Min
TSS Max

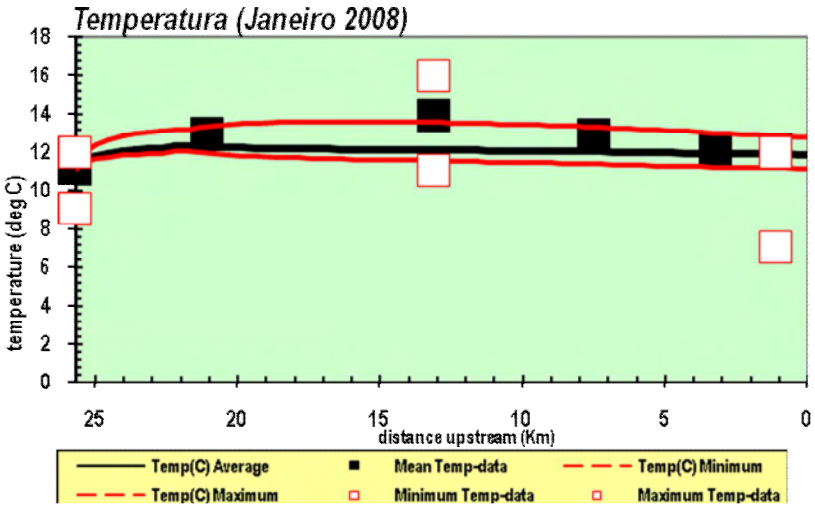

Calibração do azoto total (NH4-N + NO3-N) e do fósforo total na Pateira (Março de 2008)
205
200
195
190
185
180
175
170
165
160
mg.m-3
Valor modelizado
Valor registado
Fósforo total
Azoto total

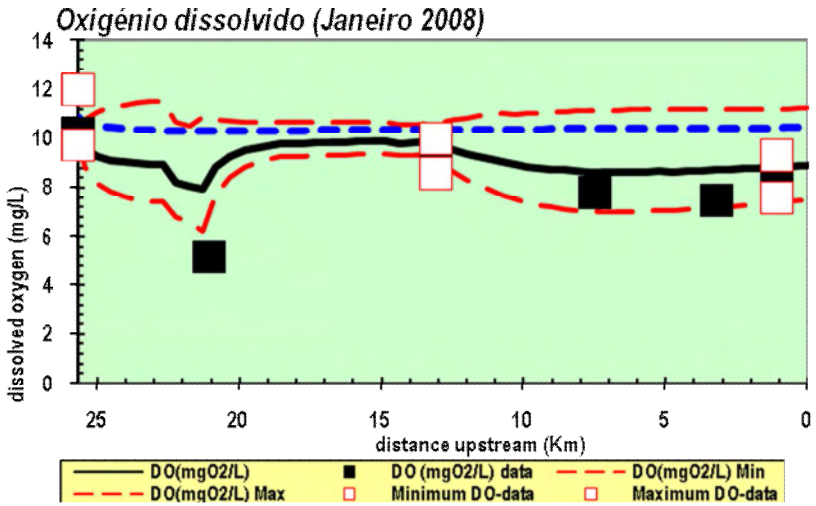
Anexo P: Resultados da validação do modelo QUAL2k e dos modelos utilizados para o fósforo e azoto na Pateira relativamente aos dados de Janeiro de 2008 obtidos por Silva (2008).

