



**Instituto Politécnico de Viana do Castelo  
Escola Superior Agrária de Ponte de Lima**

**Qualidade da Água do Rio Estorãos na Área Protegida das  
Lagoas de Bertandos e São Pedro de Arcos**

**Dissertação**

**Mestrado em Gestão Ambiental e Ordenamento do Território**

**Paulo Sérgio Ramos de Araújo Bogas**

**Orientadora: Professora Doutora Isabel de Maria C. G. Mourão**

**Ponte de Lima, 2012**

## **DECLARAÇÃO**

**Nome:** Paulo Sérgio Ramos de Araújo Bogas

**E-mail:** pbogas@gmail.com

**B. I.** 9011115

**Título da Dissertação:**

Qualidade da Água do Rio Estorãos na Área Protegida das Lagoas de Bertandos e São Pedro de Arcos

**Orientadora:**

Professora Doutora Isabel de Maria C. G. Mourão

**Co-Orientador:**

**Designação do Mestrado:**

Mestrado em Gestão Ambiental e Ordenamento do Território

**Ano de Conclusão:** 2012

É AUTORIZADA A REPRODUÇÃO INTEGRAL DESTA TESE APENAS PARA EFEITOS DE INVESTIGAÇÃO, MEDIANTE DECLARAÇÃO ESCRITA DO INTERESSADO, QUE A TAL SE COMPROMETE.

Escola Superior Agrária de Ponte de Lima / IPVC, 31/01/2012

Assinatura:

As doutrinas expressas neste trabalho  
são da exclusiva responsabilidade do autor

## **Agradecimentos**

Este espaço é dedicado àqueles que deram a sua contribuição para que esta dissertação fosse realizada. A todos eles deixo aqui o meu sincero agradecimento.

Em primeiro lugar, agradeço à minha esposa, pelo incentivo, dedicação e amor. Ao meu filho pelo amor e compreensão quando muitas vezes estive ausente, no decorrer deste caminho.

Agradeço à Professora Doutora Isabel Mourão, por ter aceitado orientar a minha tese, pelas notas e recomendações dominantes, de modo a tornar esta dissertação, algo de importante para o meu desenvolvimento pessoal. Ao Professor Doutor Miguel Brito, no apoio e prontidão prestado na análise estatística efectuada.

Agradeço ao meu colega e amigo Eng.º Virgílio Peixoto, responsável pelos laboratórios da Escola Superior Agrária de Ponte de Lima – IPVC, por toda a disponibilidade e facilidade demonstrada no acesso a todos os equipamentos e material de apoio de que necessitei. Da mesma forma, agradeço ao colega Eng.º Carlos Guerra, pelo apoio prestado.

Estou grato ao Professor Doutor Rui Cortes, à Doutora Simone Varandas e à respectiva equipa técnica do Laboratório Hidrobiologia – Departamento Ciências Florestal e Arquitectura Paisagística da UTAD, pelo excelente acolhimento e auxílio na identificação dos Macroinvertebrados bentónicos e pelas importantes dicas e conselhos.

Agradeço, ao Doutor Carlos Antunes e respectiva equipa técnica do Aquamuseu do Rio Minho – Vila Nova de Cerveira, pelo auxílio e informações preciosas na identificação dos Macroinvertebrados bentónicos.

A todos os amigos de turma da Escola Superior Agrária, pelos momentos de descontração, incentivo e amizade.

## **Resumo**

As comunidades dos macroinvertebrados bentónicos são extremamente importantes na estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos, constituindo a base de diversas cadeias tróficas. Além disso, são igualmente determinantes no estudo dos ecossistemas em que habitam, pela capacidade de integrar e reflectir as condições do meio. Devido a estas características têm sido amplamente utilizadas em monitorização e avaliação de qualidade ambiental. O presente estudo teve como principais objectivos comparar a composição das comunidades de macroinvertebrados em diferentes locais de amostragem do Rio Estorãos na Área Protegida das Lagoas de Bertandos e São Pedro de Arcos, assim como o estado físico-químico da água, na perspectiva de avaliar quais os factores que poderão condicionar essas comunidades. Pretendeu-se ainda avaliar a qualidade ecológica desses locais, utilizando diversos índices e inferir sobre o melhor índice (s) a utilizar em avaliações de qualidade ambiental.

Realizou-se uma caracterização da área de estudo, através de um enquadramento geográfico, hidrográfico, topográfico e geomorfológico, da caracterização dos seus habitats e da biodiversidade presente e ainda do uso e ocupação do solo, sua evolução e distribuição. Abordou-se a legislação ambiental em vigor e os bioindicadores da qualidade das águas. A definição da localização das estações e frequência das amostragens, recolha e tratamento das amostras, respectiva identificação taxonómica dos macroinvertebrados, tratamento estatístico de todos os dados recolhidos, análise físico-química e biológicas, tiveram como referência, estudos realizados anteriormente, procedimentos claros e expeditos conforme a Directiva Quadro da Água (DQA), indicações metodológicas e respectivos protocolos do Instituto da Água, assim como, diversa bibliografia da especialidade.

Os resultados indicaram uma boa qualidade da água, em termos médios, com focos pontuais de degradação, associada à densidade populacional e intensificação agrícola. Contudo, será necessário realizar amostragens noutras épocas do ano, nomeadamente nas estações mais secas, com o objectivo de melhor avaliar a qualidade da água e os efeitos da pressão antropogénica neste curso de água. As conclusões e as consequentes acções e recomendações para trabalhos futuros sobre gestão de sistemas fluviais, conduzem à implementação de medidas mitigadoras, quer em termos de ordenamento e planeamento

dos recursos e gestão integrada das actividades, quer em termos de promoção dos habitats e condições naturais associadas.

**Palavras-Chave:** Avaliação ambiental, bioindicadores, macroinvertebrados bentónicos, índices de qualidade da água.

## **Abstract**

The benthonic macro-invertebrate communities are extremely important in the structure and functioning of the aquatic ecosystems, setting up the basic to several trophic chains. Besides, they are also decisive in the study of ecosystems they live in, because of their ability to integrate and reflect the conditions of the environment. Due to these characteristics they have been used in monitoring and evaluation of the environment quality. The main objective of this study was to compare the composition of the benthonic macro-invertebrate communities from different sample-collection locations of the river Estorãos in the Protected Area of Lagoas de Bertandos e São Pedro de Arcos, as well as the physic-chemical water properties, in an attempt to evaluate the conditions that affect those communities. It was also intended to evaluate the ecologic quality of those locations using several biological and physic-chemical indicators, in order to assess those that may be better used in environmental quality evaluation.

The characterization of the site was done using a geographic, hydrographic, topographic and geomorphologic setting. It was characterized its habitats, and the biodiversity present and finally the evolution and distribution of soil use and occupation. It was studied the present environmental legislation as well as the indicators used for water quality evaluation. The definition of the locations and frequency of sample-collection, gathering and management of the samples, taxonomical identification of the macro-invertebrates, statistic analysis, physic-chemical and biological analysis, were done using previous studies methodologies, clear and expeditious procedures in accordance to “Directiva Quadro da Água” (DQA), methodological indications and the respective protocols from the “Instituto da Água”, as well as several other scientific references.

The results indicated that, in general, the water quality was good, with specific focus of water degradation associated to the population density and agricultural intensification. However, it is necessary to conduct sampling in other seasons, especially in drier seasons, in order to better assess water quality and the effects of anthropogenic pressure in the river Estorãos. The conclusions and consequent actions and recommendations to future studies about the management of fluvial systems, lead to the implementation of mitigating measures, either in terms of resources distribution and planning and activities integration, or in terms of promotion of the habitats and natural conditions associated.

**Key-Words:** Environmental evaluation, bio-indicators, benthonic macro-invertebrates, water quality parameters.



## Índice

Agradecimentos .....	i
Resumo .....	ii
Abstract.....	iv
Índice .....	vi
Lista de abreviaturas e símbolos.....	viii
Índice de Figuras .....	x
Índice de Quadros .....	xv
1 - Introdução.....	1
1.1 - Relevância do estudo.....	1
1.2 - Caracterização da bacia hidrográfica do Rio Estorãos.....	6
1.2.1 - A bacia hidrográfica do Rio Estorãos .....	6
1.2.2 - Enquadramento geográfico .....	10
1.2.3 - Caracterização hidrográfica, topográfica e geomorfológica da bacia .....	12
1.2.4 - Caracterização dos habitats e da biodiversidade .....	23
1.2.5 - Evolução e distribuição da ocupação do solo.....	29
1.3 - Legislação ambiental para a água e para as áreas protegidas.....	34
1.4 - Bioindicadores da qualidade da água .....	40
1.5 - Fontes de poluição.....	45
1.6 - Objectivos .....	46
2 - Material e Métodos.....	48
2.1 - Índices de avaliação da qualidade biológica e outras análises .....	48
2.2 - Estações de recolha e frequência das amostras .....	50
2.3 - Recolha, tratamento das amostras e identificação taxonómica.....	58

2.4 - Parâmetros físico-químicos .....	60
2.5 - Parâmetros microbiológicos .....	61
2.6 - Análise de dados e procedimento estatístico .....	61
3 - Resultados .....	77
3.1 - Indicadores biológicos.....	77
3.1.1 - A Comunidade de macroinvertebrados bentônicos.....	77
3.1.2 - Índices biológicos.....	81
3.1.3 - Índice de Diversidade e Equitabilidade.....	84
3.1.4 - Índice de Riqueza .....	89
3.1.5 - Grupos funcionais .....	94
3.2 - Indicadores hidromorfológicos .....	96
3.2.1 - Caracterização e identificação da vegetação ripária .....	96
3.2.2 - Avaliação visual do habitat e índice de qualidade do bosque ribeirinho .....	97
3.3 - Indicadores físico-químicos e microbiológicos.....	99
3.3.1 - Parâmetros físico-químicos .....	99
3.3.2 - Índices de qualidade com base nos parâmetros físico-químicos.....	103
3.4 - Análise estatística dos resultados .....	109
4 - Discussão e conclusões .....	123
Referências bibliográficas .....	127
Anexos.....	135

## Lista de abreviaturas e símbolos

- A27 – Auto-estrada nº 27
- ACP – Análise de Componentes Principais
- ARH – Administração da Região Hidrográfica
- ASPT – Average Score Per Taxon
- AVH – Avaliação Visual do Habitat
- BHREst – Bacia Hidrográfica de Estorãos
- CBO – Carência Biológica do Oxigénio
- CIOs – Chironomidae, Isopoda, Oligochaetas e Simuliidae
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente (Governo Brasileiro)
- CQO – Carência Química do Oxigénio
- DQA – Directiva Quadro da Água
- EN 202 – Estrada Nacional 202
- EN ISO – Norma Internacional
- ENCNB – Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e da Biodiversidade
- EPT – Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera
- IBB – Índice Biótico Belga
- IBF – Índice Biótico de Famílias de Hilsenhoff
- IBMWP – Índice Biological Monitoring Working Party
- IET – Índice de Estado Trófico
- INAG – Instituto Nacional Água
- IPMCA – Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática
- IPVC – Instituto Politécnico de Viana do Castelo
- IQA – Índice de qualidade da água através dos parâmetros físico-químicos
- IVA – Índice de Qualidade das Águas para Protecção da Vida Aquática e da Comunidade Aquática.
- NP – Norma Portuguesa
- NUT – Nomenclatura de Unidade Territorial
- PAC – Política Agrícola Comum
- PDMPPL – Plano Director Municipal de Ponte de Lima
- PNUEA – Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água
- PPLBSPA – Paisagem Protegida das Lagoas de Bertandos e São Pedro de Arcos

QBR – Qualidade do Bosque de Ribeira  
REN – Reserva Ecológica Nacional  
RFCN – Rede Fundamental de Conservação da Natureza  
RQE – Rácio de Qualidade Ecológico  
SIG – Sistema de Informação Geográfica  
SNAC – Sistema Nacional de Áreas Classificadas  
US – Unidades Sistemáticas  
USEPA – Agencia de Controlo Ambiental dos Estados Unidos  
VMA – Valor Máximo Admitido  
VMR – Valor Máximo Recomendado  
W – Oeste; E – Este; SW – Sudoeste; NE – Nordeste  
ZEC – Zonas Especiais de Conservação

## Índice de Figuras

Figura 1.1 – Regiões morfoclimáticas e classes de mineralização em Portugal..	8
Figura 1.2 – Tipos de rios definidos para Portugal Continental.....	9
Figura 1.3 – Localização da bacia hidrográfica do rio Estorãos. ....	11
Figura 1.4 – Carta de localização da Paisagem Protegida das Lagoas de Bertandos e S. Pedro de Arcos e do Rio Estorãos..	11
Figura 1.5 – Distribuição das classes hipsométricas na bacia hidrográfica do rio Estorãos.	12
Figura 1.6 – Perfil longitudinal do principal curso de água do rio Estorãos. ....	13
Figura 1.7 – Panorama da bacia hidrográfica do Rio Estorãos e perfil longitudinal.....	14
Figura 1.8 – Cartografia produzida com base nas unidades geomorfológicas presentes ....	16
Figura 1.9 – Distribuição das classes geomorfológicas na bacia hidrográfica do Rio Estorãos..	16
Figura 1.10 – Carta de declives e respectiva distribuição na bacia hidrográfica do Rio Estorãos..	17
Figura 1.11 – Zonas climáticas homogéneas quanto à precipitação e temperatura para a bacia hidrográfica do rio Estorãos .....	19
Figura 1.12 – Distribuição das zonas climáticas homogéneas da bacia hidrográfica do rio Estorãos..	19
Figura 1.13 – Distribuição das classes litológicas presentes na bacia hidrográfica do rio Estorãos..	21
Figura 1.14 – Cartografia produzida com base nas classes litológicas da BHREst. ....	22
Figura 1.15 – Distribuição da ocupação do solo em função das categorias, no período de 1958 a 2002, em PPLBSPA.....	30
Figura 1.16 – Cartografia gerada para a ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Estorãos. ....	32
Figura 1.17 – Classificação dos macroinvertebrados quanto à tolerância frente a adversidades ambientais. ....	44

Figura 2.1 – Vista panorâmica da bacia hidrográfica do Rio Estorãos. ....	50
Figura 2.1 (b) – O rio Estorãos e as respectivas freguesias. ....	50
Figura 2.2 – Localização dos pontos de amostragem ao longo do Rio Estorãos. ....	51
Figura 2.3 – Ponto de Amostragem 1 (P1 – Pontelha.) ....	52
Figura 2.4 – Tipo de substrato e bosque ribeirinho no Ponto de amostragem P1. ....	52
Figura 2.5 – Ponto de Amostragem 2 (P2 – Ponte de Estorãos). ....	53
Figura 2.6 – Mata ribeirinha e respectivo substrato no local de amostragem P2. ....	54
Figura 2.7 – Ponto de Amostragem 3 (P3 – Souto das Poldras). ....	54
Figura 2.8 – Aspecto geral do substrato e das margens ribeirinhas no local P3 ....	55
Figura 2.9 – Ponto de Amostragem 4 (P4 – Ponte EN 202). ....	55
Figura 2.10 – Aspecto geral das margens e substrato no ponto de amostragem P4. ....	56
Figura 2.11 – Ponto de Amostragem 5 (P5 – Foz). ....	56
Figura 2.12 – Aspecto geral do ponto de amostragem P5 – Foz. ....	57
Figura 2.13 – Rede de amostragem. ....	59
Figura 2.14 – Processo de colheita de macroinvertebrados bentónicos.. ....	59
Figura 3.1 – Número total de indivíduos ( $m^{-2}$ ) observados nas duas datas de recolha, em cada ponto de amostragem. ....	77
Figura 3.2 – Número de indivíduos ( $m^{-2}$ ) em cada uma das datas de recolha, em cada ponto de amostragem. ....	78
Figura 3.3 – Número de indivíduos de cada ordem identificada a 22/10/2010, para os cinco pontos de amostragem. ....	79
Figura 3.4 – Número de indivíduos de cada ordem identificada a 15/04/2011, para os cinco pontos de amostragem. ....	79
Figura 3.5 – Índices IBMWP e IBB e respectivas linhas de tendência, nos cinco pontos de amostragem, para cada uma das datas de recolha. ....	82
Figura 3.6 – Índice ASPT nas datas de recolha e nos cinco pontos de amostragem. ....	84

Figura 3.7 – Índice de diversidade de Shannon-Wiener, para ambas as datas de recolha e respectivos cinco pontos de amostragem.....	85
Figura 3.8 – Índice de equitabilidade de Pielou, para ambas as datas de recolha e respectivos cinco pontos de amostragem. ....	86
Figura 3.9 – Índice de Simpson, para ambas as datas de recolha e respectivos cinco pontos de amostragem. ....	87
Figura 3.10 – Índice de Diversidade de Shannon e Índice de Equitabilidade Pielou na data de recolha 22/10/2010 e nos cinco pontos de amostragem. ....	88
Figura 3.11 – Índice de Diversidade de Shannon e Índice de Equitabilidade Pielou, na data de recolha 15/04/2011 e respectivos cinco pontos de amostragem. ....	88
Figura 3.12 – Índice Biótico de Hilsenhoff (IBF), em cada data de recolha e nos cinco pontos de amostragem. ....	89
Figura 3.13 – Índice de Margalef, ao longo das datas de recolha e respectivos cinco pontos de amostragem.....	90
Figura 3.14 – Índice EPT a 22/10/2010, índice CIOS a 22/10/2010, nos cinco pontos de amostragem.....	91
Figura 3.15 – Índice EPT a 15/04/2011, Índice CIOS a 15/04/2011, nos cinco pontos de amostragem.....	92
Figura 3.16 – Índices EPT e CIOS em percentagem para ambas as datas de recolha e respectivos pontos de amostragem. ....	93
Figura 3.17 – Número de indivíduos, número de taxa, para ambas as datas de recolha e respectivos pontos de amostragem. ....	94
Figura 3.18 – Percentagem de cada grupo trófico funcional a 22/10/2010, em cada ponto de amostragem.....	95
Figura 3.19 – Percentagem de cada grupo tróficos alimentares a 15/04/2011, em cada ponto de amostragem.....	96
Figura 3.20 – Índice de Avaliação Visual do Habitat, Índice de Qualidade do Bosque Ribeirinho, em cada ponto de amostragem. ....	98

Figura 3.21 – Índice IQA e IBMWP, para ambas as datas de recolha e respectivos pontos de amostragem.....	104
Figura 3.22 – Índice IVA, Índice IBMWP, para ambas as datas de recolha e respectivos pontos de amostragem. ....	109
Figura 3.23 – Correlação significativa ( $P < 0,05$ ) da ordem Díptera, com as datas de recolha (a), com a ordem Coleóptera (b), com CBO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (c) e com o cálcio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (d). ....	110
Figura 3.24 – Correlação significativa ( $P < 0,05$ ) da ordem Coleóptera, com os locais de amostragem, pH, CBO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), dureza ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e com o cálcio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) .....	112
Figura 3.25 – Correlação significativa ( $P < 0,05$ ) da ordem Ephemeroptera, com a ordem Heteroptera (a), Plecoptera (b) e com os valores de zinco (c) ( $\text{mg L}^{-1}$ ). ....	113
Figura 3.26 – Correlação significativa ( $P < 0,05$ ) da ordem Trichoptera, com a ordem Aracnídeo.....	114
Figura 3.27 – Correlação significativa ( $P < 0,05$ ) da ordem Heteroptera, com o valor de pH, CBO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e zinco ( $\text{mg L}^{-1}$ ).....	115
Figura 3.28 – Correlação significativa ( $P < 0,05$ ) Plecoptera com o Magnésio ( $\text{mg L}^{-1}$ ). .	115
Figura 3.29 – Correlação significativa ( $P < 0,05$ ) da subclasse Oligochaetas, com os valores do oxigénio dissolvido (DO) (ppm) e com os valores do CBO ( $\text{mg L}^{-1}$ ).....	116
Figura 3.30 – Correlação muito significativa ( $P < 0,01$ ) da ordem Díptera, com a ordem Heteroptera (a) e com os valores de pH (b).....	117
Figura 3.31 – Correlações muito significativas ( $P < 0,01$ ) da ordem Coleóptera, com a ordem Heteroptera, Ephemeroptera e com os valores do Zinco ( $\text{mg L}^{-1}$ ). ....	118
Figura 3.32 – Correlações muito significativas ( $P < 0,01$ ) da ordem Trichoptera, com a ordem Plecoptera (a) e com a ordem Ephemeroptera (b).....	119
Figura 3.33 – Análise de componentes principais (ACP) da distribuição dos macroinvertebrados ao longo do troço estudado do rio Estorãos .....	120
Figura 3.34 – Análise de componentes principais (ACP), classificação dos locais em função da qualidade da água, a 22 de Outubro 2010 (D1), 15 de Abril 2011 (D2), Local 1 (L1), Local 2 (L2), Local 3 (L3), Local 4 (L4) e Local 5 (L5). ....	121



Figura 3.35 – Análise de componentes principais (ACP), distribuição dos macroinvertebrados e suas relações com as variáveis ambientais (físico-químicas). ..... 122

## Índice de Quadros

Quadro 1.1 – Características geométricas da bacia hidrográfica do rio Estorãos. ....	13
Quadro 1.2 – Unidades geomorfológicas presentes na BHREst. ....	15
Quadro 1.3 – Classes de declives. ....	17
Quadro 1.4 – Zonas climáticas homogéneas da bacia hidrográfica do rio Estorãos. ....	18
Quadro 1.5 – Caracterização das unidades geológicas presentes na área da BHREst. ....	20
Quadro 1.6 – Designação das classes de litologia presentes na área da BHREst.....	21
Quadro 1.7 – Formações vegetais da PPLBSPA.....	26
Quadro 1.8 – Biótopos faunísticos. ....	28
Quadro 1.9 – Classificação das classes de terra na BHREst. ....	29
Quadro 1.10 – Distribuição da área segundo as classes de ocupação do solo, em 1995, na PPLBSPA. ....	31
Quadro 1.11 – Distribuição da área segundo as classes de ocupação do solo, em 2000, na PPLBSPA. ....	31
Quadro 1.12 – Evolução da distribuição da área segundo as classes de ocupação do solo, no período de 1995-2000, na PPLBSPA ....	31
Quadro 2.1 – Classificação do Índice de qualidade de água (IQA). ....	70
Quadro 2.2 – Classificação do Estado Trófico para rios segundo o Índice de Carlson.....	72
Quadro 2.3 – Classificação do Índice do Estado Trófico (IET). ....	73
Quadro 2.4 – Classificação do Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática (IPMCA). ....	75
Quadro 2.5 – Cálculo do IVA integrando os valores do IET com os valores do IPMCA... 75	
Quadro 2.6 – Classificação do Índice de Qualidade das Águas para Protecção da Vida Aquática e de Comunidade Aquáticas (IVA). ....	76

Quadro 3.1 – Número total de indivíduos, número de indivíduos de cada ordem e respectiva percentagem, em cada ponto de amostragem, na data 22/10/2010. ....	80
Quadro 3.2 – Número total de indivíduos, número de indivíduos de cada ordem e respectiva percentagem, em cada ponto de amostragem, na data 15/04/2011. ....	81
Quadro 3.3 – Índices de qualidade da água: Biological Monitoring Working Party (IBMWP); Índice Biótico Belga (IBB). ....	81
Quadro 3.4 – Índice de qualidade da água: Índice Average Score Per Taxon (ASPT).....	82
Quadro 3.5 – Classe e cor atribuída a cada ponto de amostragem, em ambas as datas de recolha, através dos índices IBMWP, IBB, ASPT .....	84
Quadro 3.6 – Vegetação ripária predominante nas margens do rio Estorãos, nos cinco pontos de amostragem. ....	97
Quadro 3.7 – Pontuação obtida para o índice Avaliação visual do habitat (AVH). ....	98
Quadro 3.8 – Pontuação obtida para o índice Qualidade do bosque ribeirinho (QBR). ....	98
Quadro 3.9 – Parâmetros químicos e microbiológicos e respectivos VMR, nos cinco pontos de amostragem e nas duas datas de recolha. ....	100
Quadro 3.10 – Parâmetros físico-químicos e respectivos VMR, nos cinco pontos de amostragem e nas duas datas de recolha. ....	101
Quadro 3.11 – Parâmetros físico-químicos e respectivos VMR, nos cinco pontos de amostragem e nas duas datas de recolha (continuação). ....	102
Quadro 3.12 – Parâmetros químicos e respectivos VMR ou VMA, nos cinco pontos de amostragem e nas duas datas de recolha. ....	102
Quadro 3.13 – Índice de qualidade da água (IQA), a 22/10/2010, nos cinco pontos de amostragem.....	104
Quadro 3.14 – Índice de qualidade da água (IQA), a 15/04/2011, nos cinco pontos de amostragem.....	104
Quadro 3.15 – Índice IET, a 22/10/2010, nos pontos de amostragem .....	106
Quadro 3.16 – Índice IET, a 15/04/2011, nos pontos de amostragem .....	106

Quadro 3.17 – Valor e respectiva classificação do índice IVA, a 22/10/2010, nos cinco pontos de amostragem ..... 108

Quadro 3.18 – Valor e respectiva classificação do índice IVA, a 15/04/2011, nos cinco pontos de amostragem. .... 108

# **1 - Introdução**

## **1.1 - Relevância do estudo**

A Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro (Lei da Água), complementada pelo Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março, transpõe para o direito interno a Directiva n.º 2000/60/CE (Directiva Quadro da Água - DQA), do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro (JO L 327, 2000), tem como principal objectivo o estabelecimento de um quadro comunitário para a protecção das águas interiores, de superfície e subterrâneas, das águas de transição e das águas costeiras, com vista à prevenção e redução da poluição dessas águas, à promoção da sua utilização sustentável, à protecção do ambiente, à melhoria do estado dos ecossistemas aquáticos e à redução dos impactos das inundações e das secas. A DQA introduz um novo conceito relativo aos objectivos de qualidade das águas, baseado não nos objectivos humanos de uso da água, mas na protecção dos ecossistemas aquáticos, enquanto elementos integradores do ambiente aquático e avaliados através do seu estado ecológico. Este estado exprime a qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos com base no “desvio ecológico” relativamente às condições de referência, ou seja, às condições sujeitas a pressões antropogénicas pouco significativas.

Os Estados Membros têm a obrigação de classificar o estado das massas de água de superfície, sendo que o estado de uma massa de água é definido em função do pior dos dois estados, ecológico ou químico. De modo a alcançar o objectivo do bom estado de todas as massas de água em 2015 (Artigo 4º, DQA), a DQA requer que as massas de água de superfície atinjam pelo menos o bom estado ecológico e o bom estado químico, sendo a prevenção da degradação do estado das massas de água, outro dos objectivos primordiais desta directiva.

Segundo à Administração da Região Hidrográfica (ARH) do Norte, a implementação/exploração das redes de monitorização das águas costeiras e interiores, assim como a avaliação do estado das respectivas massas de água ao nível das três Regiões Hidrográficas sob a sua jurisdição (RH1 - Minho e Lima, RH2 - Cávado, Ave e Leça e RH3 - Douro). A rede explorada até 2007 tinha como objectivo principal dar cumprimento ao Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, o qual contempla as normas de qualidade aplicáveis a vários tipos de água, nomeadamente águas doces superficiais e subterrâneas destinadas à produção de água para consumo humano, águas doces superficiais para fins

aquícolas – águas piscícolas e águas balneares. A partir de 2007 esta rede iniciou uma série de reestruturações no sentido de dar cumprimento à Lei da Água, implementando inicialmente (2007) a monitorização do estado químico e, mais tarde, em 2009, a monitorização do estado ecológico.

Relativamente à monitorização das zonas protegidas, a Lei da Água determina no artigo 54.º que o respectivo programa de monitorização deve ser complementado pelas especificações constantes de legislação no âmbito da qual tenha sido criada cada uma dessas zonas. As zonas protegidas abrangem, entre outras, captações de água potável (que forneçam mais de 100 m<sup>3</sup> de água por dia), águas com fins piscícolas, águas balneares, aplicando nestes casos as normas estipuladas no Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto. De referir que os programas de monitorização também dão resposta a outras directivas/legislação, nomeadamente o Decreto-Lei n.º 235/97, de 3 de Setembro, alterado pelo Decreto-Lei n.º 68/99, de 11 de Março, que transpõe a Directiva 91/676/CEE, de 12 de Dezembro, relativa à Protecção das Águas contra os Nitratos de Origem Agrícola.

A rede de monitorização da qualidade das águas superficiais foi dimensionada, a partir de 1998, para dar cumprimento à legislação em vigor, nomeadamente ao Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, referido anteriormente. A partir de 2007, e face às exigências da DQA, a rede foi alvo de uma reestruturação, tendo-se iniciado a monitorização do estado químico das águas superficiais. O estado químico, definido através da aplicação de normas estabelecidas a nível Europeu pela Directiva 2008/105/CE, de 16 de Dezembro (JO L 348, 2008), está relacionado com a presença de substâncias químicas no ambiente aquático, que em condições naturais não estariam presentes, ou estariam presentes em concentrações reduzidas, e que são susceptíveis de causar danos significativos para a saúde humana e para a flora e fauna, pelas suas características de persistência, toxicidade e bioacumulação.

Em 2009, a rede foi novamente redimensionada, de modo a incluir a monitorização do estado ecológico em rios e massas de água fortemente modificadas (albufeiras). O estado ecológico traduz a qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos associados às águas de superfície e é expresso com base no desvio ecológico (*rácio de qualidade ecológico*, RQE), relativamente às condições de uma massa de água semelhante em condições consideradas de referência. O estado ecológico de referência é um estado que corresponde à ausência de pressões antropogénicas significativas e sem que se façam sentir

os efeitos da industrialização, urbanização ou intensificação agrícola, ocorrendo apenas pequenas alterações biológicas, físico-químicas e hidromorfológicas. Para a classificação do estado ecológico é considerado avalia-se em primeiro lugar o resultado dos elementos biológicos, em seguida os elementos do estado químico e, finalmente, os elementos hidrogeomorfológicos. De salientar que, numa fase posterior e de acordo com a DQA, este estado ecológico tem ainda de ser conjugado com o estado químico da respectiva massa de água, de onde resulta o estado final da mesma.

Bioindicadores são espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, quantidade e distribuição indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema aquático e sua bacia de drenagem (Callisto & Gonçalves, 2002). A sua utilização permite a avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição. Além disso, o uso dos bioindicadores é mais eficiente do que as medidas instantâneas de parâmetros físicos e químicos (por ex. temperatura, pH, oxigénio dissolvido, teores totais e dissolvidos de nutrientes, etc.), que são normalmente medidos no campo e utilizados para avaliar a qualidade das águas. A Agência de Controlo Ambiental dos Estados Unidos (U.S. Environmental Protection Agency – USEPA) e a Directriz da União Europeia (94C 222/06, 10 de Agosto de 1994) recomendam a utilização de bioindicadores como complemento às informações sobre a qualidade das águas.

Segundo Callisto & Gonçalves (2002), há grupos de espécies directamente relacionados a um determinado agente poluidor ou a um factor natural potencialmente poluente, como por exemplo, altas densidades de *Oligochaeta* (“minhocas da água”) e de larvas vermelhas de *Chironomus*, Díptera, em rios com elevados teores de matéria orgânica. Além disso, são importantes ferramentas para a avaliação da integridade ecológica, condição de “saúde” de um rio, avaliada através da comparação da qualidade da água e diversidade de organismos entre áreas impactadas e áreas de referência, ainda naturais e a montante. Os bioindicadores mais utilizados são aqueles capazes de diferenciar entre fenómenos naturais (por ex. mudanças de estação e ciclos de chuva/seca) e stress de origem antrópica, relacionados com fontes de poluição pontuais ou difusas.

Para utilizar bioindicadores de qualidade da água são necessárias informações, tais como, quais são as comunidades biológicas que devem ser monitorizadas, como monitoriza-las,

efectuar a análise estatística e interpretar os resultados, para além da avaliação dos custos inerentes a todo o processo (financeiro, recursos técnicos, infra-estruturas).

A utilização dos bioindicadores é extremamente útil, especialmente para a avaliação de impactos ambientais decorrentes de descargas pontuais de esgotos domésticos e efluentes industriais. Monitorizando-se as estações de amostragem a montante, no local de lançamento e a jusante da fonte poluidora, pode-se identificar as consequências ambientais para a qualidade da água e saúde do ecossistema aquático.

A composição em espécies e a distribuição no espaço e no tempo dos organismos aquáticos alteram-se pela acção dos impactos. Quanto mais intensos forem, mais pronunciadas serão as respostas ecológicas dos organismos aquáticos bioindicadores de qualidade de água, podendo haver inclusive a exclusão de organismos sensíveis à poluição (como as formas imaturas de muitas espécies de *Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera*) (Callisto et al., 2001a).

Os macroinvertebrados bentónicos são eficientes para a avaliação e monitorização de impactos de actividades antrópicas em ecossistemas aquáticos continentais (Callisto, 2000; Goulart & Callisto, 2003). Muitos organismos bentónicos (*benthos*, do grego, fundo) alimentam-se de matéria orgânica produzida na coluna de água ou daquela proveniente da vegetação marginal que cai no leito dos rios. São importantes componentes da dieta de peixes, anfíbios e aves aquáticas e, por isso, transferem a energia obtida da matéria orgânica morta retida no sedimento para os animais que deles se alimentam. O conjunto de organismos chamados “macroinvertebrados bentónicos” vive no fundo de águas continentais (rios e lagos). Entre eles predominam as larvas de insectos aquáticos, minhocas da água, caramujos, vermes e crustáceos, com tamanhos de corpo superiores a 0,2-0,5 mm (Callisto, 2000).

Os macroinvertebrados bentónicos são bons bioindicadores da qualidade da água porque geralmente permanecem no ambiente, uma vez que vivem desde semanas a alguns meses no sedimento. Por este motivo, a sua monitorização torna-se mais eficiente do que a monitorização baseada apenas na avaliação de parâmetros físicos e químicos (Lenat & Barbout, 1994; Alba-Tercedor, 1996). Um programa de biomonitorização ambiental ideal seria o que integrasse medições físicas, químicas e biológicas, permitindo a caracterização físico-química dos ecossistemas aquáticos de uma bacia hidrográfica e o estudo da



ecologia dos organismos bioindicadores de qualidade da água. O uso destes organismos como bioindicadores é baseado num princípio simples: submetidos a condições adversas, os organismos adaptam-se ou morrem. Portanto, os organismos que vivem num dado ecossistema estão adaptados às suas condições ambientais e por isso devem reflectir o nível de preservação de condições naturais ou as alterações provocadas pela emissão de poluentes ambientais (Hynes, 1974).

Nos últimos anos a qualidade dos recursos hídricos em Portugal tem vindo a sofrer uma acentuada degradação. Para além disso, segundo (Guerra, 2004), acresce o facto de, a nível nacional, existirem diversas insuficiências no âmbito da monitorização da qualidade da água, não pela falta de programas de monitorização mas pela aparente incapacidade em os implementar.

Deste modo, surge então a necessidade de, a nível local e regional, desenvolver programas de acção prática, que possibilitem uma monitorização eficaz das diferentes variáveis antrópica ou naturais, com o objectivo de definir zonas sensíveis para as quais se devem direccionar preferencialmente os esforços de conservação (Guerra, 2004).

Os sistemas aquáticos, juntamente com as bacias que os definem, formam uma unidade indissociável que reflecte todas as alterações resultantes da actividade humana (Cortes et al., 2002). Quando a esta unidade se associam ecossistemas protegidos (habitats de zonas húmidas, por exemplo) a água assume-se como o elemento ambiental central e condutor dos recursos e valores presentes (Alonso et al. 2003a).

Os habitats das zonas húmidas presentes na bacia hidrográfica do rio Estorãos (BHREst) são sistemas naturais complexos, caracterizados por propriedades biológicas, ecológicas e hidrológicas únicas, que proporcionam uma gama de valores e serviços (Guerra, 2004). Apesar da evidente importância dos habitats associados ao ecossistema ribeirinho presente na BHREst, estes estão permanentemente sujeitos a múltiplas pressões impostas pelo meio envolvente. Aglomerados urbanos com deficiências ao nível do saneamento, assim como unidades de extracção, agro-industriais e ainda intervenções pontuais, como florestação, abertura de rede viária e a ocorrência de incêndios, que criam condições propícias à formação de zonas com elevado grau de perturbação. A estas pressões soma-se a agricultura de regadio de carácter intensivo que é praticada essencialmente na parte inferior

da bacia, o que determina a necessidade de uma política de gestão e conservação dos recursos hídricos locais.

O Rio Estorãos é a unidade espacial utilizada neste trabalho, com o objectivo de se fazer um diagnóstico do estado dos ecossistemas fluviais e da qualidade da água e, desta forma, contribuir para a avaliação de eventuais impactes negativos de actividades antropogénicas sobre os ecossistemas aquáticos fluviais da BHREst.

## **1.2 - Caracterização da bacia hidrográfica do Rio Estorãos**

### **1.2.1 - A bacia hidrográfica do Rio Estorãos**

Bacia hidrográfica: a área terrestre a partir da qual todas as águas fluem, através de uma sequência de ribeiros, rios e eventualmente lagos para o mar, desembocando numa única foz, estuário ou delta. (JO L 327, 2000)

Os rios são grupos de massas de água com características geográficas e hidrológicas relativamente homogéneas, consideradas relevantes para a determinação das condições ecológicas (INAG, 2008). O objectivo da definição de diferentes tipos de rios é permitir que sejam correctamente estabelecidas as condições de referência e que sejam comparáveis as classificações de estado ecológico dentro de cada grupo de rios com características semelhantes. Segundo o INAG (2008), na definição da Tipologia para Rios, em Portugal, procedeu-se inicialmente à aplicação do sistema A (Anexo II, DQA; JO L 327, 2000) tendo-se obtido 18 tipos. Estando a generalidade dos tipos representada em todo o território continental, considerou-se que este sistema não traduziria a heterogeneidade ecológica existente, não reflectindo o gradiente climático Norte – Sul, particularmente evidente para a temperatura e precipitação. Nesse sentido foi necessário aplicar o Sistema B (Anexo II, DQA; JO L 327, 2000).

Na aplicação do Sistema B, para além dos factores obrigatórios (altitude, dimensão da área de drenagem, latitude, longitude e geologia), foram seleccionados os factores facultativos, declive médio do escoamento, precipitação média anual, coeficiente de variação da precipitação, escoamento, temperatura média anual, e amplitude térmica média anual. A

altitude, longitude e latitude em conjunto com os factores facultativos permitiram identificar seis regiões morfoclimáticas (fig. 1.1).

As regiões assim definidas evidenciam um gradiente de temperatura, precipitação, escoamento e altitude, existindo a Sul do rio Tejo duas regiões (região 1 e 2) e a Norte do rio Tejo quatro regiões (3, 4, 5 e 6). As regiões de características extremas são a 1 e a 6. A região 1 caracteriza-se por temperaturas mais elevadas e menor precipitação, estando a maior parte contida na bacia do Guadiana. A região 6 localiza-se no Norte de Portugal e engloba regiões de relativamente elevada altitude e elevada precipitação. As restantes regiões formam um gradiente entre estes extremos (INAG, 2008).

No que se refere à geologia, a litologia e as formações geológicas foram agrupadas segundo o seu contributo para a mineralização da água: baixa mineralização, constituída essencialmente por rochas ácidas; média mineralização, constituídas essencialmente por rochas básicas e elevada mineralização, constituídas por rochas sedimentares (fig. 1.1). No estabelecimento dos limites, teve-se ainda em conta os valores de condutividade e dureza da água, as características ecológicas e o continuum fluvial, privilegiando-se a formação de grandes manchas (INAG, 2008).

Relativamente à dimensão da área da bacia de drenagem, foram consideradas as seguintes classes: pequena (10 a 100 km<sup>2</sup>), média (100 a 1000 km<sup>2</sup>), grande (1000 a 10000 km<sup>2</sup>) e muito grande (superior a 10000 km<sup>2</sup>).

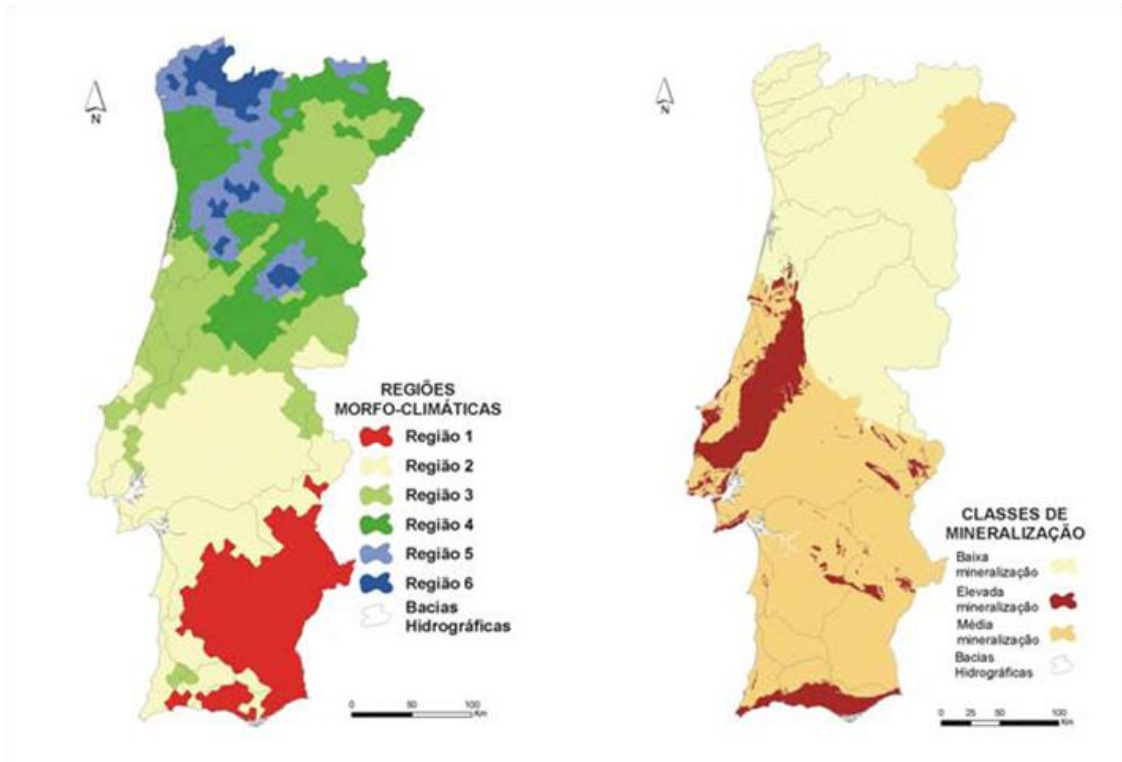


Figura 1.1 – Regiões morfoclimáticas e classes de mineralização em Portugal. Fonte: INAG (2008).

Posteriormente foi considerada a divisão dos tipos de rios do Norte (N 1) e Sul (S 1) de acordo com a dimensão da área de drenagem, separando as pequenas bacias das médias e grandes, dando origem a 15 tipos. Confrontando a distribuição das regiões morfoclimáticas e litológicas (fig. 1.1) com a distribuição dos 15 tipos obtidos, constata-se uma elevada coerência que permitiu ao INAG, considerar a tipologia definida como efectivamente consistente.

Os tipos de rios em Portugal, assim obtidos, resultaram da aplicação do Sistema B com os necessários ajustamentos, de modo a produzirem uma tipologia que permite uma gestão sustentada e eficiente dos recursos hídricos. De realçar, que o resultado obtido resultou de uma validação e ajuste com base nas comunidades biológicas, as quais foram fundamentais para a obtenção da versão final da tipologia de rios nacionais (INAG, 2000 – 2005).

No essencial, os 15 tipos distribuem-se no território em coerência com os gradientes Norte-Sul (decréscimo de altitude, de precipitação, de escoamento e aumento da temperatura) e Este-oeste (decréscimo da precipitação e elevação da temperatura) (fig.1.2).

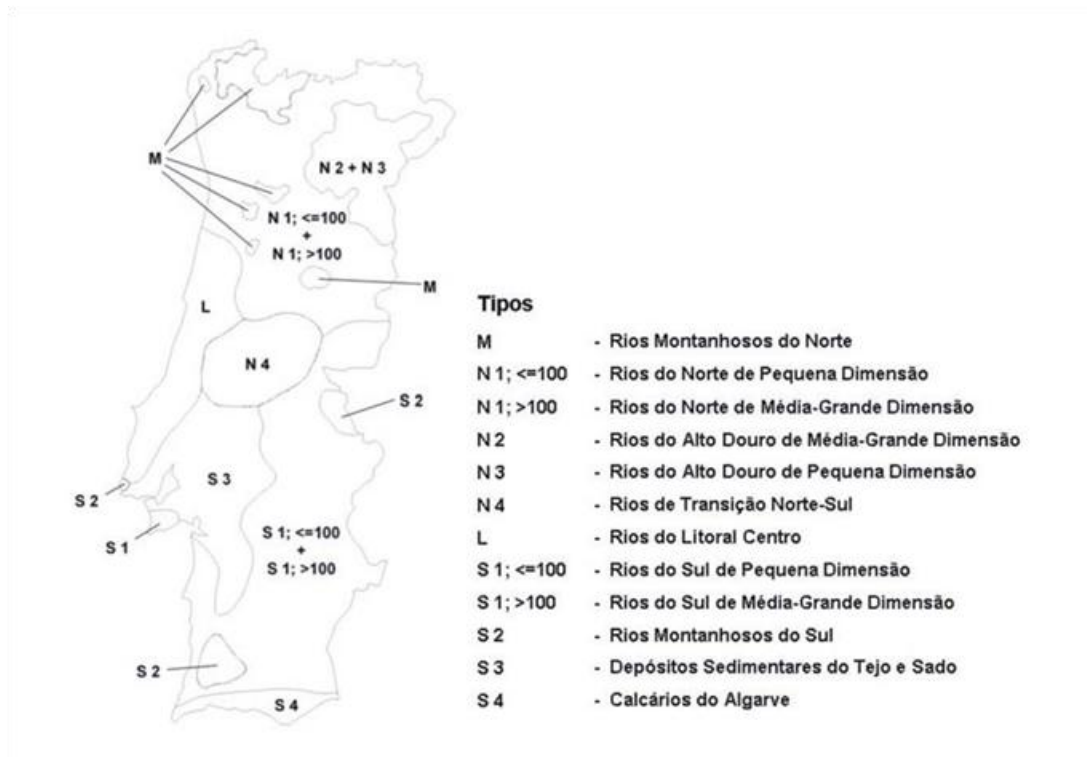


Figura 1.2 – Tipos de rios definidos para Portugal Continental, não estando representados os três tipos dos grandes rios. Fonte: INAG (2008).