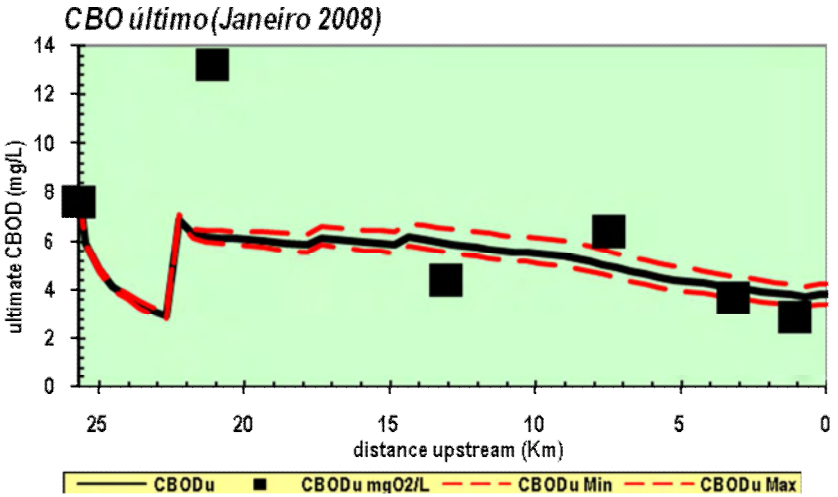


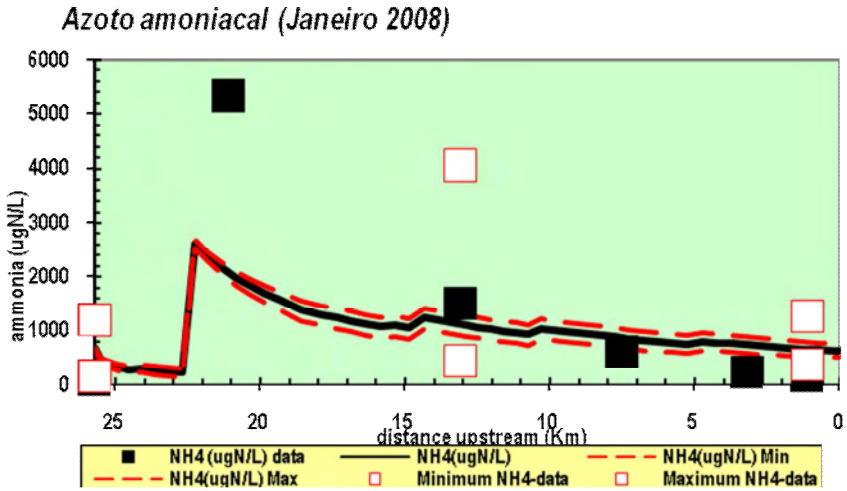


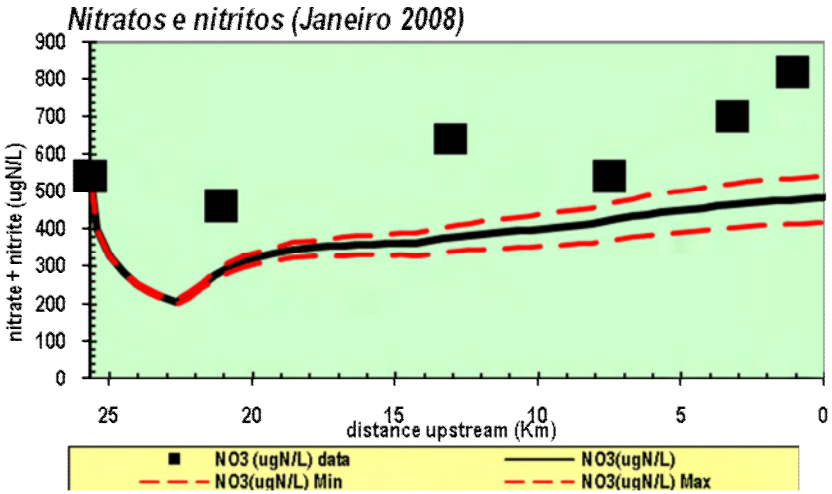


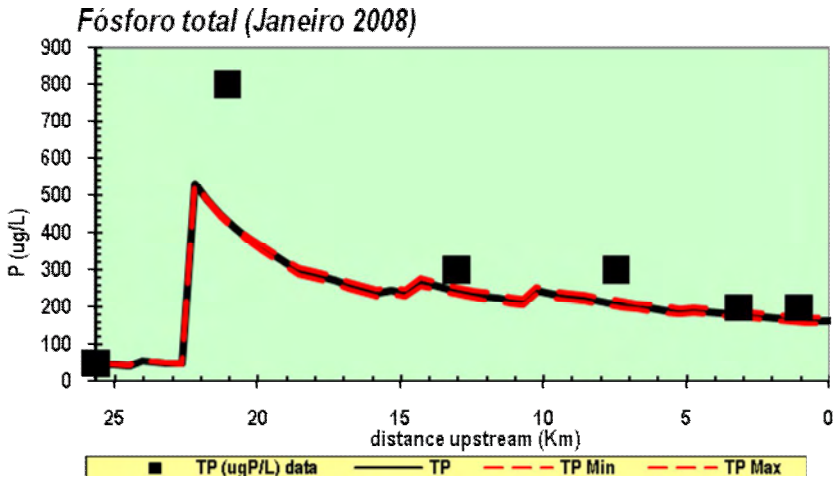


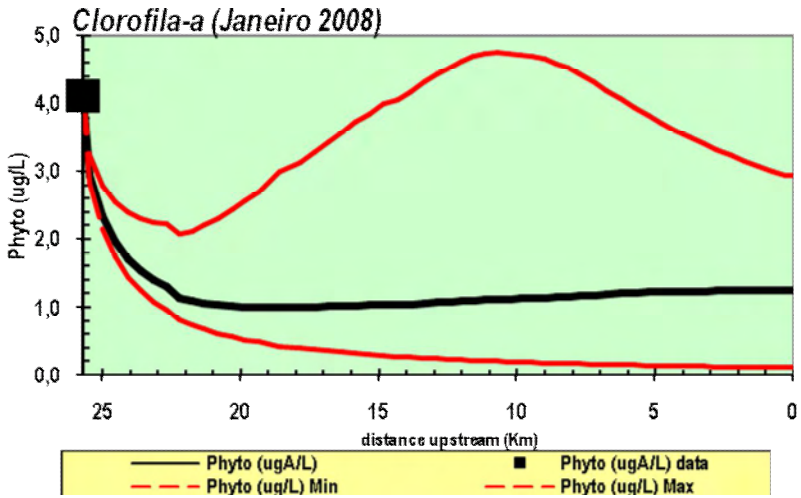

Oxigénio dissolvido (Janeiro 2008)
dissolved oxygen (mg/L)