O Rio Estorãos enquadra-se na classificação “Rios do Norte de Pequena Dimensão”. Estes rios encontram-se em zonas com temperatura média anual baixa (12 a 13°C, em média) e precipitação média anual relativamente elevada (cerca de 1200 mm, em média), no contexto climático do território de Portugal Continental (INAG, 2008). Os cursos de água encontram-se dispersos por uma vasta gama de altitudes (entre os 200 e 600 m de altitude, distância interquartil), com um valor médio de 413 m. O escoamento médio anual varia de 300 a 800 mm (distância interquartil), enquanto a amplitude térmica do ar e o coeficiente de variação de precipitação, apresentam valores reduzidos (INAG, 2008). No que se refere à litologia, estes rios inserem-se sobretudo em zonas de natureza silíciosa, apresentando baixa mineralização. Este tipo de rios reflecte o clima do Norte do País, com precipitações elevadas e temperaturas baixas, sem atingir os valores extremos que se observam no tipo de Rios Montanhosos do Norte. Semelhantes aos Rios do Norte de Média/Grande Dimensão, diferindo apenas na sua inferior dimensão de área de drenagem (inferior a 100 km<sup>2</sup>) (anexo 1).

### **1.2.2 - Enquadramento geográfico**

A bacia hidrográfica do rio Estorãos (BHREst) localiza-se no distrito de Viana do Castelo, concelho de Ponte de Lima (fig. 1.3) e pertence ao terço inferior da bacia hidrográfica do Rio Lima (fig. 1.4). Em termos fisiográficos, a bacia é delimitada pelas Serra de Arga, Cabração e na parte superior, pelo Monte de Sta. Cristina. A partir dos pontos superiores verificam-se zonas convexas pouco pronunciadas, que definem o início de zonas de elevados declives e vales fechados das linhas de água temporárias que terminam no vale do rio Estorãos (fig. 1.5), que por sua vez, se forma na parte superior da freguesia de Estorãos. Este panorama geral é interrompido pelo aparecimento de pequenas elevações que se formam no seu interior (Alonso et al., 2003a).

A Paisagem Protegida das Lagoas de Bertandos e São Pedro de Arcos (PPLBSPA) faz parte integrante desta bacia, que se localiza no noroeste de Portugal, enquadrando-se administrativamente na região NUT III de Minho-Lima, abrangendo parte das freguesias de Arcos (150,1 ha), Bertandos (105,2 ha), Sá (52,8 ha), Moreira do Lima (16,2 ha), Fontão (13,4 ha), e Estorãos (8,3 ha), cobrindo uma área de escoamento de cerca de 53,8 km<sup>2</sup>. Caracteriza-se essencialmente por ser uma zona húmida continental, dentro da qual se destacam as lagoas de águas doces temporárias de Bertandos e São Pedro de Arcos, o Rio Estorãos e a densa rede de cursos de água e sistemas de drenagem.

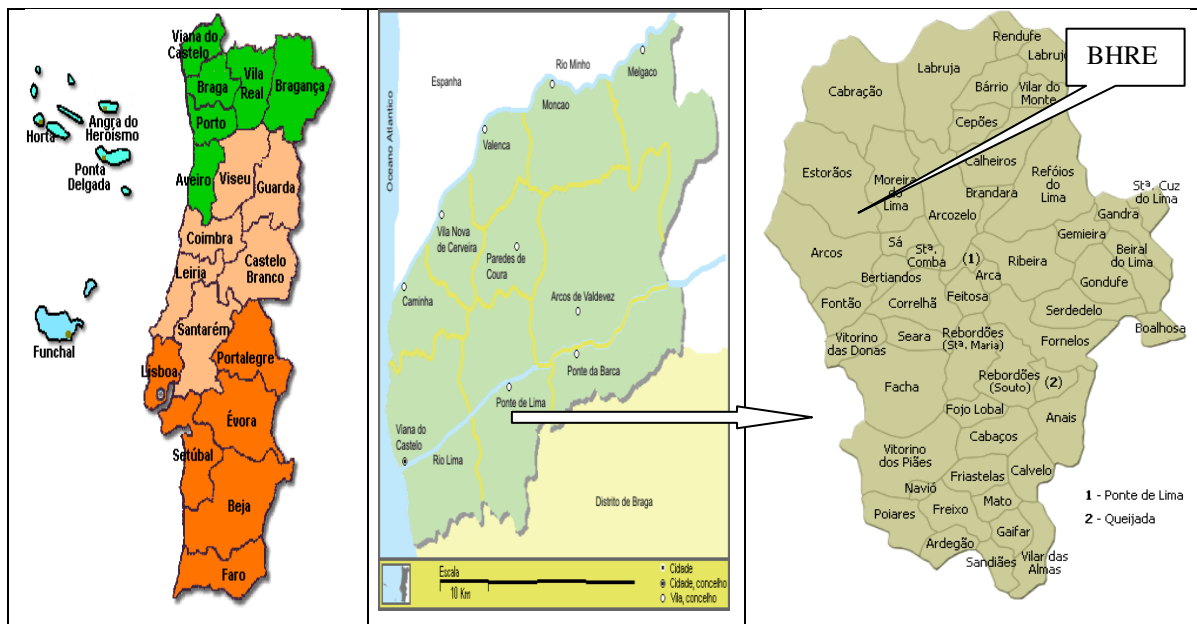


Figura 1.3 – Localização da bacia hidrográfica do rio Estorãos. Fonte: Google Maps; [www.freguesiasdePortugal.com](http://www.freguesiasdePortugal.com)

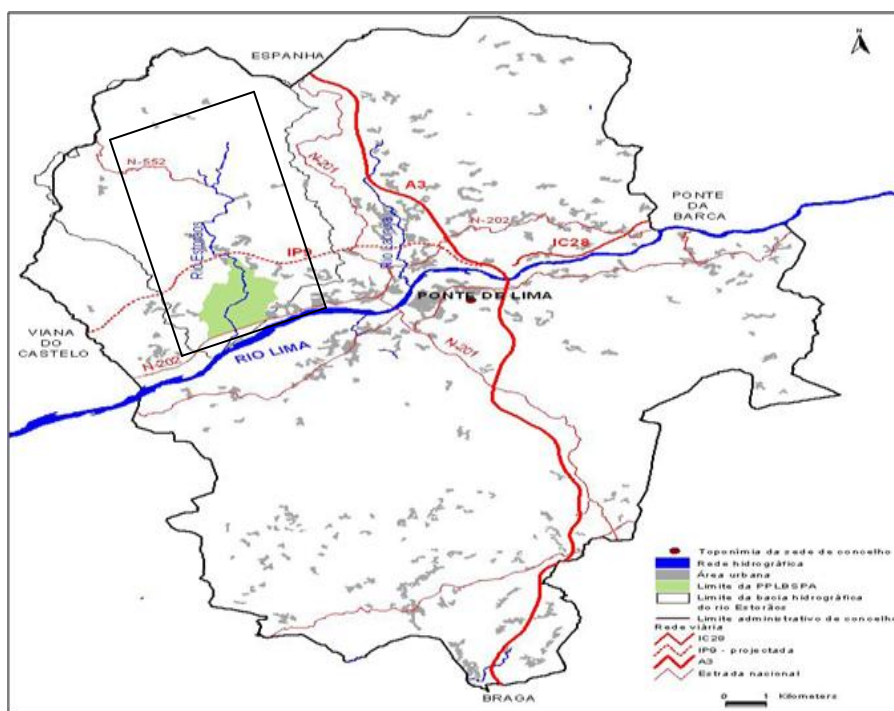


Figura 1.4 – Carta de localização da Paisagem Protegida das Lagoas de Bertandos e S. Pedro de Arcos e do Rio Estorãos, no concelho de Ponte de Lima. Fonte: Alonso et al. (2003a).

### 1.2.3 - Caracterização hidrográfica, topográfica e geomorfológica da bacia

A análise da curva hipsométrica da BHREst (fig. 1.5) revela um declive médio de 11,2% e, relativamente ao perfil longitudinal do rio Estorãos, um valor na ordem dos 2,2%. Ao mesmo tempo, cerca de 26,2% da área total da bacia estende-se até à altitude de 50 m, na qual assenta cerca de dois terços do leito do rio, aproximadamente 9 km, que corresponde à zona de deposição de sedimentos, constituída essencialmente por solos de aluvião e por pequenos bosques de Salgueiros (*Salix sp.*) e Amieiros (*Alnus glutinosa*), sendo aquela que apresenta menor índice de declive, estando por este motivo mais sujeita a inundações (Gomes, 2001). A área acima dos 550 m é menos representativa (4,8%), mas do ponto de vista hidrológico não é menos importante do que a restante, pois é nesta que se observam os maiores declives, trazendo os seus efeitos nefastos associados.

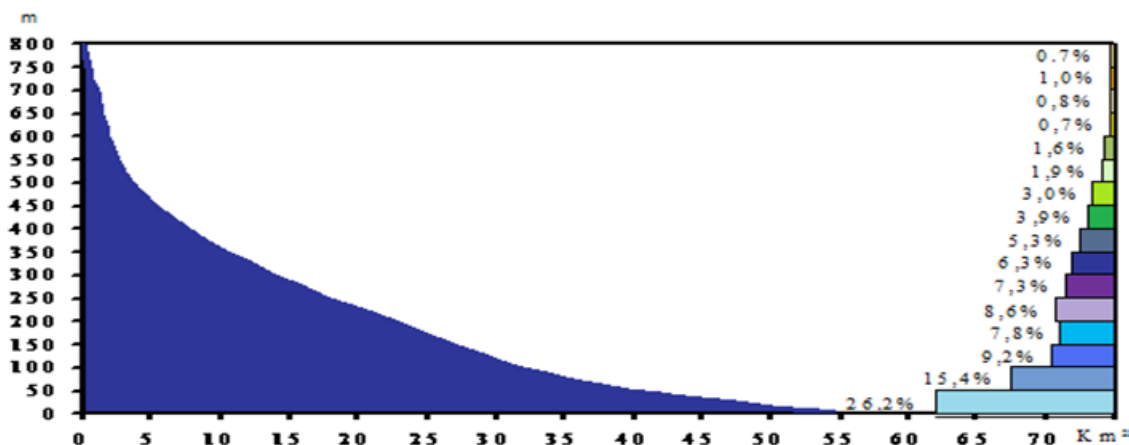


Figura 1.5 – Distribuição das classes hipsométricas na bacia hidrográfica do rio Estorãos. Fonte: Gomes (2001), Adaptado (Carvalho, 2008).

Observando o perfil longitudinal do rio Estorãos, (fig. 1.6 e 1.7) e tendo em conta a curva hipsométrica (fig. 1.5), verifica-se uma zona do rio com cerca de 9 km que se estende até à cota de 50 m, correspondente a uma zona de baixo declive, com uma área de 14,25 km<sup>2</sup> (Oliveira, 2006).



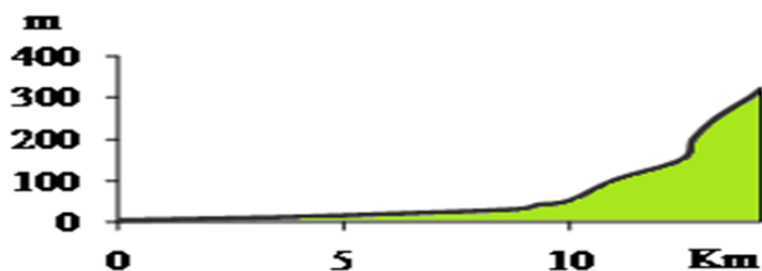


Figura 1.6 – Perfil longitudinal do principal curso de água do rio Estorãos. Fonte: Alonso et al. (2003a).

A bacia do Rio Estorãos tem um percurso médio do escoamento superficial de 0,0646 km, coeficiente de massividade de 3,55 e um coeficiente orográfico 685,15 (Alonso et al., 2003a).

Quadro 1.1 – Características geométricas da bacia hidrográfica do rio Estorãos.

Características	Símbolo	Fonte	Valor
Área total	$A$	Calculado em SIG	53,89 Km <sup>2</sup>
Perímetro da bacia	$P$	Calculado em SIG	37,76 Km
Altura média da bacia	$h_m$	Calculado em SIG	193,3 m
Comprimento do curso de água principal	$L$	Calculado em SIG	14,25 Km
Altitude máxima do curso de água principal	$A_{max}$	Calculado em SIG	50 m
Altitude mínima do curso de água principal	$A_{min}$	Calculado em SIG	5 m
Largura média da bacia	$I$	$I = \frac{A}{L}$	3,82 Km
Coeficiente compacidade	$C_g$	$C_g = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}}$	1,28
Coeficiente de forma	$K_f$	$K_f = \frac{A}{L^2}$	0,27

Adaptado de: Alonso *et al.* (2003a) e Gomes (2001).

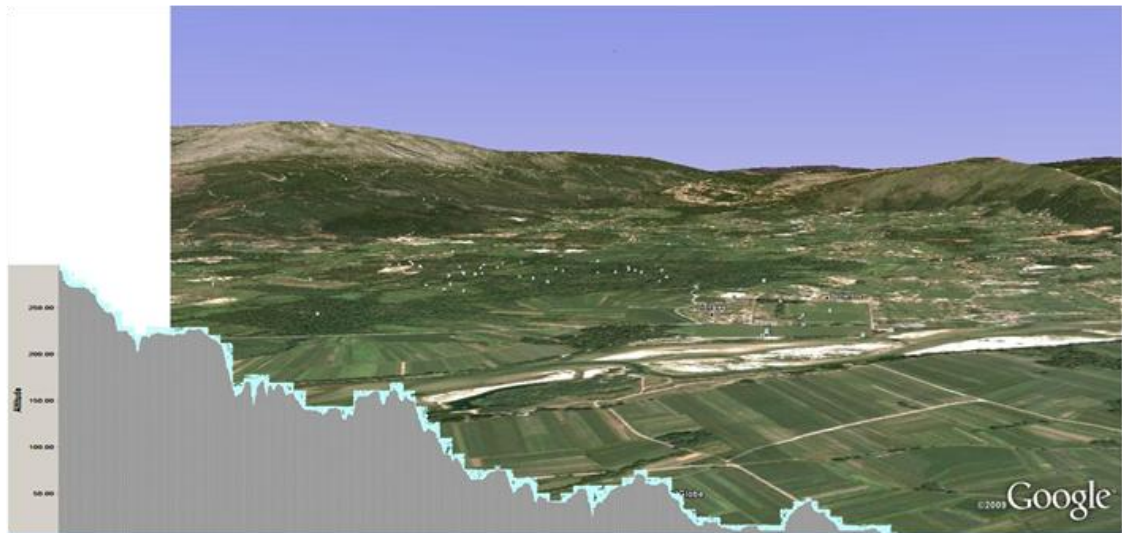


Figura 1.7 – Panorama da bacia hidrográfica do Rio Estorãos e perfil longitudinal. Fonte: Google (2011).

A bacia é representada por uma extensa superfície com relevo muito ondulado ou acidentado [**m**] (47,85%), ou ondulado a muito ondulado [**o**] (22,23%). A zona média e superior da bacia encontra-se associada a declives superiores a 25-30%. Na zona inferior do vale, verifica-se uma grande diversidade de aspectos geomorfológicos (Paredes, 2004).

Segundo Oliveira (2006), destacam-se as áreas com relevo suave [**s**] (16,98%), com o predomínio de situações planas ou plano côncavas, em geral apresentando declives inferiores a 15%. Estes espaços são acompanhados por zonas com pequenos vales de formações coluvionares, com socacos muito generalizados nestas zonas. Nos restantes espaços formam-se vales com aluviões antigos ou recentes e terraços fluviais (fig. 1.8 e 1.9). Em termos específicos, esta área inferior corresponde a um vale de cheia onde se encontram representados vários habitats de zonas húmidas que integram a PPLBSPA.

Na zona inferior de vale, verifica-se uma variação enorme em termos de aspectos geomorfológicos. Estes espaços são acompanhados por zonas de base de encosta, com pequenos vales de formações coluvionares, sendo o terraceamento nestas zonas muito generalizado [**vc-c**]. Nos restantes espaços formam-se vales com aluviões antigos [**va2**] ou recentes [**va1**] e terraços fluviais [**t**] (tabela 2), (Paredes, 2004).

Quadro 1. 2 – Unidades geomorfológicas presentes na BHREst.

<b>Símbolos</b>	<b>Unidades geomorfológicas</b>
va	Fundos de vales aluvionares, planos ou plano-côncavos, com declives de 2-3%, ainda que possam alcançarmos os 5-6%:
Va1 [a]	Correspondendo a aluviões recentes, sujeitos a inundações regulares ou esporádicas, sendo os fluvissoles os dominantes;
va2 [a]	Correspondendo a aluviões antigos, não sujeitos a inundações ou apenas muito esporádicas ou excepcionais; dominam os regossolos e cambissolos.
Vc [c]	Fundos de vales coluvionares (ou colúvio-aluvionares), plano-côncavos ou planos, englobando frequentemente as bases das vertentes e as superfícies aplanadas adjacentes; declives até 3-4%.
t	Terraços fluviais ou marinhos e outras formações de cobertura, em situações aplanadas marginando os cursos de água principais ou na plataforma litoral, com um grau de dissecação limitado mas variável em função da sua idade e posição topográfica.
s	Superfícies de relevo ondulado suave a ondulado em vales, planaltos ou encostas com predomínio de formas plano-côncavas ou planas, com declives em geral inferiores a 15%; incluem frequentemente situações de base de encosta ou de fundos de pequenos vales com formações coluvionares, mas não dominantes; o terraceamento (socalcos) é muito generalizado, abrangendo a maior parte das áreas cultivadas.
o	Superfícies de relevo ondulado ou muito ondulado ou encostas com situações planas ou plano-convexo, com declives dominantes em geral entre 15 e 25-30%; nas áreas graníticas são frequentes os afloramentos rochosos, sobretudo em cabeços e formações convexas; as áreas cultivadas estão terra ceadas com socalcos de largura variável em função do declive das encostas e da altura dos muros de suporte, mas no geral estreito.
m	Superfícies de relevo muito ondulado ou acidentado, com declives dominantes superiores a 25-30%, mas geralmente inferiores a 40-45%: nas áreas graníticas os afloramentos rochosos são muito frequentes; as áreas cultivadas, sempre terra ceadas, tem expressão reduzida e os socalcos são muito estreitos e com muros de suporte altos.

Fonte: Paredes (2004). (adaptado de Agroconsultores e Geometral, 1999).

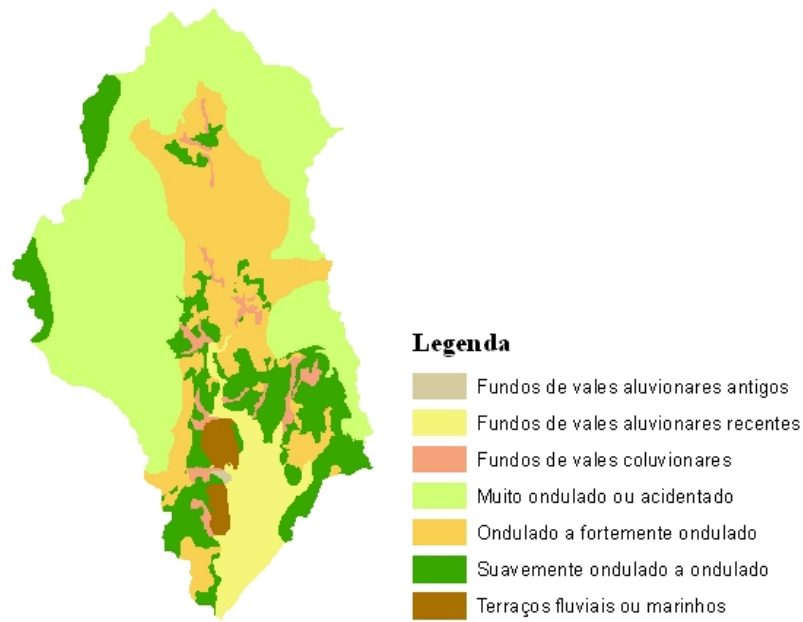


Figura 1.8 – Cartografia produzida com base nas unidades geomorfológicas presentes na BHREst. Fonte: Paredes, 2004

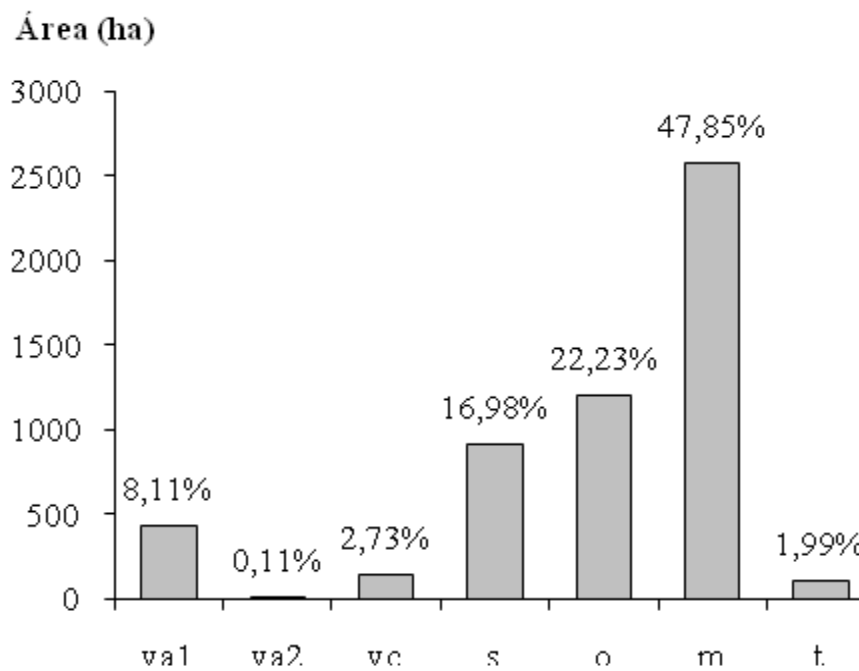


Figura 1.9 – Distribuição das classes geomorfológicas (ha e %) na bacia hidrográfica do Rio Estorãos. Fonte: Paredes (2004).

Por norma na bacia, o decréscimo da altitude correlaciona-se com a diminuição dos declives (quadro 1.3). Estes na sua maioria podem classificar-se de suaves a moderados (fig.1.10), embora nas áreas dos pequenos vales associados as linhas de água temporárias, na parte média e superior da bacia, se verifiquem valores bastante superiores. (Paredes, 2004)

Quadro 1.3 – Classes de declives.

Classes de declives (%)	Classificação
0-5	Zonas planas
5-15	Zonas com declive suave
15-25	Zonas com declive moderado
25-40	Zonas com declive forte
> 40	Zonas com declive abrupto

Fonte: Paredes (2004).

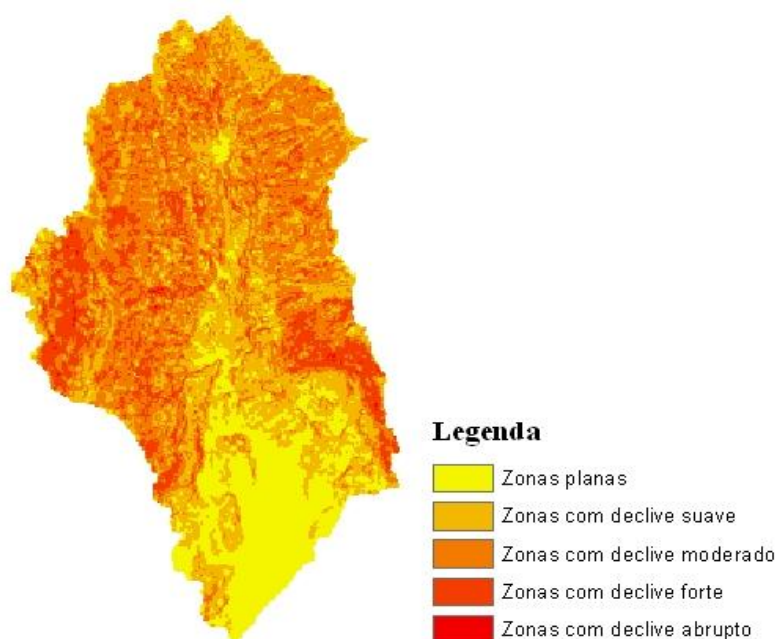


Figura 1.10 – Carta de declives e respectiva distribuição na bacia hidrográfica do Rio Estorãos. Fonte: Paredes (2004).

O clima da bacia hidrográfica do Rio Estorãos é marcado pela integração no terço inferior da bacia hidrográfica do Rio Lima e pela amplitude hipsométrica (5 a 820 m). Este factor, associado à configuração do relevo, determina as variações dos diversos parâmetros climáticos da região que, por sua vez, condicionam tanto o coberto vegetal e as características dos solos, como as actividades e ocupação humana. Este conjunto de condições caracteriza e possibilita a realização de uma zonagem e a identificação de áreas climáticas homogéneas ao longo da bacia hidrográfica (Alonso et. al., 2003c).

A proximidade da área de estudo ao oceano faz com que esta se encontre afectada pelas massas de ar provenientes do Atlântico, no seu deslocamento W-E, sobretudo na estação invernal, carregadas de humidade, e que penetram pelo interior do vale do Rio Lima, em direcção SW-NE. Desta forma, pode-se definir e delimitar cinco zonas aproximadamente homogéneas em relação a dois regimes climáticos (temperatura e precipitação), nomeadamente Terra Temperada Quente (Q), Terra Temperada Quente Atlântica (Qa), Terra Temperada Quente Litoral (Ql), Terra de Transição (T) e Terra Temperada Fria (F) (quadro 1.4 e fig. 1.11 e 1.12) (Paredes, 2004).

Quadro 1.4 – Zonas climáticas homogéneas da bacia hidrográfica do rio Estorãos.

<b>Zona Climática</b>	<b>Temperatura média (°C)</b>	<b>Precipitação média (mm)</b>	<b>Altitude (m)</b>
Terra Temperada Fria (F)	$10,5 < T \leq 12,5$	$> 2000$	600-700 e 900-1000
Terra de Transição (T)	$12,5 < T \leq 14$	1600-2000	400-500 e 600-700
Terra Temperada Quente (Q)	$T > 14$	1600-2000	$< 300-400$
Terra Temperada Atlântica (Qa)	$14 < T < 16 \Delta t < 20$	1600-2000	250-400
Terra Temperada Litoral (Ql)	$14 < T < 16 \Delta t > 20$	1600-2000	$< 250$

Fonte: Paredes, 2004. Adaptado Alonso et al. (2007).

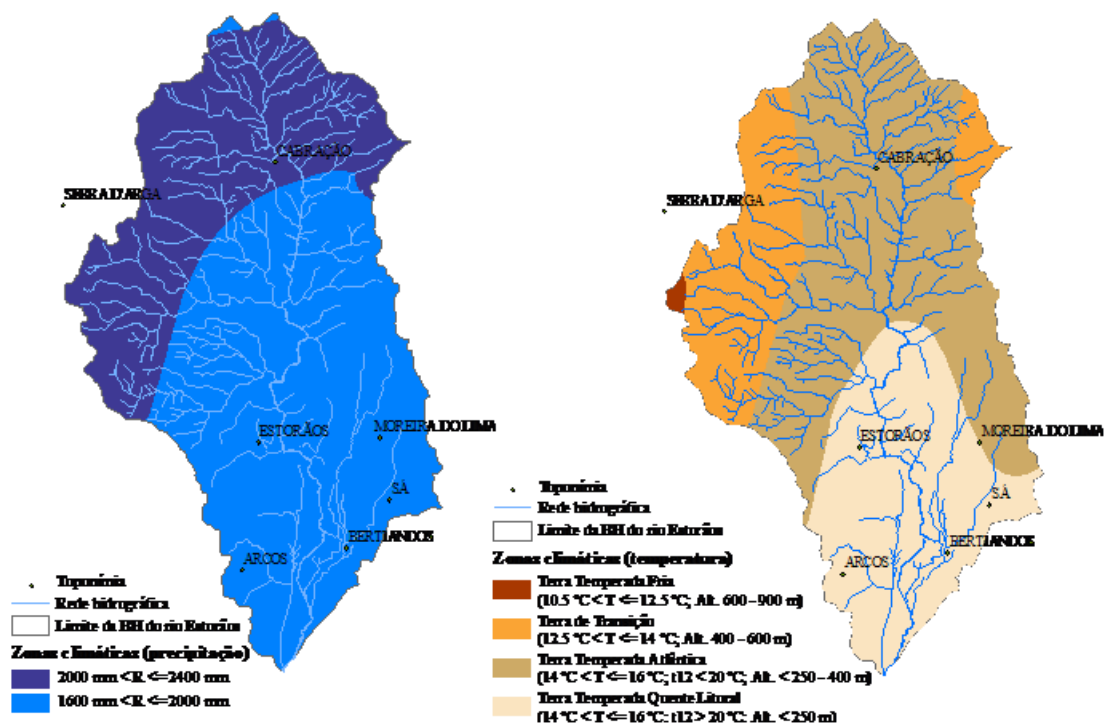


Figura 1.11 – Zonas climáticas homogêneas quanto à precipitação e temperatura para a bacia hidrográfica do rio Estorãos. Fonte: Paredes, 2004

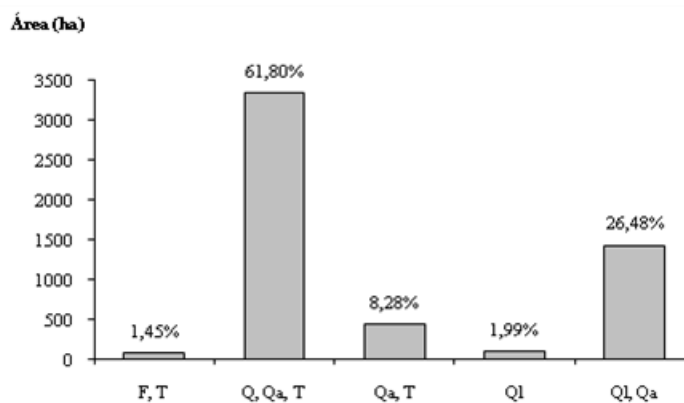


Figura 1.12 – Distribuição das zonas climáticas homogêneas da bacia hidrográfica do rio Estorãos. Fonte: Alonso et al. (2007).

Desta zonagem, predominam as zonas temperadas quentes com marcada influência atlântica (Qa), sendo caracterizadas por uma baixa amplitude térmica anual, altitudes compreendidas entre os 250 e os 400 m e com 20°C de temperatura média do mês mais

quente, assim como, podemos encontrar paralelamente zonas com climas de transição (T), situadas entre os 400-500 m e os 600-700 m de altitude (Alonso et al., 2007).

As formações geológicas da bacia do Rio Estorãos são constituídas maioritariamente por formações de corneanas, xistos andaluzíticos, xistos granatíferos, xistos luzentes, que ocupam uma área de 29,09 km<sup>2</sup> (53,99%), ocorrendo nas zonas média a superior da bacia e são incrustados por filões e massas aplito-pegmatíticos (1,32%) e de quartzo (0,06%). A oeste da bacia, coincidente com a elevação da Serra de Arga, verificam-se rochas eruptivas de granito de grão grosseiro ou médio a grosseiro (Yg) (6,47%). (Paredes, 2004).

Na zona inferior da bacia predominam as rochas eruptivas de granito alcalino de grão médio ou fino a médio (Ym), distribuídas por uma área de 9,54 Km<sup>2</sup>. Por outro lado, na área correspondente à paisagem protegida, predominam os aluviões (A) (9,59%), bem como formações do complexo xisto-granítico (8,78%), verificando-se ainda alguns depósitos de praias antigas e terraços fluviais (Q) (1,22%) (quadro 1.5) (Paredes, 2004).

Quadro 1.5 – Caracterização das unidades geológicas presentes na área da BHREst.

Formações geológicas	Símbolo	Tipologia	(ha)	(%)
Corneanas, xistos andaluzíticos, xistos granatíferos, xistos luzentes	Sa	Paleozóico-Silúrico	2909,57	53,98
Granito de grão médio ou fino a médio	Ym	Rochas eruptivas – Granito alcalino	954,38	17,71
Aluviões actuais	A	Moderno	516,65	9,59
Complexo xisto-granítico	Sa	Paleozóico-Silúrico	472,90	8,78
Granito de grão grosseiro ou médio a grosseiro	Yg	Rochas eruptivas – Granito alcalino	348,78	6,47
Filões e massas aplito-pegmatíticos e pegmatíticos	Yap	Rochas filonianas	70,96	1,32
Depósitos de praias antigas e terraços fluviais	Q	Plistocénico	65,58	1,22
Xistos e grauvaques (Xistos amplitosos)	Sa	Paleozóico-Silúrico	23,59	0,44
Granodiorito de Bertandos	Y?	Rochas eruptivas – Granito monozotico	22,86	0,42
Filões e massas de quartzo	q	Rochas filonianas	3,11	0,06
Xistos andaluzíticos	Xz	Complexo xisto-grauváquico ante-ordocícico e séries metamórficas derivadas	0,37	0,01

Fonte: Alonso et al. (2007).

As formações litológicas apresentam-se em grupos com base nos processos de formação das rochas, enquanto os solos constituem associações de famílias, apresentadas pela unidade taxonómica dominante (quadro 1.6). Na área da bacia, a grande diversidade de



solos presente tem origem xistosa (63,8%), granítica (25,5%), de aluvião (8,1%) e de transição (2,6%) (fig. 1.13 e 1.14) (Paredes, 2004).

Quadro 1.6 – Designação das classes de litologia presentes na área da BHREst.

Formações geológicas	Designação
A	Aluviões recentes
D	Granodioritos e afins
G	Granitos e rochas afins
T	Sedimentos detríticos não consolidados
X	Xistos diversos e rochas afins

Fonte: Paredes, 2004.

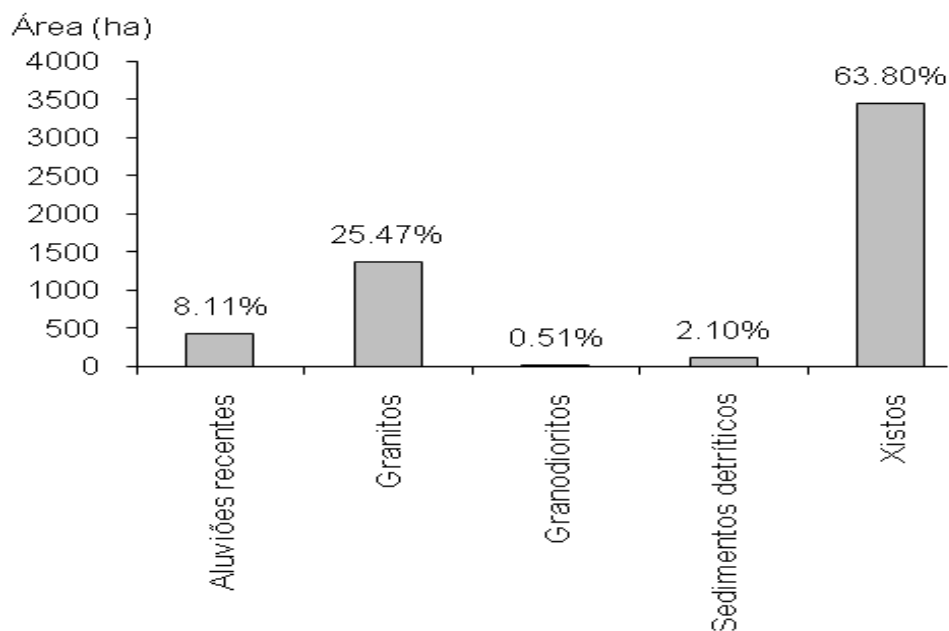


Figura 1.13 – Distribuição das classes litológicas (ha e %) presentes na bacia hidrográfica do rio Estorãos. (Paredes, 2004). Adaptado Simão (2008).



Figura 1.14 – Cartografia produzida com base nas classes litológicas da BHREst. Fonte: (Paredes, 2004, adaptado Simão, 2008).

O principal curso de água da bacia hidrográfica do Rio Estorãos escoar água durante todo o ano através da alimentação contínua do lençol subterrâneo, que não desce abaixo do leito do curso de água, mesmo durante secas severas (Simão, 2008).

A bacia hidrográfica classifica-se em termos de escoamentos globais como Exorreica, pois o escoamento das águas faz-se de modo contínuo até ao mar e relativamente aos padrões de drenagem, pode-se classificar com um padrão Dendrítico, uma vez que o padrão apresenta uma forma arborescente (Christofolletti, 1974) (anexo 2).

#### **1.2.4 - Caracterização dos habitats e da biodiversidade**

O termo «biodiversidade» abarca todos os organismos vivos que se encontram na biosfera e todas as espécies têm um papel a desempenhar. Segundo a Agência Europeia do Ambiente (EEA, 2010), os quatro elementos básicos da biodiversidade são os genes, as espécies, os habitats e os ecossistemas. A preservação da biodiversidade é, portanto, fundamental para o bem-estar humano e para o aprovisionamento sustentável de recursos naturais. Além disso, está estreitamente interligada com outras questões ambientais, como a adaptação às alterações climáticas ou a protecção da saúde humana. A biodiversidade da Europa é fortemente influenciada pelas actividades humanas, nomeadamente a agricultura, a silvicultura e as pescas, bem como a urbanização.

A mesma Agência Europeia do Ambiente refere que, para além dos efeitos directos da conversão e exploração da terra, as actividades humanas como a agricultura, a indústria, a produção de resíduos e os transportes têm efeitos indirectos e cumulativos na biodiversidade, nomeadamente, através da poluição atmosférica, do solo e da água. Há uma grande variedade de poluentes incluindo nutrientes em excesso, pesticidas, micróbios, substâncias químicas industriais, metais e produtos farmacêuticos, que acabam no solo ou nas águas subterrâneas e de superfície (EEA, 2010). Estes conjuntos de poluentes juntam-se a deposição atmosférica de substâncias eutrofizantes e acidificantes, incluindo óxidos de azoto ( $\text{NO}_x$ ), amónio e amónia ( $\text{NH}_x$ ) e dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ). Os seus efeitos nos ecossistemas incluem os danos causados pela acidificação nas florestas e lagos, a deterioração de habitats devido ao enriquecimento com nutrientes e a proliferação de algas causada pelo enriquecimento com nutrientes (EEA, 2010).

A maior parte dos dados europeus relativos aos efeitos dos poluentes na biodiversidade e nos ecossistemas, diz respeito à acidificação e à eutrofização. Em algumas massas de água são de tal magnitude que serão necessárias melhorias significativas para alcançar um bom estado de conservação, tal como definido na Directiva Quadro da Água (DQA).

Para se atingir um bom estado até 2015 nos termos previstos na DQA (JO L 327, 2000; JO L 348, 2008), será de importância vital reduzir os níveis excessivos de nutrientes presentes numa série de massas de água em toda a Europa, bem como restabelecer a conectividade e as condições hidromorfológicas. Os planos de gestão das bacias hidrográficas estabelecidos pelos Estados-Membros nos termos da DQA, que deverão estar operacionais

até 2012, terão de incluir uma série de medidas rentáveis para tratar de todas as fontes de poluição causada por nutrientes. Para esse efeito será igualmente necessário desenvolver esforços políticos específicos no sentido de uma maior integração dos aspectos ambientais na Política Agrícola Comum (PAC). Além do mais, a plena aplicação da Directiva «Nitratos» e o cumprimento das Directivas «Aves» e «Habitats» são acções políticas de enquadramento cruciais para apoiar a DQA (EEA, 2010).

Segundo a Convenção sobre a Diversidade Biológica (EEA, 2010), os ecossistemas de águas interiores continuam a ser submetidos a enormes mudanças, como resultado de múltiplas pressões, e a biodiversidade continua a perder-se mais rapidamente do que em outros tipos de ecossistemas. Os desafios relacionados com a disponibilidade e a qualidade da água multiplicam-se em todo o mundo, com crescentes consumos de água, agravadas por uma combinação de causas: mudanças climáticas, introdução de espécies exóticas, poluição e construção de barragens, colocando mais pressão sobre a biodiversidade da água doce e os serviços que ela presta. Represas, açudes, reservatórios de abastecimento de água e desvios para irrigação e para fins industriais criam, cada vez mais, barreiras físicas que bloqueiam a movimentação e as migrações dos peixes, colocando em perigo ou causando a extinção de muitas espécies de água doce. Espécies endémicas de peixes de uma única bacia tornam-se especialmente vulneráveis às mudanças climáticas. Uma projecção sugere menos espécies de peixes em cerca de 15% dos rios até 2100, somente por causa das alterações climáticas e do aumento da retirada de água (EEA, 2010). A degradação total, das águas interiores e dos serviços que prestam, lança incerteza sobre as perspectivas para a produção alimentar dos ecossistemas de água doce. Isso é importante, porque cerca de 10% da pesca na natureza são relativos às águas interiores, e muitas vezes compõem grandes fracções de proteína dietética para as comunidades ribeirinhas ou de lagos (EEA, 2010).

A PPLBSPA possui um conjunto de habitats, incluídos no Anexo I da Directiva Habitats, dos quais se destacam os Cursos de água mediterrânicos permanentes *Paspalo-Agrostidion* e margens arborizadas de *Salix* e *Populus alba*, Floresta galeria com *Salix alba* e *Populus alba* e Turfeiras de cobertura das terras baixas, sendo que o último exemplo é classificado como um habitat prioritário.

A conjugação dos vários factores ambientais, destacando-se a densa rede de cursos de água e sistemas de drenagem tradicionais, associados à ocupação agrícola são propícios à existência de uma grande diversidade de espécies faunísticas e florísticas. Esta diversidade espacial traduz-se num mosaico de habitats com elevadas relações de interdependência. As zonas sujeitas a encharcamento temporário estão normalmente associadas à grande diversidade de espécies florísticas, enquanto aquelas que se encontram sujeitas a encharcamento permanente constituem habitat propício para a avifauna (Beja, 2008).

Em relação à flora, convém realçar que se podem encontrar nesta zona espécies pouco comuns a outros locais, dado o habitat específico da zona. A lista de espécies vegetais presentes na área da Paisagem Protegida das Lagoas de Bertandos e São Pedro de Arcos contabilizou 508 espécies (Beja, 2008). Nomeadamente algumas espécies raras e ameaçadas, que conferem grande valor florístico à área. Entre as espécies presentes na área de estudo, pode-se destacar *Rhynchospora modesti-lucennoi* como a mais relevante, já que ocupa uma área muito reduzida dentro da Paisagem Protegida, e é considerada globalmente rara e ameaçada, devido à crescente perturbação e destruição das zonas húmidas. Igualmente de destacar é *Carex vesicaria*, que encontra nas Lagoas de Bertandos a única população conhecida em território português. *Laserpitium prutenicum subsp. Dufourianum*, *Genista ancistrocarpa* são também espécies importantes dos ponto de vista da conservação, com populações muito reduzidas e localizadas, uma grande dependência de certos habitats e apresentando vários graus de endemismo. De menor importância que as espécies anteriores, mas pela sua raridade e/ou grau de endemismo são ainda de destacar *Succisa pinnatifida*, *Narcissus triandrus* e *Utricularia australis* e *Ruscus aculeatus* (Beja, 2008).

Em termos de comunidades vegetais, os bosques higrófilos, as pastagens húmidas, as áreas das lagoas, as galerias ripícolas e os pinhais são as comunidades mais importantes na área. A flora e vegetação constituem alguns dos elementos mais importantes da Paisagem Protegida das Lagoas de Bertandos e São Pedro de Arcos em termos de valores naturais. A valoração da vegetação foi obtida através da raridade, estado de conservação, grau de ameaça e nível de singularidade de cada habitat, assim como a sua presença e representatividade na Directiva Habitats (quadro 1.7).

Quadro 1.7 – Formações vegetais da Paisagem Protegida das Lagoas de Bertandos e São Pedro de Arcos. Para cada formação são referidas as suas características principais e é atribuído um nível de relevância.

Relevância	Formações vegetais	Características
Alta	Bosques higrófilos	Inclui diversos <i>habitats</i> da Directiva, alguns deles prioritários (91E0, 4020), e espécies raras e ameaçadas.
	Pastagens	Incluem vários <i>habitats</i> da Directiva, com destaque para os urzais-tojais higrófilos (4020), e os juncais e prados de <i>Molinia caerulea</i> (6410).
	Lagoa de Bertandos	Ocorrência de <i>habitats</i> da Directiva e da única população portuguesa conhecida de <i>Carex vesicaria</i> .
	Lagoa de São Pedro de Arcos	Ocorrência de algumas particularidades florísticas, designadamente <i>Potamogeton polygonifolius</i> . Habitat potencial de <i>Baldellia alpestris</i>
Média	Pinhais	Ocorrência de urzais-tojais (4030pt2), e de endemismos ibéricos
	Galerias ripícolas	Correspondência perfeita com <i>habitats</i> da Directiva (91E0pt1, 6430pt2)
	Áreas agrícolas	Comunidades no global pouco interessantes, mas cuja proximidade com linhas de água, pode apresentar alguns elementos com interesse para conservação

Fonte: Plano de Ordenamento da Paisagem Protegida das Lagoas de Bertandos e São Pedro de Arcos (Beja, 2008).

A fauna de vertebrados da PPLBSPA tem uma riqueza e diversidade assinaláveis, apesar de se tratar de uma área pequena. Assim, já foram registadas 9 espécies de peixes dulciaquícolos ou migradores, 13 de anfíbios, 11 de répteis, 41 de mamíferos e 144 de aves. Existe um grande desconhecimento acerca da fauna de invertebrados, existindo apenas dados que confirmaram a presença de 57 famílias de invertebrados bentónicos e de 60 espécies de Lepidópteros. Em termos de vertebrados terrestres e dulciaquícolos, foram identificadas 25 espécies com elevada prioridade de conservação, incluindo cinco peixes dulciaquícolos, seis anfíbios, dois répteis, cinco aves e sete mamíferos (Beja, 2008).

A maioria das espécies prioritárias está associada às zonas húmidas da Paisagem Protegida, nomeadamente aos cursos de água, às galerias ripícolas e aos bosques higrófilos. No total, 22 das 25 espécies de grande prioridade de conservação estão, em maior em menor grau,

dependentes dos biótopos mencionados. São de destacar também as lagoas e pastagens húmidas (Beja, 2008).

Para os invertebrados, não foi possível estabelecer prioridades claras de conservação, devido à escassez de conhecimentos existentes sobre a maioria das espécies, havendo apenas alguma informação disponível para as famílias de invertebrados bentónicos e para espécies da Ordem dos Lepidópteros, Classe Insecta tendo sido detectadas 11 espécies com um estatuto de moderadamente ameaçadas (Lancaster, 2008; Beja, 2008). Sendo um dos objectivos deste estudo, contribuir com informação necessária para melhorar esta situação.