distance upstream (Km)
DO(mgO2/L)
DO(mgO2/L) Max
DO (mgO2/L) data
Minimum DO-data
DO(mgO2/L) Min
Maximum DO-data

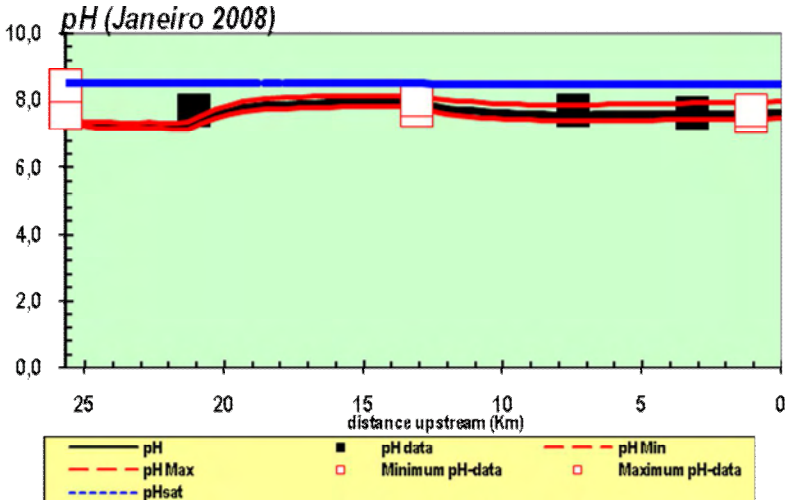

CBO último (Janeiro 2008)
ultimate CBOD (mg/L)
distance upstream (Km)
CBODu
CBODu mgO2/L
CBODu Min
CBODu Max