As comunidades vegetais presentes na PPLBSPA foram tipificadas em termos de biótopos faunísticos, os quais foram posteriormente valorados em função da ocorrência das espécies de vertebrados de conservação prioritária (quadro 1.8). Dos biótopos presentes na área, os cursos de água, as galerias ripícolas e os bosques higrófilos, foram classificados na categoria de excepcional, sublinhando a sua importância como área de reprodução, alimentação e refúgio para um elevado número de espécies. Também reconhecidamente importantes para a fauna, embora classificados com a categoria de alta relevância, foram classificadas as lagoas e pastagens húmidas. A relevância dos restantes biótopos foi classificada como média ou baixa, devido a não lhes estar associado um grande número de espécies prioritárias (Beja, 2008).

Quadro 1.8 – Biótopos faunísticos. Para cada biótopo são referidos, o nível de relevância e as principais espécies associadas.

Relevância	Biótopos	Características
Excepcional	Cursos de água	Importantes para elevado número de espécies, como zonas de alimentação, reprodução e refúgio.
	Galerias ripícolas	
	Bosques higrófilos	
Alta	Lagoas	Importante como zona de refúgio para a Avifauna aquática, bem como muitas outras espécies de morcegos e mamíferos.
	Pastagens húmidas	Especial relevância para anfíbios, aves e mamíferos.
Média	Zonas agrícolas	Importantes para uma variedade de espécies como o leirão e a lagartixa.
Baixa	Eucaliptal	Mais humanizados. Escassa utilização por espécies prioritárias da fauna.
	Pinhais	
	Zonas urbanas	

Fonte: Plano de Ordenamento da Paisagem Protegida das Lagoas de Bertandos e São Pedro de Arcos (Beja, 2008).

A Paisagem Protegida é uma área importante para a conservação da biodiversidade aos níveis regional, nacional e mesmo internacional, no caso de algumas espécies e habitats específicos. Essa importância relaciona-se principalmente com a presença de uma diversidade de biótopos associados a uma zona húmida continental, aos quais estão associados habitats e espécies de conservação prioritária.

As duas lagoas são um dos valores mais importantes da Paisagem Protegida, contribuindo simultaneamente para a conservação de habitats e espécies faunísticas muito ameaçadas e para a valorização socioeconómica. Também são fundamentais em termos de conservação, o Rio Estorãos e os cursos de água da Paisagem Protegida, por serem essenciais para algumas espécies de conservação prioritária, mas também devido à sua importância no que diz respeito aos recursos hídricos da região. Em termos de comunidades vegetais, os bosques higrófilos, as pastagens e a lagoa de Bertandos são as comunidades mais importantes na área, sendo que as duas primeiras incluem dois habitats prioritários ameaçados (habitats 91E0pt2, 4020pt2), quer a nível local quer global (Beja, 2008).



### 1.2.5 - Evolução e distribuição da ocupação do solo

A ocupação e uso do solo resultam das opções e acções humanas, das políticas de âmbito sectorial e territorial, sempre limitadas pelas condições naturais. Nas áreas rurais as actividades agro-florestais continuam a ter uma representação espacial e importância central no funcionamento destes territórios. A natureza dos usos e a (des) continuidade espacial da acção contribuem para a localização, a dimensão e a intensidade de impactes ambientais, em particular sobre as componentes solo e água (Alonso et al., 2003).

Na bacia hidrográfica do Rio Estorãos, a grande diversidade de condições naturais e as formas de uso humano definem ecossistemas com elevado valor e raridade ambiental, reconhecidas pela existência de diversas figuras de protecção e ordenamento regional, nacional e comunitárias. Esta diversidade de condições agro-ecológicas resulta da sua amplitude hipsométrica (5 a 820 m, fig. 1.6) e a ocupação e uso do solo, definem a matriz rural deste território. Relativamente aos tipos de uso do solo, as classes de terra na BHREst, foram definidas do seguinte modo: (quadro 1.9), (Alonso et al. 2003).

Quadro 1.9 – Classificação das classes de terra na BHREst.

Categoria	Classe	Descrição
A	A1	Com milho para forragem ou grão e prado invernal para forragem
	A2	Culturas anuais com culturas permanentes em bordadura
	A3	Culturas anuais de sequeiro (pastagens)
	A4	Culturas anuais de regadio
	A5	Cultura anual com floresta de bordadura
	A6	Sistemas culturais e parcelares complexos
U	U1	Área urbana
F	F1	Para exploração florestal com espécies de crescimento rápido (folhosas)
	F2	Para exploração florestal com espécies folhosas/resinosas
	F3	Para exploração florestal com espécies de resinosas
	F4	Exploração de eucaliptos
I	I1	Incultos
	I2	Pastagens naturais
	I3	Área ardida

Fonte: Alonso et al. (2003).

No período de 1958 a 2002 a expansão das pequenas áreas urbanas foi acompanhada por uma diminuição da área de agricultura mas, acima de tudo, pelas transferências de espaço entre as duas classes mais representativas, os incultos e as áreas florestais (Alonso et al. 2003). O aumento da área florestal, de 1958 e 1990, devido à instalação de povoamentos

privados e de florestação dos baldios pela Direcção Geral das Florestas, é contrariado por uma diminuição na última década, devido a incêndios periódicos e cortes em povoamentos que atingiram entretanto a idade adequada para o efeito (fig. 1.15). As áreas que apresentaram uma maior estabilidade de ocupação foram os espaços agrícolas, embora tenha ocorrido um aumento significativo dos espaços urbanos (Alonso et al., 2003).

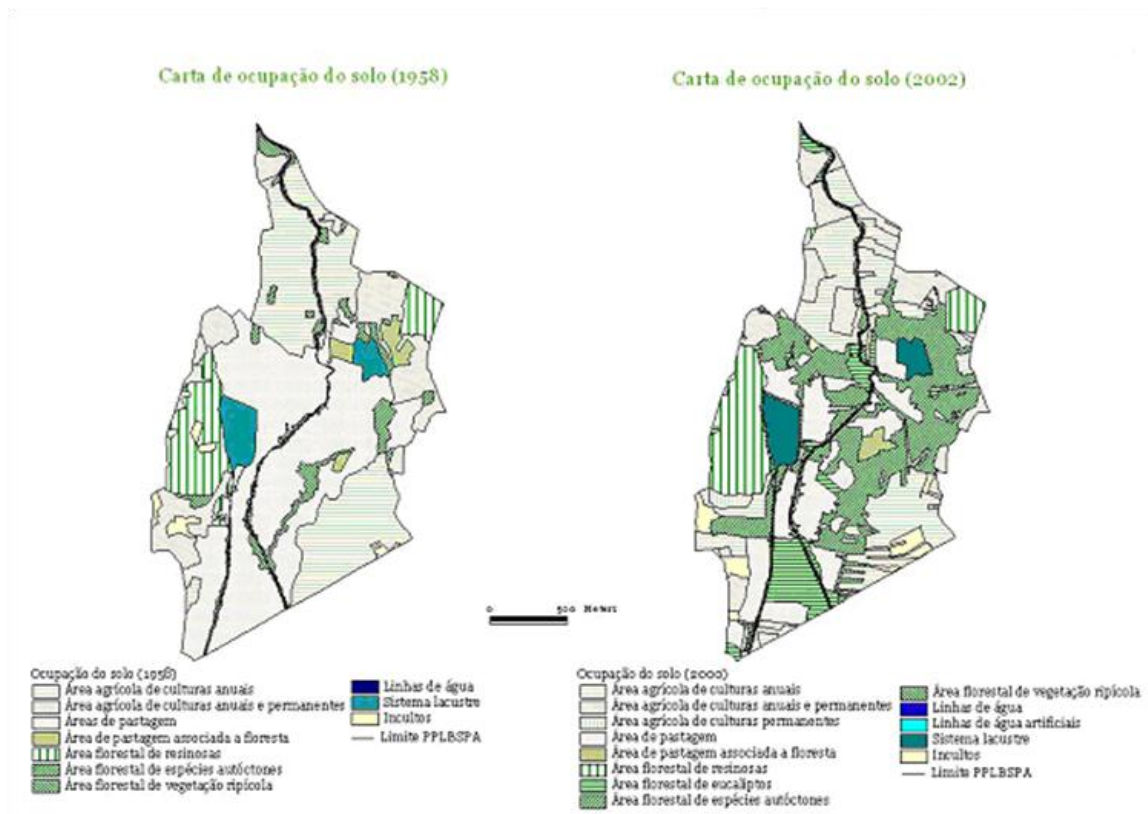


Figura 1.15 – Distribuição da ocupação do solo em função das categorias, no período de 1958 a 2002, em PPLBSPA. Fonte: Alonso, 2003. Os SIG e a Gestão de Espaços Protegidos de Âmbito Regional e Local.

De acordo com Alonso et al., (2003) em 1995 (quadro 1.10), a área apresentava uma enorme diversidade de classes de ocupação do solo verificando-se, no entanto, elevada representatividade de área ardida (I3) (32,7%) e resinosas (F3) (24,5 %). As áreas agrícolas (A\_) representavam 21,1% com destaque para as culturas anuais com culturas arbóreo-arbustivas (A2) e sistemas culturais e parcelares complexos (A6). Os incultos (I\_), contabilizando nesta classe as áreas ardidas, representavam 48,1%, embora alguns dos espaços possam eventualmente ter sido utilizados periodicamente como área de pastagens naturais (I2) (4,4%). A área florestal era constituída por povoamentos instalados com resinosas (F3)

(24,5%), folhosas (F1) (1,6%) e povoamentos mistos de folhosas com resinosas (F2) (1,7%). As áreas urbanas (U1) representavam cerca de 2,6% do total, indicando o carácter rural deste espaço (Alonso et al., 2003).

Quadro 1.10 – Distribuição da área (ha e %) segundo as classes de ocupação do solo, em 1995, na PPLBSPA.

	A1	A2	A3	A4	A5	A6	F1	F2	F3	F4	I1	I2	I3	U1
Área (ha)	38	556	50	144	119	256	88	94	1338	0	606	238	1781	144
Área (%)	0,7	10	0,9	2,6	2,2	4,7	1,6	1,7	24,5	0,0	11	4,4	32,7	2,6

Fonte: Alonso et al. (2003).

De 1995 para 2000 as áreas com maior ocupação pelo homem, nomeadamente as áreas agrícolas (A\_) e urbanas (U\_) não apresentaram alterações significativas (quadro 1.11). No mesmo período de tempo, a área ardida (I3) que existia em 1995 foi ocupada por folhosas (F1) (+3,8%), resinosas (F3) (+5,8%), eucalipto (F4) (+7,1%) e incultos com pastagem (I2) (+16,2%). (Alonso et al., 2003). (quadro 1.12).

Quadro 1.11 – Distribuição da área (ha e %) segundo as classes de ocupação do solo, em 2000, na PPLBSPA.

	A1	A2	A3	A4	A5	A6	F1	F2	F3	F4	I1	I2	I3	U1
Área (ha)	38	550	50	144	119	256	294	94	1650	387	600	1125	0	144
Área (%)	0,7	10,1	1,0	2,6	2,2	4,7	5,4	1,7	30,3	7,1	11,0	20,6	0,0	2,6

Fonte: Alonso et al. (2003).

Quadro 1.12 – Evolução da distribuição da área (ha e %) segundo as classes de ocupação do solo, no período de 1995-2000, na PPLBSPA

	A1	A2	A3	A4	A5	A6	F1	F2	F3	F4	I1	I2	I3	U1
Área (ha)	0	-6,2	0	0	0	0	206,3	0	312,5	387,5	-6,2	887,5	-1781	0
Área (%)	0	-0,1	0	0	0	0	3,8	0	5,8	7,1	-0,1	16,3	-32,7	0

Fonte: Alonso et al. (2003).

A BHREst está ocupada actualmente por manchas extensas de incultos (2309ha), surgindo no seu interior manchas florestais (1886ha) que se encontram submetidas a uma menor pressão mas a uma maior descontinuidade da intensidade de uso, estando sujeitas a perturbações naturais e antrópicas (fig. 1.16).

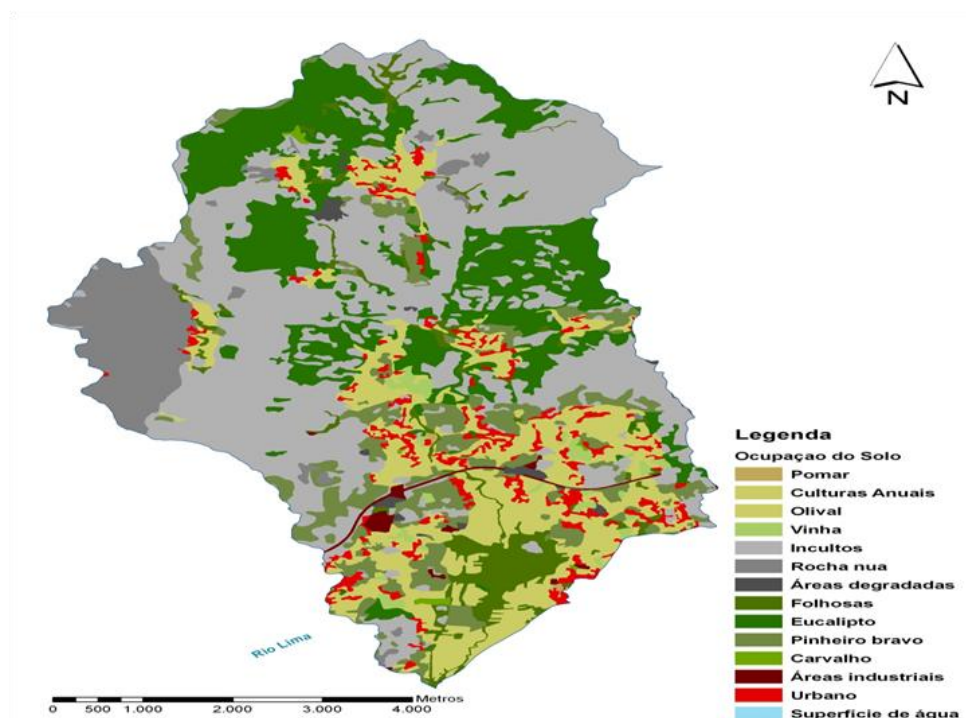


Figura 1.16 – Cartografia gerada para a ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Estorãos. Fonte: Base de dados, SIG da Escola Superior Agrária de Ponte de Lima/IPVC.

A maior parte dos aglomerados habitacionais desenvolvem-se dos 30-40m até aos 150m, com excepção da freguesia de Cabração que se localiza mais a Norte e uma maior altitude média (150-350m) verificando-se desta forma, uma maior concentração demográfica nas áreas mais baixas e na parte Sul da bacia hidrográfica. (Alonso, 2003b)

Ao longo destes últimos 140 anos, as freguesias apresentam um crescimento populacional até à década de 50, com fortes diminuições posteriores até 1981. Recentemente, as freguesias, que se localizam ao mesmo tempo a uma maior proximidade da sede de concelho (Bertiandos, Sá e Moreira do Lima), apresentam um crescimento positivo nestas últimas décadas. A freguesia de Cabração pelo seu isolamento natural e afastamento geográfico aos maiores aglomerados habitacionais apresenta um saldo migratório

extremamente negativo (-27, 8%) no período de 1981-1991, comparativamente às restantes freguesias e consequentemente uma baixa concentração demográfica, atendendo também à sua expressão territorial (16, 43 km<sup>2</sup>). As freguesias de Arcos e Estorãos, freguesias envolventes à Paisagem Protegida, além de apresentarem um crescimento negativo apresentam níveis de concentração demográfica intermédios relativamente às das freguesias consideradas. (Alonso, 2003b)

Nas freguesias localizadas na parte superior da bacia verifica-se um maior peso de população que se dedica principalmente à actividade agrícola relativamente ao total de população activa. Embora o carácter eminentemente rural de toda a bacia hidrográfica do Rio Estorãos (somente 2,0% de espaço urbanizado e 34,1% da população activa residente no sector primário), esta compreende freguesias com características e dinâmicas socioeconómicas bastante diferentes. As freguesias da parte inferior e mais próximas à sede de concelho reforçaram, no período 1981-91, a sua maior densidade demográfica e apresentam, em termos médios, uma população mais jovem. (Alonso, 2003b)

Nestas freguesias uma parte significativa dos trabalhadores não agrícolas pertence a agregados familiares domésticos residentes em explorações agrícolas, constituindo estes últimos, dois terços da população residente. As actividades não agrícolas constituem assim uma importante fonte de rendimento complementar para as famílias agrícolas.

Nas áreas limite da PPLBSPA existem pequenas unidades industriais (ex. pedreiras, mobiliário) que embora apresentam um impacte socioeconómico positivo, causam impactes negativos sobre o meio físico, nomeadamente e segundo Rodrigues (2000), ao nível da qualidade do ar e água, ruído e matriz paisagística.

A ocupação, pela interferência com as funções naturais do meio, assume um papel central na monitorização da paisagem protegida daí a necessidade de detalhar estas actividades ao longo do tempo e do espaço. (Alonso, 2003b)

Em termos socioeconómicos, apesar da forte diminuição verificada nas últimas décadas, as actividades na área da bacia continuam a centrar-se na agricultura com reforço desta a tempo parcial. (Alonso, 2003b)

As dinâmicas demográficas são divergentes entre diferentes locais na bacia. Nas freguesias da parte inferior e sudeste, acontece um reforço da densidade populacional e dos elementos construídos por proximidade aos centros de decisão regionais e melhoria das acessibilidades, enquanto em Cabração, zona superior da bacia, verifica-se um forte decréscimo e envelhecimento da população. (Alonso, 2003b)

Estes aspectos relacionam-se com as condições naturais mas também com as oportunidades económicas resultantes da organização territorial. A instalação de rede viária (A27) de interesse regional e as áreas de construção previstas no Plano Director Municipal de Ponte de Lima (PDMPL, 2000) irão reforçar a tendência de pressão humana sobre a zona de fundo de vale.

As modificações da ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Estorãos apresentam impactes, directos ou indirectos sobre a PPLBSPA/Rio Estorãos. Neste sentido devem realizar-se trabalhos de monitorização da evolução assim como um acompanhamento e parceria com todos os actores com capacidade de decisão/acção sobre este território.

### **1.3 - Legislação ambiental para a água e para as áreas protegidas**

A lei nº 11/87, de 07-04, Lei de Bases do Ambiente, enquadrou, nos últimos 20 anos, toda a legislação produzida sobre conservação da natureza e da biodiversidade, incluindo a Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e da Biodiversidade (ENCNB), adoptada mais tarde, pela Resolução do Conselho de Ministros nº 152/2001, de 11-10, sendo um instrumento fundamental para uma política de ambiente integrada e para uma estratégia de desenvolvimento sustentável. (Colecção Ambiente – Áreas Protegidas, 2008)

No seguimento dos objectivos traçados pela Directivas nº 79/409/CEE, de 02-04, relativa à conservação das aves selvagens (Directiva Aves) e nº 92/43/CEE, de 21-05, relativa à conservação dos habitats naturais e da fauna e da flora selvagens (Directiva Habitats), foram tomadas várias e importantes medidas legislativas, nomeadamente, o estabelecimento de uma rede ecológica europeia de zonas especiais de conservação, a Rede Natura 2000 e a elaboração e aprovação das 1ª e 2ª fases da Lista Nacional de Sítios, representativas dos habitats e espécies a proteger, essenciais para a criação das zonas

especiais de conservação (ZEC), integrantes da Rede Natura 2000. (Colecção Ambiente – Áreas Protegidas, 2008).

O Regime Jurídico da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, aprovado pelo Decreto-Lei nº 142/2008, de 14-07, que veio revogar o anterior Regime Jurídico da Rede Nacional de Áreas Protegidas, e que veio constituir a Rede Fundamental de Conservação da Natureza (RFCN), composta pela área da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, integradas no Sistema Nacional de Áreas Classificadas (SNAC) e pelas áreas de reserva ecológica nacional, de reserva agrícola nacional e do domínio público hídrico, enquanto áreas de continuidade que estabelecem ou salvaguardam a ligação e o intercâmbio genético de populações de espécies selvagens entre as diferentes áreas da conservação. O Regime Jurídico da Reserva Ecológica Nacional, aprovado pelo Decreto-Lei nº 166/2008, de 22-08, veio clarificar e reforçar a articulação com a disciplina jurídica de outros instrumentos relevantes, com particular destaque para a protecção dos recursos hídricos previstos na Lei da Água e respectiva legislação complementar (Colecção Ambiente – Áreas Protegidas, 2008). Este regime clarificou, também, as tipologias de áreas integradas na Reserva Ecológica Nacional (REN), estabelecendo os critérios para a sua delimitação e identificando os usos e as acções que nelas são admitidos. A aprovação do Regime Jurídico da Responsabilidade por Danos Ambientais, aprovado pelo Decreto-Lei nº 147/2008, de 29-07, que estabelece um regime de responsabilidade civil subjectiva e objectiva nos termos do qual os operadores-poluidores ficam obrigados a indemnizar os indivíduos lesados pelos danos sofridos por via de um componente ambiental, sendo, portanto um regime aplicável à prevenção e reparação de danos ambientais (Colecção Ambiente – Áreas Protegidas, 2008).

Com vista a regulamentar a ocupação e a utilização do domínio hídrico, prevenindo intervenções desordenadas, frequentemente resultantes de pressões urbanísticas, foram tomadas a nível Nacional e Europeu várias iniciativas legislativas. Para além do enquadramento legislativo no domínio da gestão dos recursos hídricos, há também a considerar a legislação referente ao planeamento socioeconómico e ao ordenamento do território, à protecção do ambiente e dos recursos hídricos (Carvalho, 2008) (anexo 3).

**Principal legislação relacionada com a gestão, regulamentação e intervenção ao nível dos recursos hídricos.**

**Decreto Regulamentar n.º 11/2002 – DR 57 Série I-B de 8 de Março de 2002**

Aprova o Plano de Bacia Hidrográfica do Lima

**Portaria n.º 50/2005 de 20 de Janeiro**

Estabelece normas, critérios e objectivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos principais usos, transpondo para o direito interno, entre outras, a Directiva 76/464/CEE, de 4 de Maio, relativa à poluição causada por certas substâncias perigosas lançadas ao meio aquático.

**Resolução Conselho de Ministros n.º 113/2005**

Aprova o Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água – Bases e Linhas Orientadoras (PNUEA)

**Lei n.º 58/2005 – DR 249 SÉRIE I-A de 29 de Dezembro de 2005**

Aprova a Lei da Água, transpondo para a ordem jurídica nacional a Directiva n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, e estabelecendo as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas.

**Decreto-Lei n.º 77/2006 – DR 64 SÉRIE I-A de 30 de Março de 2006**

Complementa a transposição da Directiva n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água, em desenvolvimento do regime fixado no Decreto-Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro.

**Decreto-Lei n.º 226-A/2007 – DR 105 SÉRIE I-A de 31 de Maio de 2007**

Transpõe para o ordenamento jurídico nacional a Directiva 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro (Directiva Quadro da Água), e estabeleceu as bases para a gestão sustentável das águas e o quadro institucional para o respectivo sector, assente no princípio da região hidrográfica como unidade principal de planeamento e gestão, tal como imposto pela mencionada directiva

**Decreto-Lei n.º 208/2007 – DR 103 SÉRIE I-A de 29 de Maio de 2007**

Estabelece as Administrações das Regiões Hidrográficas Decreto-Lei n.º 348/2007 – DR 202 SÉRIE I-A de 19 de Outubro de 2007



Aprova o regime das associações de utilizadores do domínio público hídrico Portaria n.º 1450/2007 de 12 de Novembro Fixa as regras do regime de utilização dos recursos hídricos.

**Decreto-Lei n.º 142/2008, de 24-07**

Regime Jurídico da Conservação da Natureza e da Biodiversidade.

**Resolução do Conselho de Ministros n.º 152/2001, de 11-10**

Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e da Biodiversidade

**Lei n.º 11/87, de 07-04**

Lei de Bases do Ambiente

**Decreto-Lei n.º 140/99, de 24-04**

Conservação das Aves Selvagens e Preservação dos Habitats Naturais e da Fauna e da Flora Selvagens.

**Resolução do Conselho de Ministros n.º 142/97, de 28-08**

Conservação dos Habitats Naturais e da Flora e Fauna Selvagens – 1ª face de Lista Nacional de Sítios.

**Resolução do Conselho de Ministros n.º 76/2000, de 05-07**

Conservação dos Habitats e da Flora e Fauna Selvagem – 2ª face da Lista Nacional de Sítios.

**Decreto-lei n.º 166/2008, de 22-08**

Regime Jurídico da reserva Ecológica Nacional

**Decreto-lei n.º 196/89, de 14-06**

Regime Jurídico da Reserva Agrícola Nacional

**Lei n.º 50/2006, de 29-08**

Lei-quadro das Contra-Ordenações Ambientais.

**Decreto-lei n.º 147/2008, de 29-07**

Regime Jurídico da Responsabilidade por Danos Ambientais

**Do ponto de vista do direito comunitário devem ter-se em conta as seguintes directivas:**

**Directiva nº 2000/60/CE de 23 de Outubro de 2000**

Estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água.

**Directiva 2008/105/CE Do Parlamento Europeu e do Conselho de 16 de Dezembro de 2008**

Relativa a normas de qualidade ambiental no domínio da política da água, que altera e subsequentemente revoga as Directivas 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE e 86/280/CEE do Conselho, e que altera a Directiva 2000/60/CE

Neste contexto, ao nível Europeu e em particular dos Estados-Membros, a aplicação da DQA (JO L 327, 2000), traduz-se em novos desafios para a gestão da qualidade da água no espaço da União Europeia, numa perspectiva de desenvolvimento sustentável, acentuando-se a necessidade de se poder dispor de ferramentas efectivas de suporte à decisão. Esta Directiva estabelece o quadro de acção comunitária no domínio da política da água, criando um sistema único para a gestão das águas, definindo um novo quadro institucional para o sector, incentivando a que a actual divisão entre o regime aplicável à gestão das restantes águas seja superada (Colecção Ambiente – Áreas Protegidas, 2008).

O cumprimento dos objectivos ambientais definidos para as águas de superfície, de transição, costeiras e subterrâneas impõe a necessidade de planear o seu uso e monitorizar o seu estado, podendo assim ser alvo de uma gestão baseada em informação de qualidade. Estes novos objectivos exigem um conhecimento bem definido do espaço hidrológico e uma rigorosa caracterização dos elementos que o constituem, bem como um vasto conhecimento dos processos físicos, químicos e ecológicos que nele ocorrem, tal como já foi referido anteriormente.

A Paisagem Protegida das Lagoas de Bertandos e São Pedro de Arcos foi criada pelo Decreto Regulamentar nº 19/2000, de 11 de Dezembro, como Área Protegida de Âmbito Regional, enquadrando-se administrativamente na região NUT III de Minho-Lima.

A área da Paisagem Protegida está ainda abrangida por outras normas de protecção (Directiva Habitats). Ao abrigo desta Directiva, parte desta Paisagem Protegida está

incluída na Lista Nacional de Sítios de Importância Comunitária, incluída na Rede Natura 2000 (Sítio do Rio Lima, PTCO0020), pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 142/97 de 28 de Agosto, devido à sua importância para a conservação de um conjunto diversificado de habitats e espécies ameaçados a nível europeu, tal como se apresentou no ponto 1,2,4. Este sítio foi subsequentemente classificado como Sítio de Importância Comunitária, pela Decisão da Comissão de 7 de Dezembro de 2004, que adopta, nos termos da Directiva 92/43/CEE do Conselho, a lista dos Sítios de Importância Comunitária da região Biogeográfica Atlântica.

Em termos de planeamento, a Paisagem Protegida está abrangida por Planos Municipais e Especiais de Ordenamento do Território e pelo Plano Regional de Ordenamento do Território do Norte, onde se insere.

Em termos municipais, a Paisagem Protegida é abrangida pelas regulamentações do Plano Director Municipal de Ponte de Lima e por vários Planos Sectoriais, designadamente, os Planos de Bacia Hidrográfica do rio Lima, o Plano Regional de Ordenamento Florestal do Alto Minho e o Plano Sectorial para a Rede Natura 2000 (anexo 3).

#### **1.4 - Bioindicadores da qualidade da água**

Bioindicador ou indicador biológico é uma espécie ou grupo de espécies que reflecte o estado biótico ou abiótico de um meio ambiente, o impacto produzido sobre um habitat, comunidade ou ecossistema, podendo também indicar a diversidade de um conjunto de táxons ou biodiversidade de determinada região. As alterações observadas nestes organismos podem ser genéticas, bioquímicas, fisiológicas, morfológicas, ecológicas ou comportamentais (Wikipédia, 2011).

Tradicionalmente, a avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos tem sido realizada através da medição de alterações nas concentrações de variáveis físicas, químicas. Este sistema de monitorização, juntamente com a avaliação de variáveis microbiológicas (coliformes totais e fecais), constitui-se como ferramenta fundamental na classificação e enquadramento de rios em classes de qualidade de água e padrões de consumo e de prática balnear.

A monitorização de variáveis físicas e químicas traz algumas vantagens na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos, tais como: identificação imediata de modificações nas propriedades físicas e químicas da água; detecção precisa da variável modificada, e determinação destas concentrações alteradas. Entretanto este sistema apresenta, algumas desvantagens, tais como a descontinuidade temporal e espacial das amostragens. A amostragem de variáveis físicas e químicas fornece somente uma fotografia momentânea do que pode ser uma situação altamente dinâmica (Goulart & Callisto, 2001). Em função da capacidade de autodepuração<sup>1</sup> e do fluxo unidireccional de ecossistemas lóticos, os efluentes sólidos transportados por drenagens pluviais para dentro de ecossistemas aquáticos podem ser diluídos (dependendo das concentrações e tamanho do rio), antes da data de colheita das amostras ou causarem poucas modificações nos valores das variáveis. Além disso, a monitorização física e química da água é pouco

---

<sup>1</sup> Os corpos de água corrente possuem uma capacidade natural de autodepuração. A matéria orgânica endógena e os resíduos biodegradáveis, quando lançados no rio, são oxidados pela acção de microrganismos, especialmente bactérias. Em presença de oxigénio, bactérias aeróbias e facultativas na degradação da matéria orgânica utilizam-se do oxigénio molecular como acceptor de elétrons, retirando-o do meio (Siqueira, 1998). Adoptado por Brandelero, 2010.

eficiente na detecção de alterações na diversidade de habitats e micro-habitats e insuficiente na determinação das consequências da alteração da qualidade de água sobre as comunidades biológicas.

Por outro lado, as comunidades biológicas reflectem a integridade ecológica total dos ecossistemas (por ex., integridade física, química e biológica), integrando os efeitos dos diferentes agentes de impacto e fornecendo uma medida agregada dos impactos (Barbour et al., 1999; Quintero, 2010). As comunidades biológicas de ecossistemas aquáticos são formadas por organismos que apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais e apresentam limites de tolerância a diferentes alterações das mesmas (Alba-Tercedor, 1996). Desta forma, a monitorização biológica constitui-se como uma ferramenta na avaliação das respostas destas comunidades biológicas a modificações nas condições ambientais originais (Antunes, 2010).

A monitorização biológica é realizada principalmente através da aplicação de diferentes protocolos de avaliação, índices biológicos e multimétricos, tendo como base a utilização de bioindicadores de qualidade de água e habitat. Os principais métodos envolvidos abrangem o levantamento e avaliação de modificações na riqueza de espécies e índices de diversidade, abundância de organismos resistentes, perda de espécies sensíveis, medidas de produtividade primária e secundária, sensibilidade a concentrações de substâncias tóxicas (ensaios eco toxicológicos), entre outros (Barbour et al., 1999; Castela, 2008).

Os principais organismos normalmente utilizados na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos são os macroinvertebrados bentónicos, peixes e comunidade periférica. Os macroinvertebrados bentónicos são organismos que habitam o fundo de ecossistemas aquáticos durante pelo menos parte de seu ciclo de vida, associado aos mais diversos tipos de substratos, tanto orgânicos como inorgânicos (Rosenberg & Resh, 1993). De acordo com o tipo de localização no habitat, os macroinvertebrados bentónicos podem ser classificados como endobentónicos, quando vivem enterrados no sedimento aquático, ou epibentónico, quando estão associados à superfície do sedimento (Bicudo & Bicudo, 2004; Souza et al., 2008).

Existem várias razões para a utilização de macroinvertebrados bentónicos, tais como: possuírem hábitos sedentários sendo, portanto, representativos da área na qual foram

colhidos; apresentarem ciclos de vida relativamente curtos em relação aos ciclos dos peixes e irão portanto reflectir mais rapidamente as modificações do ambiente, através de mudanças na estrutura das populações e comunidades; viverem e se alimentarem-se dentro, sobre e próximo aos sedimentos, onde as toxinas tendem a acumular-se; apresentarem elevada diversidade biológica, o que significa em uma maior variabilidade de respostas frente a diferentes tipos de impactos ambientais; e serem importantes componentes dos ecossistemas aquáticos, formando um elo entre os produtores primários e servindo como alimento para muitos peixes, além de apresentarem um papel fundamental na decomposição da matéria orgânica e reciclagem de nutrientes (Rosenberg & Resh, 1993; Ward et al., 1995; Reece & Richardson, 1999; Callisto et al., 2001). Outras vantagens, da utilização de macroinvertebrados bentónicos na avaliação da qualidade da água relacionam-se, com o facto de estar bem estabelecida a relação entre a maioria das espécies e diferentes tipos de poluição; a amostragem qualitativa ser relativamente fácil, com equipamento de amostragem simples e acessível, boas chaves taxonómicas, e a existência de vários métodos de análise desenvolvidos e difundidos, incluindo índices bióticos e de diversidade. As desvantagens incluem o facto de que, sendo a amostragem quantitativa e, devido à sua distribuição não aleatória, torna esta difícil, requerendo um grande número de amostras. Por outro lado, a distribuição dos macroinvertebrados bentónicos depende não só da qualidade da água, mas também de factores como a velocidade da corrente e tipo de substrato; é necessário conhecer os ciclos de vida das espécies, de modo a interpretar ausências de espécies, em especial dos insectos e os anelídeos são difíceis de identificar, para além de se deteriorarem rapidamente.

Na verdade, a distribuição e diversidade dos macroinvertebrados são directamente influenciadas pelo tipo de substrato, morfologia do ecossistema, quantidade e tipo de detritos orgânicos presença de vegetação aquática e, indirectamente afectados, por modificações nas concentrações de nutrientes e mudanças na produtividade primária (Ward et al., 1995; Galdean et al., 2000).

Em relação à tolerância frente a adversidades ambientais e, apesar de existirem excepções dentro de cada grupo, os macroinvertebrados bentónicos podem classificar-se em três grupos principais: organismos sensíveis ou intolerantes, organismos tolerantes e organismos resistentes. O primeiro grupo inclui principalmente representantes das ordens

de insectos aquáticos Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera (fig. 1.17), e são caracterizados por organismos que possuem necessidade de elevadas concentrações de oxigênio dissolvido na água sendo, normalmente, habitantes de ambientes com alta diversidade de habitats e micro-habitats. O segundo grupo é formado por uma ampla variedade de insectos aquáticos e outros invertebrados, incluindo moluscos, bivalves, algumas famílias de Díptera, e principalmente por representantes das ordens Heteroptera, Odonata e Coleoptera (fig. 1.17), embora algumas espécies destes grupos sejam habitantes típicos de ambientes não poluídos. A necessidade de concentrações elevadas de oxigênio dissolvido é menor, uma vez que parte dos representantes deste grupo, como os Heteroptera, adultos de Coleoptera e alguns Pulmonata (Gastropoda), utilizam o oxigênio atmosférico. O requerimento da diversidade de habitats e micro-habitats também diminui, em função de uma maior plasticidade do grupo. Muitos heteropteros e coleópteros vivem na lâmina de água ou interface de água superfície. O terceiro grupo é formado por organismos extremamente tolerantes, por isso chamados de resistentes. É formado principalmente por larvas de Chironomidae e outros Díptera e por toda a classe Oligochaeta (fig. 1.17). (Goulart & Callisto, 2001). Estes organismos são capazes de viver em condição de anaerobiose por várias horas, além de serem organismos detritívoros, alimentando-se de matéria orgânica depositada no sedimento, o que favorece a sua adaptação aos mais diversos ambientes. Tanto os Oligochaeta como os Chironomidae são organismos de hábito fóssil, não possuindo nenhum tipo de exigência quanto à diversidade de habitats e micro-habitats (Goulart & Callisto, 2001).

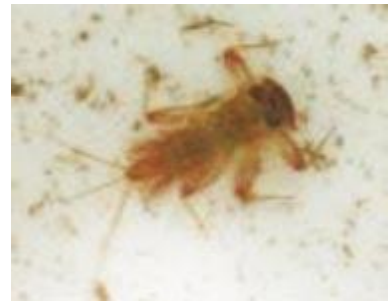
**Classe I:** Organismos sensíveis ou intolerantes



*Plecoptera*



*Trichoptera*



*Ephemeroptera*

**Classe II:** Organismos tolerantes



*Gastropoda*



*Odonata*



*Heteroptera*

**Classe III:** Organismos extremamente tolerantes



*Díptera – Chironomidae*



*Oligochaeta*



*Díptera*

Figura 1.17 – Classificação dos macroinvertebrados quanto à tolerância frente a adversidades ambientais. Fonte: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>; Google Imagens.



A utilização dos bioindicadores é extremamente útil, especialmente para a avaliação de impactos ambientais decorrentes de descargas pontuais de esgotos domésticos e efluentes industriais. Monitorizando-se estações de amostragem a montante, no local de lançamento e a jusante da fonte poluidora, pode-se identificar as consequências ambientais para a qualidade da água e saúde do ecossistema aquático. A composição em espécies e a distribuição no espaço e no tempo dos organismos aquáticos alteram-se pela acção dos impactos. Quanto mais intensos forem, mais pronunciadas serão as respostas ecológicas dos bioindicadores de qualidade de água, podendo haver inclusive a exclusão de organismos sensíveis à poluição, como põe exemplo as formas imaturas de muitas espécies de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (Callisto et al., 2001a; Obach et al. 2001; Arimoro et al. 2007). Os bioindicadores mais utilizados são aqueles capazes de diferenciar entre fenómenos naturais (como por exemplo mudanças de estação e ciclos de chuva/seca) e stress de origem antrópica, relacionados com fontes de poluição pontuais ou difusas (Callisto et al., 2001a).

### **1.5 - Fontes de poluição**

As fontes de poluição tóxicas incluem os efluentes domésticos urbanos; as indústrias relacionadas as principais classes das actividades económicas, como a indústria pecuária (suiniculturas e bovinicultora) e os sectores da indústria transformadora potencialmente com maior importância em termos de efluentes líquidos; os aterros sanitários (resíduos sólidos urbanos); as extracções mineiras (activas e inactivas) (INAG, 2005).

As fontes de poluição difusas, de acordo com o INAG (2005) são a agricultura; as fontes difusas urbanas/artificiais e os campos de Golfe.

O impacto das cargas poluentes depende da susceptibilidade das massas de água receptoras, a qual depende primordialmente de dois factores: potencial de diluição (função do volume da massa de água) e potencial de escoamento (função do caudal). (INAG, 2005). Os rios são colectores naturais das paisagens, reflectindo o uso e ocupação do solo e a respectiva bacia de drenagem. Os principais processos poluentes, em função das actividades humanas nas bacias de drenagem são: o assoreamento e homogeneização do

leito de rios e córregos, diminuição da diversidade de habitats e micro-habitats e a eutrofização artificial provocada pelo aumento das concentrações de fósforo e azoto.

## **1.6 - Objectivos**

Os objectivos do presente trabalho foram: i) a definição do potencial ecológico do rio Estorãos e as suas formas de o quantificar, de acordo com as directrizes da DQA, ii) a avaliação do estado físico-químico e biológico do sistema fluvial que compõe a Bacia Hidrográfica do rio Estorãos e a possibilidade da sua utilização para a previsão de situações de risco e iii) a elaboração de recomendações para a gestão do recurso hídrico, Rio Estorãos/Paisagem Protegida de Bertandos, de forma a conciliar o uso hídrico com a manutenção de ecossistemas aquáticos íntegros e de boa qualidade biológica.

Estes objectivos gerais traduziram-se nos seguintes objectivos específicos:

### 1 - Qualidade ecológica da água

- a) Identificar os elementos biológicos e físico-químicos que apresentam respostas mensuráveis e potencialmente indicadoras de perturbação humana, nomeadamente os que permitem a separação significativa da fronteira de Bom e Razoável;
- b) Identificar as pressões humanas que influenciam de forma relevante os elementos biológicos do rio;
- c) Estabelecer um princípio de classificação ecológica da qualidade da água do rio Estorãos;
- d) Quantificar o estado ecológico com base nos elementos físico químicos e biológicos em estudo;
- e) Caracterizar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentónicos;
- f) Confrontar a descrição das comunidades com variáveis físicas e químicas de forma a interpretar o impacto sofrido pelas comunidades de macroinvertebrados bentónicos;
- g) Utilizar as melhores metodologias para a colheita dos elementos biológicos, bem como, a melhor forma de expressão biológica, que permita avaliar a sua qualidade ecológica;

## 2 - Indicadores

- a) Identificar parâmetros e elementos na água, que respondem ao aumento da pressão humana, tais como, índices de diversidade ecológica;
- b) Identificar parâmetros da comunidade dos macroinvertebrados que respondam às perturbações ambientais;
- c) Elaborar uma caracterização da estrutura, qualidade do canal e qualidade da água;

## 3 - Recomendações para a gestão do recurso hídrico

- a) Proceder à análise estatística dos dados recolhidos;
- b) Relacionar os resultados recolhidos em diferentes datas e compará-los com resultados referidos em diversos estudos realizados anteriormente;
- c) Observar a evolução de diferentes parâmetros ao longo do tempo e ao longo do sistema fluvial.

## **2 - Material e Métodos**

### **2.1 - Índices de avaliação da qualidade biológica e outras análises**

Os macroinvertebrados bentônicos, tal como já foi referido, são um grupo muito variado de organismos, que ocupam habitats muito diversificados. No presente trabalho de avaliação da estrutura das suas comunidades presentes no Rio Estorãos decidiu-se uma metodologia em duas etapas complementares: amostragem dos organismos e avaliação da qualidade ecológica/ambiental.

Os índices de avaliação da qualidade biológica, que têm como base os macroinvertebrados, são cada vez mais utilizados como elementos de avaliação ambiental para uma gestão integrada dos recursos hídricos, sendo uma metodologia recomendada pela União Europeia (Nixon et al. 1996). Existem diversos índices com várias adaptações, de acordo com a fauna existente e são normalmente divididos em cinco categorias principais (Silveira, 2004): medidas de riqueza (número de espécies ou unidades taxionómicas encontradas numa amostra ou ponto de amostragem), enumerações (contagem de todos os organismos capturados para determinar a abundância de diferentes grupos taxionómicos), índices de diversidade (índices que combinam os dados de riqueza com as enumerações através de cálculos estatísticos, como por exemplo os índices de Shannon e de Simpson), índices de similaridade (calculam o grau de semelhança entre comunidades de diferentes locais e de diferentes anos como por exemplo os índices de Jaccard e Morisita), índices bióticos (utilizam valores de tolerância pré-estabelecidos para táxons que foram capturados e identificados) e medidas tróficas (percentagem de indivíduos de diferentes categorias funcionais de alimentação tais como fragmentadores, predadores ou filtradores). O aumento ou diminuição dos valores dos índices biológicos ou das medidas bioindicadoras dependem do seu comportamento face a um determinado impacto, tal como está referido no anexo 4.

De acordo com este quadro, todas as medidas bioindicadoras diminuem face à existência de uma determinada perturbação ao impacto, verificando-se o contrário em relação aos indivíduos da família Chironomidae, uma vez que este grupo possui espécies tolerantes à poluição (Silveira, 2004). Para que estes índices biológicos sejam válidos, devem cumprir-se duas premissas fundamentais: uma correcta amostragem num determinado ponto de

colheita e uma perfeita determinação sistemática dos espécimes capturados (Torrallba Burrial e Ocharan, 2001).

Considerando que um meio aquático apresenta uma boa qualidade biológica quando tem características naturais que permitem o desenvolvimento de comunidades de organismos que lhe são próprias (Alba-Tercedor, 1996), uma água clorada, por exemplo, que se poderia considerar de boa qualidade e própria para o consumo humano, seria considerada de péssima qualidade biológica. Assim, muitas vezes não é possível correlacionar os resultados dos índices biológicos com os resultados dos índices físico-químicos, o que muitas vezes, origina algum cepticismo e alguma falta de credibilidade em relação a este tipo de metodologia (Alba-Tercedor, 1996). Actualmente os índices de qualidade da água baseados em métodos biológicos, de acordo com a Directiva 2000/60/CE, são classificados em três tipos: indicadores biológicos, indicadores hidromorfológicos e indicadores químicos e físico-químicos.

No presente estudo de avaliação biológica das águas do Rio Estorãos, foram seleccionados e calculados os seguintes **índices biológicos**: i) Índice Biótico Belga (IBB); ii) Biological Monitoring Working Party (IBMWP); iii) Average Score Per Taxon (ASPT). Também foram avaliados os **índices de riqueza**, tais como, i) Biótico de Famílias (IBF) de Hilsenhoff, ii) Índice de Margalef (R) e iii) Índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera). Quanto aos **índices de diversidade e equitabilidade**, foram calculados os seguintes parâmetros, i) Índice de Diversidade de Simpson (D), ii) Índice de Diversidade de Shannon-Weaver ( $H'$ ), iii) Índice de Equitabilidade de Pielou. Procedeu-se também, a uma avaliação visual do habitat (AVH) e à qualidade do bosque ribeirinho (QBR).

Em cada ponto de amostragem, foram medidos os seguintes **parâmetros físico-químicos e microbiológicos**: i) Microbiológicos – Coliformes totais, E. Coli e Enterococcus fecais, ii) Físico-químicos – sólidos suspensos totais, sólidos totais, CQO (carência química de oxigénio), CBO (carência biológica de oxigénio), sulfatos, cloretos, dureza, cálcio, magnésio, sódio, potássio, oxigénio dissolvido, condutividade eléctrica, pH, temperatura, iii) Substâncias indesejáveis – azoto amoniacal, nitratos, fosfatos, fósforo total, zinco, cobre; iv) Substancias tóxicas – cádmio, cromo, cobre, níquel, zinco.

## 2.2 - Estações de recolha e frequência das amostras

Os pontos de amostragem foi seleccionada tendem em consideração locais que já tinham sido estudados anteriormente (Guerra, 2004), permitindo deste modo uma complementaridade de dados e a possibilidade de comparação de resultados. Foram considerados 5 pontos de amostragem no troço principal do rio Estorãos (fig. 2.1), que apresentam uma boa representatividade, permitindo a obtenção da informação necessária para a avaliação da qualidade da água e dos principais impactes ambientais a que está sujeito, nomeadamente os que decorrem das duas vias de circulação mais importantes, A27 e EN 202.