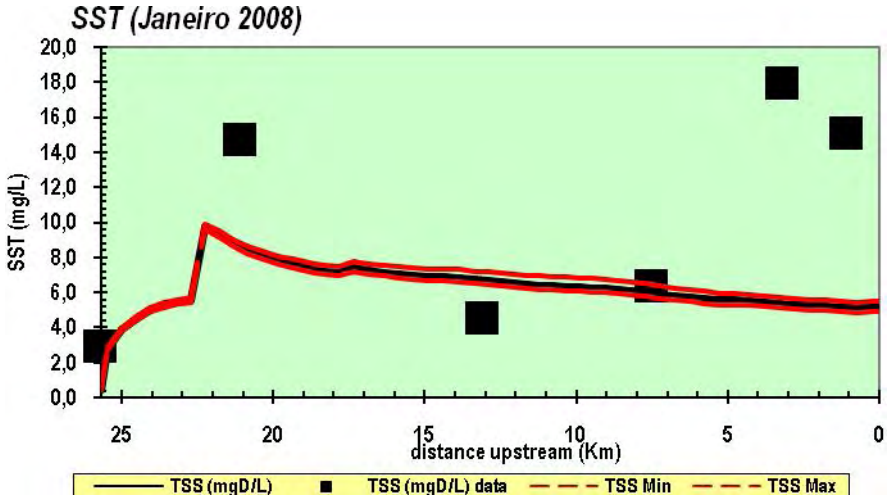

Azoto amoniacal (Janeiro 2008)
ammonia (ugN/L)
distance upstream (Km)
NH4 (ugN/L) data
NH4(ugN/L)
NH4(ugN/L) Min
NH4(ugN/L) Max
Minimum NH4-data
Maximum NH4-data

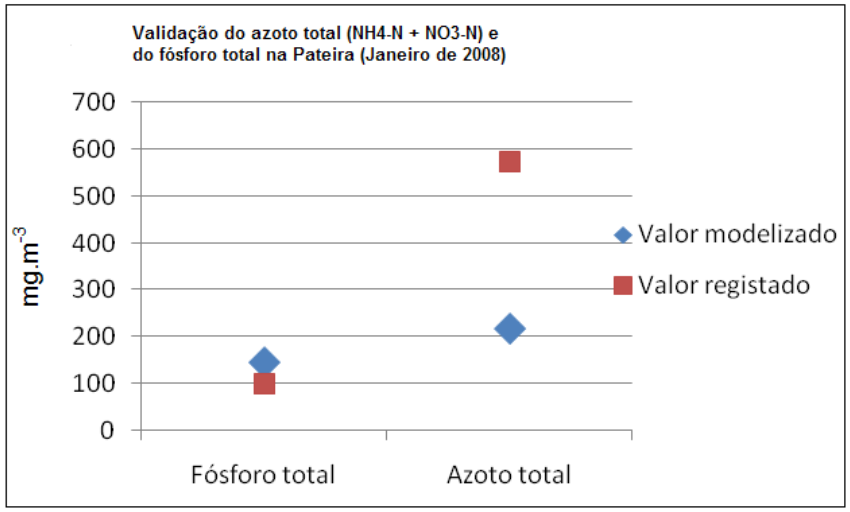

Nitratos e nitritos (Janeiro 2008)
nitrate + nitrite (ugN/L)
distance upstream (Km)
NO3 (ugN/L) data
NO3(ugN/L)
NO3(ugN/L) Min
NO3(ugN/L) Max


Fósforo total (Janeiro 2008)
P (ug/L)
distance upstream (Km)
TP (ugP/L) data
TP
TP Min
TP Max


Clorofila-a (Janeiro 2008)
Phyto (ug/L)
distance upstream (Km)
Phyto (ugA/L)
Phyto (ugA/L) data
Phyto (ug/L) Min
Phyto (ug/L) Max


pH (Janeiro 2008)
distance upstream (Km)
pH
pH data
pH Min
pH Max
Minimum pH-data
Maximum pH-data
pHsat


SST (Janeiro 2008)
SST (mg/L)
distance upstream (Km)
TSS (mgD/L)
TSS (mgD/L) data
TSS Min
TSS Max


Validação do azoto total (NH4-N + NO3-N) e
do fósforo total na Pateira (Janeiro de 2008)
700
600
500
400
300
200
100
0
mg.m-3
Valor modelizado
Valor registado
Fósforo total
Azoto total

Anexo Q - Análise de sensibilidade para a estação de Perrães.