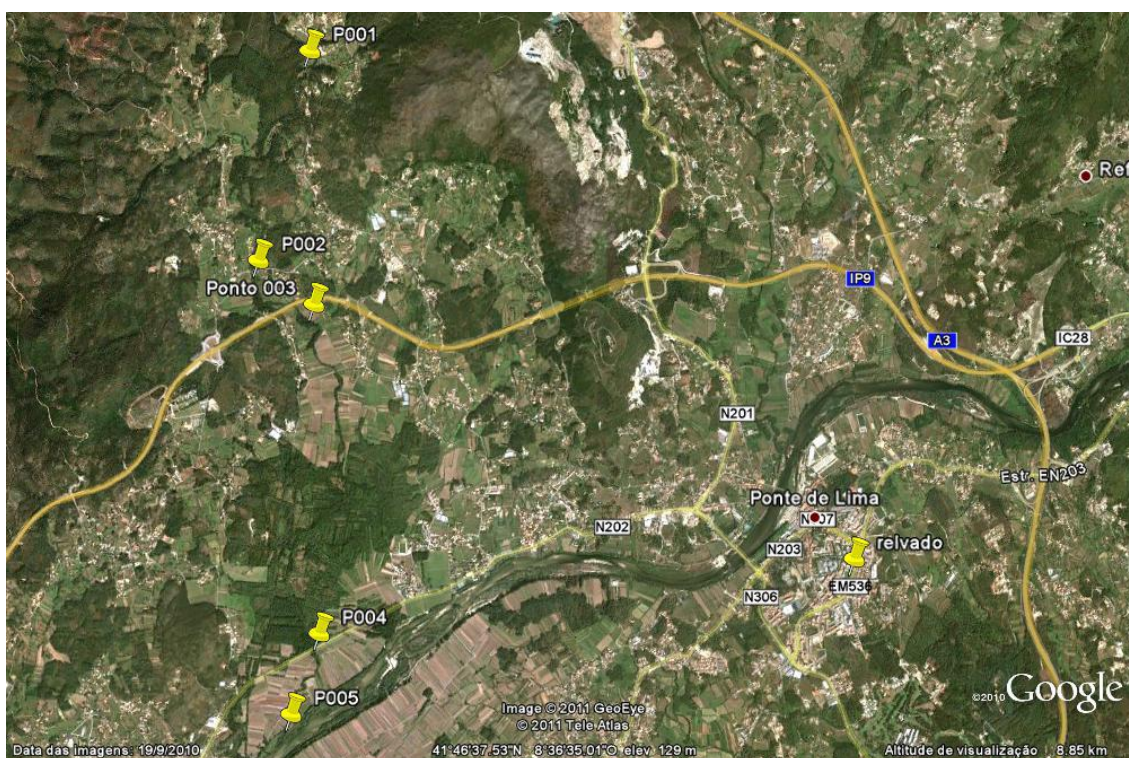
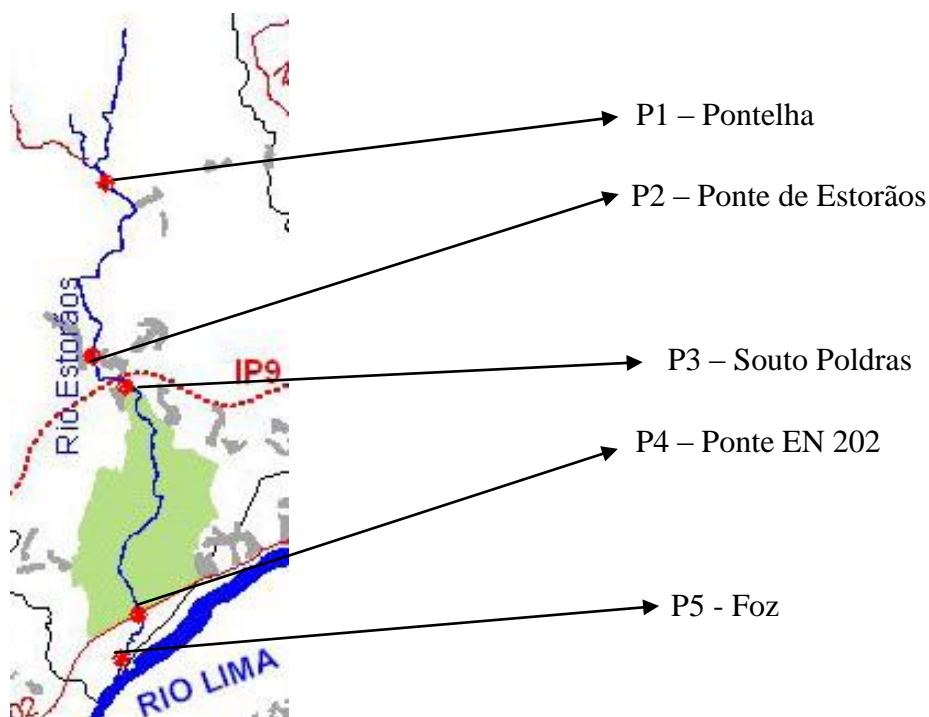


Figura 2.1 – Vista panorâmica da bacia hidrográfica do Rio Estorãos. Fonte: Imagem Satélite do Google Earth.



Figura 2.1 (b) – O rio Estorãos e as respectivas freguesias.

Os pontos escolhidos localizam-se na freguesia de Moreira (P1 - Pontelha), na freguesia de Estorãos (P2 - Ponte de Estorãos), junto ao viaduto da A27 (P3 - Souto das Poldras), junto ao viaduto da EN 202 (P4 - Ponte EN 202) e por último, na foz do rio (P5 - Foz), que estão representados na figura 2.2.



Troço principal do Rio Estorãos

Identificação dos pontos de amostragem

Figura 2.2 – Localização dos pontos de amostragem ao longo do Rio Estorãos.

O local de amostragem mais a montante, designado pela sigla P1 – Pontelha, situa-se na freguesia de Moreira, com as seguintes coordenadas: Latitude 41°48'08,58" N, Longitude 8°38'22,26" W e altitude 49 m (fig. 2.3)





Figura 2.3. (P1 – Pontelha.)

Neste local, o rio apresenta-se com pouca profundidade, corrente moderada em que o substrato é constituído principalmente por cascalho/pedras de grande a média dimensão, com uma cobertura de vegetação ribeirinha de 50 a 80%, constituída essencialmente por amieiros, choupos, acácias, eucaliptos e com a presença de bastantes macrófitas e algas filamentosas. As margens da zona ribeirinha são uniformes e planas, sendo que na margem esquerda do rio, a mata ribeirinha, poderá ter uma largura superior ao leito do rio e a margem direita uma largura inferior ao leito do rio, rodeada de terrenos agrícolas, com a produção de milho e forragens. Existe um pequeno açude no local (fig. 2.4).

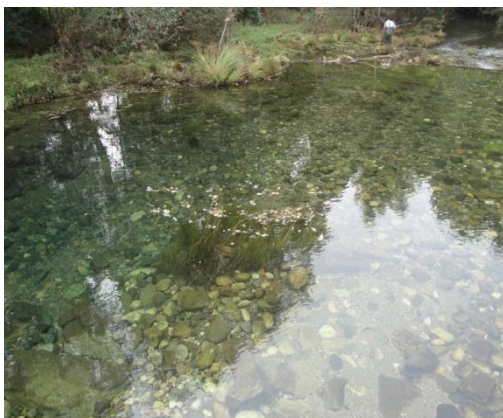


Figura 2.4 – Tipo de substrato e bosque ribeirinho no local de amostragem P1.



O segundo ponto de amostragem, P2 – Ponte de Estorãos, situa-se na freguesia de Estorãos, com as seguintes coordenadas: Latitude 41°47'07,49" N, Longitude 8°38'40,74" W e altitude 24 m. (fig. 2.5)



Figura 2.5. (P2 – Ponte de Estorãos).

Neste local, o rio apresenta-se com pouca profundidade, corrente moderada com um pequeno canal secundário onde era desviada a água para um moinho e um pequeno açude com praia fluvial. O substrato é constituído principalmente por cascalho/pedras de média dimensão, areia grossa, com uma cobertura de vegetação ribeirinha inferior a 10%, constituída essencialmente por amieiros, carvalhos, plátanos e com a presença de bastantes macrófitas e algas filamentosas. As margens da zona ribeirinha são uniformes com declives de 20 a 45%, sendo que a mata ribeirinha, tem uma largura inferior ao leito do rio com a presença de terrenos agrícolas e Infra-estruturas urbanas (fig. 2.6).





Figura 2.6 – Mata ribeirinha e respectivo substrato no local de amostragem P2.

O terceiro ponto de amostragem, P3 – Souto das Poldras, situa-se na freguesia de Estorãos, com as coordenadas: Latitude 41°46'55,12" N, Longitude 8°38'18,74" W e altitude 24 m. (fig. 2.7).



Figura 2.7 (P3 – Souto das Poldras).

Neste local, o rio apresenta pouca profundidade, corrente moderada em que o substrato é constituído principalmente por areia grossa, com uma cobertura de vegetação ribeirinha superior a 80%, constituída essencialmente por amieiros, carvalhos sp, choupos e com a presença de macrófitas. As margens da zona ribeirinha são uniformes e planas, com declives inferiores a 20%, sendo que a mata ribeirinha, tem uma largura superior ao leito do rio com a presença de terrenos agrícolas (fig. 2.8).





Figura 2.8 – Aspecto geral do substrato e das margens ribeirinhas no local P3

O quarto ponto de amostragem P4 – Ponte EN 202, situa-se na freguesia de Bertandos, com as seguintes coordenadas: Latitude 41°45'19,44" N, Longitude 8°38'13,89" W e uma altitude 16 m (fig. 2.9).

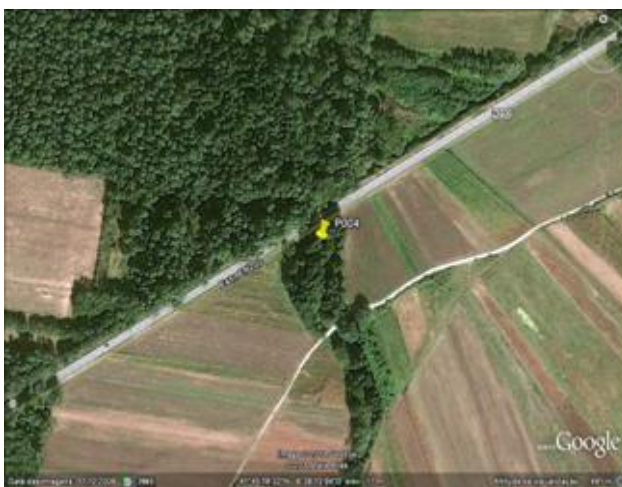


Figura 2.9 (P4 – Ponte EN 202).

Neste local, o rio apresenta pouca profundidade, mas com alguns fundões, corrente moderada, em que o substrato é constituído principalmente por areia grossa e pedras, com uma cobertura de vegetação ribeirinha superior a 80%, constituída essencialmente por Amieiros, Carvalhos sp, Eucaliptos e com a presença de macrófitas. As margens da zona ribeirinha apresentam declives de 45-75% não

escalonado, sendo que a mata ribeirinha, tem uma largura superior ao leito do rio com a presença de terrenos agrícolas (fig. 2.10).



Figura 2.10 – Aspecto geral das margens e substrato no ponto de amostragem P4.

O quinto ponto de amostragem P5 – Foz, situa-se na freguesia de Bertandos, com as seguintes coordenadas: Latitude 41°44'54.37"N, Longitude 8°38'23.55" W e uma altitude de 15 m (fig. 2.11).



Figura 2.11 (P5 – Foz).

Neste local, o rio apresenta uma profundidade de 1-3 m, em função do rio Lima, a corrente é moderada ou mesmo estagnada, o substrato é constituído principalmente por limo, com uma cobertura de vegetação ribeirinha superior a 80%, constituída essencialmente por amieiros, choupos, salgueiros, com



macrófitas e algas filamentosas. As margens da zona ribeirinha apresentam declives de 45-75% não escalonado (fig. 2.12).



Figura 2.12 – Aspecto geral do ponto de amostragem P5 – Foz.

Relativamente à frequência das recolhas de macroinvertebrados, análises físico químicas e caracterização da qualidade do canal fluvial, foi tido em conta, a disponibilidade de meios e de logística para execução das mesmas, o ciclo anual e biológico dos ecossistemas e dos próprios organismos presentes no meio.

Assim, foram definidas duas datas de recolha de macroinvertebrados (Outono/Inverno - 22/10/2010 e Primavera/Verão - 15/04/2011), duas datas para a recolha dos parâmetros físico-químicos (25/10/2010 e 15/04/2011) e uma data para a caracterização da qualidade do canal fluvial (15/04/2011).

A recolha dos macroinvertebrados, para ambas as datas, foi realizada das 9.00 h às 13.00 h, o mesmo acontecendo para a recolha dos parâmetros físico-químicos. No que respeita à triagem dos macroinvertebrados, para a primeira recolha, esta ocorreu de 22 a 26/10/2010, na segunda recolha, ocorreu durante o período de 16 a 21/04/2011, sendo feita a respectiva identificação dos organismos.

### 2.3 - Recolha, tratamento das amostras e identificação taxonómica

Tal como anteriormente referido, as comunidades de macroinvertebrados bentónicos têm sido largamente utilizadas para avaliar a qualidade biológica de ecossistemas lóticos. Tal decorre da sua grande diversidade taxonómica, à qual se associa uma acentuada sensibilidade a factores ecológicos, nomeadamente no que se refere a especificidade para certos habitats e às suas sensibilidades diferenciais a vários tipos de pressões humanas (contaminação orgânica, acidificação, degradação morfológica, etc.). Assim, é necessário conhecer as comunidades existentes em locais de referência onde as pressões antrópicas são ausentes ou pouco significativas. Estas situações de referência dependem dos tipos de rios, os quais correspondem a características ecológicas regionalizadas, nomeadamente no que se refere à presença e representatividade dos habitats. Por este motivo, é essencial que os procedimentos de campo e de laboratório sejam padronizados para minorar erros associados ao operador e aos trabalhos de campo.

Neste contexto, para o presente trabalho, utilizou-se o protocolo elaborado pelo INAG (Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos, 2008). Este protocolo teve em conta, os requisitos da norma internacional EN ISO 27828 (1994): *Water quality – Methods of biological sampling – Guidance on handnet sampling of aquatic benthic macroinvertebrates*. As normas gerais de amostragem, nomeadamente a norma portuguesa NP EN ISO 5667-2 (1996) – Qualidade da Água – Amostragem, Parte2: Guia geral das técnicas de amostragem, e a norma EN 14996 (2006): *Water quality – Guidance on assuring the quality of biological and ecological assessments in the aquatic environment*, também foram tidas em consideração.

Em todos os pontos de amostragem, recolheram-se amostras de macroinvertebrados após arraste de 1m nos diferentes habitats existentes, numa área total de amostragem de 0,25 m<sup>2</sup> e num mínimo de seis arrastos. A colheita foi realizada com uma rede de 350 µm, suportada por uma armação metálica com largura de 25 cm (fig. 2.13), tendo em atenção a retirada dos substratos de maiores dimensões, levando-os cuidadosamente para dentro da rede, a fim de evitar a perda de organismos. As amostras foram recolhidas para recipientes de plástico (frascos de 0,5 litro de boca larga com tampa de rosca), os quais foram transportadas em caixas térmicas com acumuladores, com o intuito de se atingirem as condições ideais de refrigeração durante o transporte.



Figura 2.13 – Rede de amostragem.

A amostragem foi sempre efectuada de jusante para montante, colocando-se a abertura da rede contra o sentido da corrente e removendo com os pés o sedimento, imediatamente antes da boca da rede (fig. 2.14a). Os organismos desalojados são, assim, arrastados pela corrente do rio para o interior da rede. O deslocamento de 1 m (comprimento de cada arrasto) foi gradual para montante. Sempre que a intensidade da corrente não era suficiente para arrastar os organismos para o interior da rede, a velocidade do arrasto era mais elevada, recolhendo-se sempre que possível parte da camada superficial de sedimento.

Na presença do habitat de macrófitas, a amostragem era efectuada por varrimento activo, ou seja, raspavam-se os macrófitas com a abertura da rede numa área proporcional à sua representatividade no troço de amostragem. (fig. 2.14b).



a)



b)

Figura 2.14 – Processo de colheita de macroinvertebrados bentónicos, (a) – amostragem em habitats inorgânicos e (b) - amostragem em macrófitas. Fonte: INAG, 2008.

O procedimento laboratorial para a triagem e identificação dos macroinvertebrados bentónicos foi igualmente baseado no protocolo de amostragem do Instituto da Água (INAG, 2008). O sedimento amostrado foi colocado em pequenas porções num tabuleiro de plástico com uma pequena quantidade de água, fazendo-se de seguida uma análise

minuciosa do mesmo, de modo a serem retirados todos os indivíduos presentes. Uma vez que o processo de triagem é feito a olho nu, este foi realizado *in vivo* e com o auxílio de uma pinça. Os indivíduos recolhidos foram conservados em frascos com álcool a 70%, devidamente etiquetados. Posteriormente, os indivíduos foram separados, com o auxílio de uma lupa binocular (100x), pelas ordens taxonómicas correspondentes para melhor facilitar o processo de identificação, sendo separados por frascos com álcool.

A identificação dos indivíduos foi feita até ao nível da família, com excepção dos grupos taxonómicos Oligochaeta e Hydracarina, para os quais apenas se indicou a sua presença. A identificação dos macroinvertebrados amostrados teve por base as seguintes publicações; i) Chave dicotómica proposta por Tachet et al. (1991 e 2006); ii) Els macroinvertebrats dels rius Catalans. Guia ilustrada (Angels, 1999); iii) Introduction Pratique a la Systematique des Organismes des Eaux Continentales Françaises (Richoux, 1982); iv) Asociacion Española de Limnologia, Nieser, (Baena et al., 1994); v) Freshwater Biological Association (Elliot et al., 1988); vi) A Revised Key to the Caseless Caddis Larvae of the British Isles (Edington e Hildrew, 1995).

#### **2.4 - Parâmetros físico-químicos**

Para este estudo, os índices de qualidade da água, com base nos parâmetros físico-químicos, terá como referência, a classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos normalizada pelo INAG (2004). Para além do IQA (índice de qualidade da água), foram também calculados os índices IET (Índice do Estado Trófico), IVA (Índice de Qualidade das Águas para Protecção da Vida Aquática e de Comunidade Aquáticas) e o respectivo IPMCA (Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática).

Na determinação dos parâmetros físico-químicos a analisar, foi utilizado como referência o trabalho realizado por Guerra (2004) permitindo, deste modo, uma complementaridade de dados e a possibilidade de comparação de resultados, assim como, fazer referência aos anexos I, VI, XIII, XV e XVI, do Decreto-lei 236/98 de 1 de Agosto (anexo 5). A análise laboratorial das amostras recolhidas ficará a cargo do laboratório da Escola Superior Agrária de Ponte de Lima / IPVC.



## **2.5 - Parâmetros microbiológicos**

Os parâmetros microbiológicos são fundamentais para definir a qualidade sanitária de uma água, de um solo, de uma cultura ou outro elemento. As bactérias do grupo coliforme vêm sendo utilizadas como indicadores de poluição fecal desde o início do século XX (Farias, 2006, citando Feachem et al., 1983). O grupo constitui-se de espécies comensais (não patogênicas) presentes no intestino do homem e de animais de sangue quente e são eliminadas nas fezes em números elevados: 10<sup>6</sup>-10<sup>9</sup> g de fezes e, em águas onde há contaminação fecal, é provável que bactérias patogênicas estejam presentes (Farias, 2006, citando Ceballos, 1998). Os coliformes fecais são os indicadores de contaminação fecal tradicionalmente usado na Engenharia Sanitária e Ambiental e na legislação nacional. Porém, as fezes humanas contêm cerca de 200 bilhões de coliformes que são eliminadas diariamente e, geralmente, lançadas nos rios em forma de esgoto (Farias, 2006).

Para o presente trabalho, foram analisados os seguintes parâmetros microbiológicos, Coliformes fecais, *Escherichia coli* e *Enterococcus*. As análises foram também efectuadas no laboratório da Escola Superior Agrária de Ponte de Lima / IPVC.

## **2.6 - Análise de dados e procedimento estatístico**

Este estudo utilizou uma base de dados múltiplos para avaliar a monitorização da qualidade da água na bacia do Rio Estorãos, no troço principal, correspondente desde a nascente até à sua foz no Rio Lima. Para analisar as complexas interações de bases múltiplas da qualidade da água, utilizaram-se ferramentas analíticas como estatística descritiva e análise descritiva de séries temporais.

Para a análise dos dados qualitativos e quantitativos obtidos, reagrupou-se os dados em parâmetros físico-químicos e em parâmetros biológicos e, para facilitar o estudo dos referidos parâmetros, estes foram analisados com base em índices.

No caso dos parâmetros biológicos, estes foram agrupados em quatro grupos: i) índice de qualidade da água; ii) índice de diversidade; iii) índices de riqueza; iv) dinâmicas de acção trófica.

## **i) Índices de qualidade ecológica da água**

- **Índice Biótico Belga (IBB)**

Existem numerosos sistemas para este fim, mas este método é considerado o que apresenta maiores facilidades de utilização, tais como simplicidade, rapidez, baixo custo e segurança de resultados (Fontoura, 1985).

Após a amostragem, os indivíduos recolhidos foram identificados até aos limites práticos de acordo com o anexo 6.

Os indivíduos, pertencentes a cada limite prático de identificação, constituem uma Unidade Sistemática (U.S.). Para o cálculo do IBB, as unidades sistemáticas representadas por um só indivíduo não são consideradas, pois o seu aparecimento é considerado casual, (Ferreiro, 2007).

O índice foi determinado com o auxílio de um Quadro-padrão (anexo 6), que utiliza duas variáveis: diversidade (número de U.S.) e grau de tolerância à poluição dos diferentes organismos. As linhas horizontais do quadro correspondem aos grupos encontrados, dispostos em sete categorias, em ordem crescente quanto à sua tolerância à poluição. As colunas verticais correspondem ao número total de U.S. encontradas. O ponto de cruzamento das linhas e das colunas fornece o valor do índice biótico. Considera-se que o sistema aquático se encontra poluído quando o valor do índice biótico é inferior a cinco, (Ferreiro, 2007).

Os resultados obtidos podem ser apresentados sob a forma de gráfico ou através de cartas de qualidade da água, identificando a qualidade da água de cada local de amostragem, com a cor adequada (anexo 6).

- **Biological Monitoring Working Party (IBMWP')**

O Índice Biótico IBMWP' (Biological Monitoring Working Party) ordena as famílias de macroinvertebrados em dez grupos, seguindo um gradiente de menor a maior tolerância à contaminação. A cada família corresponde uma pontuação que oscila entre 1 e 10.

Este índice apresentava limitações, uma vez que nem todas as famílias de macroinvertebrados que habitam os rios da Península Ibérica estavam incluídas no referido quadro (Alba-Tercedor, 1996).

Uma primeira tentativa de adaptação do índice à Península Ibérica foi publicada por Alba-Tercedor e Jiménez-Millán (1987). Estes autores incluíram novas famílias no quadro original e alteraram as pontuações atribuídas a algumas (anexo 7).

O índice adaptado à fauna ibérica passou, então, a incluir o nome destes autores, IBMWP' (Alba-Tercedor, 1996) e os valores do índice foram correlacionados com cinco graus de contaminação (anexo 7). (Ferreiro, 2007; Fernandes, 2009).