Parâmetro perturbado	% de variação	Velocidade	CBO_5	OD	clorofila-a	NH_4	NO_3	P total	SST	NT
	% de perturbação									
Coeficiente de Manning	50,00	-22,86	-20,32	7,56	74,49	-20,53	11,99	1,06	19,89	-
	-50,00	54,29	40,41	-1,00	-29,22	24,90	-21,78	-1,02	-5,84	-
Taxa de degradação de CBO_5	50	-	-30,93	-0,11	-	0,01	-0,05	0,14	-	-
	-50	-	59,37	1,44	-0,06	-0,03	0,11	-0,24	-	-
Taxa de decantação dos sólidos suspensos inorgânicos	50	-	-	-	0,64	-0,05	-0,04	-	-15,88	-
	-50	-	-	-0,11	-1,47	0,12	0,08	-	41,79	-
Taxa de hidrólise de azoto orgânico	50	-	-	-0,33	-	4,85	3,35	0,01	-	-
	-50	-	-	0,33	-	-6,79	-4,40	-0,02	-	-
Taxa de decantação de azoto orgânico	50	-	-	-0,22	-	2,73	3,23	0,02	-	-
	-50	-	-	0,33	-0,19	-5,19	-5,99	-0,03	-0,18	-
Taxa de oxidação de NH_4	50	-	0,23	-0,67	-0,06	-28,76	16,67	0,14	-	-
	-50	-	-0,23	1,89	0,06	47,12	-31,62	-0,20	-	-
Taxa de desnitrificação	50	-	-	-	-	-	-0,07	-	-	-
	-50	-	-	-	-	-	0,07	-	-	-
Coeficiente de transferência de desnitrificação	50	-	-	-0,11	-	0,12	-20,28	-	-	-
	-50	-	-	-	-	-0,15	31,36	-	-	-
Taxa de hidrólise de fósforo orgânico	50	-	-	-	0,06	-	-	1,41	-	-
	-50	-	-	-	-0,13	-	-	-1,85	-	-
Taxa de decantação do fósforo orgânico	50	-	-	-	-	-	-	-5,22	-	-
	-50	-	-	-	-	-	-	8,24	-	-
Taxa de decantação do fósforo inorgânico	50	-	-	-	-0,19	0,01	0,01	-16,18	-0,18	-
	-50	-	-	-	0,06	-	-	21,61	-	-
Taxa de crescimento máximo específico fitoplâncton	20	-	0,90	6,78	321,80	-13,75	-15,20	2,43	92,43	-
	-20	-	-0,11	-0,89	-45,36	2,38	1,91	-0,23	-13,05	-
Taxa de respiração algal	50	-	-	-0,11	-2,49	0,16	0,09	-0,01	-0,73	-
	-50	-	-	-	2,56	4,72	-0,09	0,01	0,73	-

Taxa de morte algal	50	-	-	-0,11	-5,37	0,28	0,17	-0,04	-1,46	-
	-50	-	-	0,11	5,63	-0,30	-0,17	0,05	1,46	-
Coeficiente de Rearejamento	50	-	-1,35	5,00	-0,06	-0,26	0,27	-0,50	-0,18	-
	-50	-	5,64	-13,67	0,06	1,42	-1,97	1,67	0,36	-
Constante de decaimento de 1ºordem do fósforo (Pateira)	50	-	-	-	-	-	-	-11,67	-	-
	-50	-	-	-	-	-	-	15,22	-	-
Factor atenuação do azoto total (Pateira)	50	-	-	-	-	-	-	-	-	-31,03
	-50	-	-	-	-	-	-	-	-	81,71