- **ASPT (Jones (1973) e Balloch et al. (1976)**

Os sistemas de pontuação, sendo amplamente influenciados pelo número de taxa presentes na amostra, são também afectados pelo tamanho e eficiência de processamento da amostra. De forma a solucionar este problema foi proposto o ASPT (Average Score Per Taxon), que se determina dividindo a pontuação do IBMWP pelo número de grupos presentes, obtendo-se assim um índice independente do número de taxa (Peralta, 2004; citado Hawkes, 1997). O ASPT fornece a sensibilidade média das famílias de organismos presentes, (Guerra, 2004). Um valor de IBMWP superior a 100 e um ASPT superior a 4, geralmente indicam boa qualidade de água.

## **ii) Índices de diversidade e equitabilidade**

Os índices de estrutura das comunidades têm como finalidade estudar a organização e estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentónicos.

O uso da estrutura da comunidade, ou a sua diversidade, é uma alternativa à observação da presença de organismos indicadores. Aconselha-se, portanto, o cálculo da diversidade da comunidade paralelamente ao cálculo do índice biótico, o que nos pode fornecer informações complementares bastante importantes, na altura de estimar acerca da qualidade da água.

Existe um grande número de índices de diversidade, diferindo nas suas unidades, o que dificulta a comparação de resultados. Os índices mais utilizados actualmente, em trabalhos de ecologia, são o Índice de Diversidade de Simpson, o Índice de Diversidade de Shannon-Weaver e o Índice de Equitabilidade de Pielou.

- **Índices de Diversidade de Simpson (D)**

Este índice consiste numa estimativa baseada na amostra obtida, da probabilidade de dois indivíduos, retirados ao acaso e independentemente, de uma mesma população, pertencerem ao mesmo grupo. Faz a comparação do número de indivíduos de cada grupo com o número total de indivíduos:

$$D = \sum_{i=1}^s n_i (n_i - 1) / N (N - 1)$$

Onde,  $s$  é o número de grupos taxonómicos;  $n_i$  o número de indivíduos do grupo taxonómico  $i$  e  $N$  o número total de indivíduos numa amostra.

Em comunidades onde a diversidade é baixa os valores deste índice são próximos de 1, e para valores inferiores a 1 a diversidade aumenta. (Ferreiro, 2007)

- **Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H')**

O índice de diversidade de Shannon-Weaver é outro índice usualmente utilizado para caracterizar a diversidade de organismos numa comunidade. Este índice baseia-se na teoria da informação, medindo simplesmente a ordem (ou desordem) dentro de um sistema particular. Esta ordem pode ser caracterizada pelo número de espécies e/ou indivíduos de cada espécie da amostra (Ferreiro, 2007), (Fernandes, 2009).

O índice de Shannon-Weaver é sensível à riqueza específica da amostra e à regularidade das distribuições de frequências, sendo calculado a partir da seguinte equação:

$$H' = - \sum_{i=1}^s n_i / N (\ln) n_i / N$$

Onde,  $s$  é o número de grupos taxonómicos;  $n_i$  o número de indivíduos do grupo taxonómico  $i$  e  $N$  o número total de indivíduos.

O índice de diversidade de Shannon-Weaver (1949) fornece informação sobre a estabilidade da comunidade. Quando a poluição aumenta, a comunidade fica sob stress e a

sua instabilidade também aumenta. As formas de vida mais sensíveis começam a desaparecer, enquanto as mais tolerantes, por falta de competição por alimento e espaço, se tornam mais abundantes. Este aspecto traduz-se por uma diminuição do índice de diversidade, (Fernandes, 2009).

- **Índice de Equitabilidade de Pielou (J')**

A equitabilidade mede o modo como o número total de indivíduos se distribui pelos vários grupos taxonómicos que formam a comunidade. Este índice é um bom indicador da diversidade porque depende da forma como os indivíduos estão repartidos pelos grupos taxonómicos considerados e tenta medir a dominância de um ou mais grupos. Está ligeiramente correlacionado com o número de indivíduos e fortemente correlacionado com o número de grupos, (Ferreiro, 2007). Este índice mede a proporção da diversidade observada com a máxima diversidade esperada, variando de 0 a 1 segundo a equação:

$$J' = H' / \ln. (S)$$

Onde, **H'** é o índice de diversidade de Shannon-Weaver e, **S** representa o número de grupos taxonómicos.

### **iii) Os índices de riqueza**

- **Índice Biótico de Famílias de Hilsenhoff (IBF)**

O Índice Biótico de Famílias de Hilsenhoff constitui um modo de avaliar a qualidade da água de locais de onde foram recolhidas amostras de macroinvertebrados identificados.

Hilsenhoff (1988) desenvolveu este índice para ser utilizado em rios da América do Norte mas, dada a simplicidade no cálculo do índice devido ao seu baixo nível de resolução taxonómica e à sua adequada correlação com factores ambientais, tem sido amplamente aplicado em diferentes zonas do planeta (Ferreiro, 2007).

Neste método, a cada grupo taxonómico são atribuídos valores de tolerância à poluição, baseados na tolerância dos grupos à poluição orgânica. Estes valores de tolerância variam entre 0 e 10, em que 0 se aplica aos grupos menos tolerantes e 10 aos grupos mais tolerantes (anexo 8).

Para calcular o IBF a partir de uma amostra de macroinvertebrados, o número de indivíduos de cada grupo taxonómico é multiplicado pelo valor de tolerância à

contaminação orgânica desse grupo. Os produtos resultantes são depois somados e divididos pelo número de indivíduos da amostra, que contribuíram para os produtos calculados, segundo a seguinte equação (Robinson, 2004):

$$IBF = \sum n_i a_i / N$$

Onde,  $n_i$  é o número de indivíduos do grupo taxonómico  $i$ ;  $a_i$  o valor de tolerância do grupo taxonómico  $i$  e  $N$  o número total de indivíduos.

Os valores do IBF podem variar entre 0 e 10. Um valor próximo de 10 significa que a comunidade de invertebrados é dominada por organismos tolerantes à poluição e que o local esteve sujeito a poluição orgânica. Pelo contrário, valores próximos de zero indicam que os organismos intolerantes à poluição dominam a comunidade de invertebrados e, portanto, que a qualidade da água é boa. Um valor de índice inferior a 1,75 indica uma água de excelente qualidade, enquanto um valor acima de 4,0 indica sérios problemas de qualidade da água (anexo 8).

- **Índice de Margalef (R)**

O índice de Margalef traduz a riqueza do ecossistema em termos do número e distribuição dos indivíduos enquanto o índice de equitabilidade compara a diversidade actual com o potencial máximo de diversidade e é um dos factores que afecta o valor de  $H'$  (Índice de Diversidade de Shannon-Weaver), (Pinto, 2009). Para o cálculo deste índice é utilizada a seguinte equação:

$$R = (S-1) / (\ln. N)$$

Onde,  $S$  é o número de espécies (*taxa*) ou seja “Riqueza em Taxa” e  $N$  o número total de indivíduos (neste caso valor total de densidade).

- **Riqueza EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera)**

A presença de organismos pertencentes a determinado taxa é igualmente uma medida para a caracterização das amostras. As famílias pertencentes às ordens EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) são constituídas essencialmente por organismos intolerantes a cargas poluentes orgânicas nas massas de água. A variação destes grupos de organismos permite obter indicações sobre a qualidade da água, sendo a família Plecoptera a mais sensível à presença de poluição, (Fernandes, 2009).

Valores elevados de EPT representam massas de água sujeitas a uma menor carga poluente, ou mesmo despoluída, e uma maior abundância de organismos intolerantes à poluição, enquanto valores baixos de EPT revelam a existência de um ambiente poluído, marcado por uma maior abundância de organismos tolerantes a ambientes poluídos (Cortes, 1981e 1989; Ikomi et al., 2005).

Os registos quantitativos (maior ou menor numero de indivíduos) e qualitativos (maior índice de riqueza) de géneros das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, foram utilizados na forma de índice de riqueza EPT. A riqueza EPT corresponde à soma dos táxons pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera. Para verificar a equivalência dos resultados obtidos, os valores de EPT foram submetidos a um teste de correlação e a uma análise por agrupamento, empregando-se coeficiente de similaridade. O procedimento consiste em agrupar os dados referentes às duas datas de recolha e submetê-los à análise por agrupamento, agrupando-os por pontos de recolha e por géneros, (Ikomi et al., 2005).

#### **iv) Dinâmicas de acção trófica**

- **Grupos funcionais**

Os hábitos alimentares, o modo de respiração, as características dos diferentes habitats, permitem agrupar os organismos em diferentes grupos funcionais, fornecendo deste modo informação sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados e qualidade da água de um determinado local, (Rocha, 2001).

Os macroinvertebrados foram estudados tendo em conta a diversidade de regimes alimentares: fragmentador ou retalhador (retalhadores herbívoros (SH), retalhadores detritívoros (SD), colectores, (colectores filtradores (CF), colectores detritívoros (CS)), raspadores, (raspadores minerais (RM), raspadores orgânicos (RO)), predadores, (predadores mastigadores (PM), predadores sugadores (PS)) e os generalistas ou Limníveros (L) (anexo 9).

Para cada local de amostragem foi realizada uma caracterização da comunidade de macroinvertebrados em relação à sua estrutura trófica. Os principais factores para a distribuição trófica da comunidade de macroinvertebrados são a vegetação ripícola e aquática, bem como o uso do solo (Rocha, 2001). Assim, a caracterização

hidromorfológicas de uma massa de água é importante, pois esses factores contribuem com nutrientes e detritos orgânicos para o desenvolvimento das comunidades aquáticas (Rocha 2001, citando Tavzes et al., 2006).

- **Avaliação Visual do Habitat (AVH) (EPA, 1999).**

Trata-se de um método cujo principal objectivo é determinar a capacidade que um determinado local possui para suportar a vida aquática (Rocha, 2001, citando Barbour, 1997). O cálculo do valor do índice é efectuado com base na avaliação visual de uma série de variáveis associadas à estrutura do habitat.

As características analisadas diferem consoante o estudo é efectuado num rio de elevado gradiente ou num rio de baixo gradiente, sendo avaliados parâmetros como: a capacidade do substrato para o acolhimento de epifauna, os regimes velocidade da corrente, a profundidade, a deposição de sedimentos, a homogeneidade do fluxo de água ao longo do canal, a estabilidade das margens e corredor ripário, entre outros (anexo 10).

- **Qualidade do Bosque de Ribeira (QBR) (Munné et al., 1998).**

Este índice é simples e de fácil aplicação para avaliar a qualidade dos ecossistemas de ribeira. Não necessita de grandes conhecimentos de taxonomia vegetal, uma vez que se baseia em elementos estruturais de complexidade e naturalidade da comunidade vegetal, que têm em conta as características geomorfológicas da zona inundável e o grau de alteração do leito do sistema fluvial.

Este índice sintetiza aspectos qualitativos do estado do bosque de ribeira, tais como: percentagem de cobertura vegetal, estrutura da cobertura vegetal; grau de alteração do canal fluvial do ponto de vista físico e ainda o grau de naturalidade no que diz respeito às espécies e comunidades vegetais existentes (anexo 11).

No que respeita aos parâmetros físico-químicos, estes foram, divididos em quatro grandes grupos: microbiológicos, físico-químicos, substâncias indesejadas e substâncias tóxicas. Os valores obtidos, foram comparados com os valores máximos recomendados (VMR) e ou valores máximos admitidos (VMA), relativos aos potenciais usos da água presente na bacia, (Decreto-lei 236/98 de 1 de Agosto). Para a análise estatística dos dados, utilizou-se a regressão linear com uma significância estatística de  $P < 0,05$  e  $P < 0,01$ . Quando necessário, fez-se uso de transformação de dados para normalizá-los ou homogeneizar



variâncias a fim de satisfazer os pressupostos da análise de variância, mas os dados são apresentados no seu formato original.

Após análise estatística procedeu-se ao cálculo dos seguintes índices:

- **Índice de Qualidade de Água (IQA)**

As variáveis de qualidade, que fazem parte do cálculo do IQA, reflectem principalmente a contaminação dos corpos hídricos ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos. É importante também salientar que este índice foi desenvolvido para avaliar a qualidade das águas, tendo como determinante principal a sua utilização para o abastecimento público (CETESB, 2009).

O Valor IQA, que varia entre 0 e 100 é determinado pelo produto ponderado das qualidades de água correspondentes aos parâmetros, temperatura da amostra, pH, oxigénio dissolvido, carência química de oxigénio, carência bioquímica de oxigénio, coliformes fecais, azoto total, fósforo total, resíduo total e turbidez ou turvação (presença de sedimentos finos, visíveis, em suspensão) (CETESB, 2009), de acordo com a seguinte equação:

Equação:

$$IQA = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n q_i^{w_i}}$$

Onde,  $q_i$  é a qualidade do parâmetro  $i$ , um número entre 0 e 100, obtido da respectiva "curva média de variação de qualidade", em função da sua concentração ou medida;  $w_i$  é o peso correspondente do parâmetro  $i$ , um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, conforme a seguinte equação:

$$\sum_{i=1}^n W_i > 1$$

Onde, **n** representa o número de parâmetros que entram no cálculo do IQA

Para cada um dos nove parâmetros utilizados, foram estabelecidas curvas de variação da qualidade das águas de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro. Estas curvas de variação, sintetizadas num conjunto de curvas médias para cada parâmetro, bem como o seu peso relativo correspondente, são apresentados no anexo 12.

A partir deste cálculo é possível determinar a qualidade das águas brutas, que é indicada pelo IQA, numa escala de 0 a 100 e que se encontra representado no quadro 2.1.

Quadro 2.1 – Classificação do Índice de qualidade de água (IQA).

Categoria	Ponderação
<b>Ótima</b>	79 < IQA ≤ 100
<b>Boa</b>	51 < IQA ≤ 79
<b>Regular</b>	36 < IQA ≤ 51
<b>Má</b>	19 < IQA ≤ 36
<b>Péssima</b>	IQA ≤ 19

Fonte: CETESB (2009).

- **Índice do Estado Trófico (IET)**

O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos de água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e o seu efeito relacionado com o crescimento excessivo de algas ou o aumento de infestação por macrófitas aquáticas, (CETESB 2009).

Das três variáveis citadas para o cálculo do Índice do Estado Trófico, foram aplicadas apenas duas: clorofila a e fósforo total, uma vez que os valores de transparência muitas vezes não são representativos do estado de trofia, pois esta pode ser afectada pela elevada turvação decorrente de material mineral em suspensão. Os resultados correspondentes ao fósforo, IET (P), devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente actua como o agente causador do processo. A avaliação correspondente à clorofila a, IET (CL) deve ser considerada como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando o nível de crescimento de algas. Assim, o índice médio engloba, de forma satisfatória, a causa e o efeito do processo. Deve-se ter em conta que num corpo hídrico, em que o processo de eutrofização se encontra plenamente estabelecido, o estado trófico determinado pelo índice da clorofila a certamente coincidirá com o estado trófico determinado pelo índice do fósforo. Já nos corpos hídricos em que o processo esteja limitado por factores ambientais, como a temperatura da água ou a baixa transparência, o índice relativo à clorofila a irá reflectir esse facto, classificando o estado trófico num nível inferior àquele determinado pelo índice do fósforo, CETESB (2009).

O Índice do Estado Trófico apresentado e utilizado no cálculo do Índice de Qualidade das Águas para Protecção da Vida Aquática e de Comunidade Aquáticas (IVA), será composto pelo Índice do Estado Trófico para o fósforo – IET (PT) e pelo Índice do Estado Trófico para a clorofila a – IET (CL), modificados por Lamparelli (2004), sendo estabelecidos para ambientes lóticos, de acordo com as seguintes equações:

$$\text{IET (CL)} = 10 \times [6 - ((-0,7 - 0,6 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2)] - 20$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \times [6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2)] - 20$$

Onde, **PT** representa a concentração de fósforo total à superfície da água ( $\text{mg L}^{-1}$ ); **CL** é a concentração de clorofila a medida à superfície da água, em  $\text{mg L}^{-1}$  e **ln** o logaritmo natural.

Assim, para cada ponto, o resultado médio do IET será a média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e clorofila a, segundo a equação:

$$\text{IET} = [\text{IET (PT)} + \text{IET (CL)}] / 2$$

Em virtude da variabilidade sazonal dos processos ambientais que têm influência sobre o grau de eutrofização de um corpo hídrico, esse processo pode apresentar variações no decorrer do ano, havendo épocas em que se desenvolve de forma mais intensa e outras em que pode ser mais limitado. Em geral, no início da primavera, com o aumento da temperatura da água, ocorre uma maior disponibilidade de nutrientes e condições propícias de penetração de luz na água, sendo comum observar-se um aumento do processo e, após o período de inverno, a intensidade é menor, CETESB (2009).

Quando não é possível obter resultados para o fósforo total ou para clorofila a, o índice será calculado com a variável disponível e considerado equivalente ao IET, devendo constar uma observação junto ao resultado, informando que apenas uma das variáveis foi utilizada. Os limites estabelecidos para as diferentes classes de trofia para rios e reservatórios estão descritos no quadro 2.2 e 2.3.

Quadro 2.2 – Classificação do Estado Trófico (IET) para rios segundo o Índice de Carlson Modificado.

Categoria (Estado Trófico)	Ponderação	P – Total (mg.m <sup>-3</sup> )	Clorofila a (mg.m <sup>-3</sup> )
Ultraoligotrófico	IET = 47	P = 13	CL = 0,74
Oligotrófico	47 < IET = 52	13 < P = 35	0,74 < CL = 1,31
Mesotrófico	52 < IET = 59	35 < P = 137	1,31 < CL = 2,96
Eutrófico	59 < IET = 63	137 < P = 296	2,96 < CL = 4,70
Supereutrófico	63 < IET = 67	296 < P = 640	4,70 < CL = 7,46
Hipereutrófico	IET > 67	640 < P	7,46 < CL

Fonte: CETESB (2009).

Quadro 2.3 – Classificação do Índice do Estado Trófico (IET).

Categoria (Estado Trófico)	Ponderação
Ultraoligotrófico	0,5
Oligotrófico	1
Mesotrófico	2
Eutrófico	3
Supereutrófico	4
Hipereutrófico	5

Fonte: CETESB (2009).

- **IVA – Índice de Qualidade das Águas para Protecção da Vida Aquática e de Comunidade Aquáticas (IVA)**

Segundo (CETESB, 2009, citando Zagatto et al., 1999) o IVA tem o objectivo de avaliar a qualidade das águas para fins de protecção da fauna e flora em geral, não sendo um índice para avaliação da água para o consumo humano e recreação de contacto primário. O IVA tem em consideração a presença e a concentração de contaminantes químicos tóxicos, o seu efeito sobre os organismos aquáticos (toxicidade) e duas das variáveis consideradas essenciais para a biota (pH e oxigénio dissolvido), variáveis essas agrupadas no Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática (IPMCA), bem como o IET de Carlson, modificado por Toledo (1990). Desta forma, o IVA fornece informações não só sobre a qualidade da água em termos ecotoxicológicos, como também sobre o seu grau de trofia.

O IPMCA é composto por dois grupos de variáveis:

- i) Grupo de variáveis essenciais (oxigénio dissolvido, pH e toxicidade).
- ii) Grupo de substâncias tóxicas (cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio, surfactantes e fenóis).

Para cada variável incluída no IPMCA, são estabelecidos três diferentes níveis de qualidade, com ponderações numéricas de 1 a 3 e que correspondem a padrões de qualidade de água estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05, Brasil e por padrões preconizados pelas legislações americana (USEPA, 1991) e francesa (Code Permanent: Environnement et Nuisances, 1986), que estabelecem limites máximos permissíveis de substâncias químicas na água, com o propósito de evitar efeitos de toxicidade crónica e aguda à biota aquática. (anexo 13).

Esses níveis reflectem as seguintes condições de qualidade de água:

**Nível A** (ponderação 1): Água com características desejáveis para manter a sobrevivência e a reprodução dos organismos aquáticos;

**Nível B** (ponderação 2): Água com características desejáveis para a sobrevivência dos organismos aquáticos, porém a reprodução pode ser afectada a longo prazo;

**Nível C** (ponderação 3): Água com características que podem comprometer a sobrevivência dos organismos aquáticos.

### **Cálculo do IPMCA**

Dadas as ponderações para as variáveis determinadas numa amostra de água, o IPMCA é calculado da seguinte forma:

$$\text{IPMCA} = \text{VE} \times \text{ST}$$

Onde, VE é o valor da maior ponderação do grupo de variáveis essenciais; ST, o valor médio das três maiores ponderações do grupo de substâncias tóxicas (este valor é um número inteiro e o critério de arredondamento deverá ser o seguinte: valores menores que 0,5 serão arredondados para baixo e valores maiores ou iguais a 0,5 para cima). O valor do IPMCA pode variar de 1 a 9, sendo subdividido em quatro faixas de qualidade, classificando as águas para protecção da vida aquática, de acordo com o quadro 2.4.

Quadro 2.4 – Classificação do Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática (IPMCA).

Categoria	Ponderação
Boa	1
Regular	2
Má	3 e 4
Péssima	≥ 6

Fonte: CETESB (2009).

No quadro 2.5, apresentam-se os valores possíveis de IVA, a partir dos valores do IET integrados com os do IPMCA.

Quadro 2.5 – Cálculo do IVA integrando os valores do IET com os valores do IPMCA.

	IPMCA					
	Ponderação	1	2	3	4	5 a 9
IET	0,5	1,7	2,9	4,1	5,3	7,7 – 11,3
	1	2,2	3,4	4,6	5,8	8,2 – 11,8
	2	3,2	4,4	5,6	6,8	9,2 – 12,8
	3	4,2	5,4	6,6	7,8	10,2 13,8
	4	5,2	6,4	7,6	8,8	11,2 – 14,8
	5	6,2	7,4	8,6	9,8	12,2 – 15,8

Categoria:

<b>ÓPTIMA</b>	<b>BOA</b>	<b>REGULAR</b>	<b>MÁ</b>	<b>PÉSSIMA</b>
---------------	------------	----------------	-----------	----------------

Fonte: CETESB (2009).

O valor resultante do índice IVA descreve cinco classificações de qualidade representadas no quadro 2.6.

Quadro 2.6 – Classificação do Índice de Qualidade das Águas para Protecção da Vida Aquática e de Comunidade Aquáticas (IVA).

Categoria	Ponderação
Óptima	$IVA \leq 2,5$
Boa	$2,6 \leq IVA \leq 3,3$
Regular	$3,4 \leq IVA \leq 4,5$
Má	$4,6 \leq IVA \leq 6,7$
Péssima	$6,8 \leq IVA$

Fonte: CETESB (2009).



### 3 - Resultados

#### 3.1 - Indicadores biológicos

##### 3.1.1 - A Comunidade de macroinvertebrados bentónicos

Tal como foi referido no ponto de material e métodos, os índices de qualidade da água baseados em métodos biológicos são os mais valorizados pela Directiva 2000/60/CE, apresentando-se neste ponto a quantidade de indivíduos e de grupos taxonómicos que, de uma forma directa, se relacionam com o cálculo dos índices utilizados para os parâmetros biológicos.

No anexo 14 encontra-se o inventário geral dos macroinvertebrados bentónicos, para as duas datas de recolha (22/10/2010 e 15/04/2011), nos cinco pontos de amostragem (P1, P2, P3, P4 e P5).

A partir da figura 3.1, verificou-se que o ponto 1 corresponde ao local que melhor qualidade ecológica apresentou, uma vez que registou uma abundância de indivíduos, superior a todos os outros. Relativamente aos pontos 2, 3 e 4, estes apresentaram condições muito idênticas, visto que a abundância de indivíduos foi muito semelhante. O ponto 5 foi o que apresentou as piores condições ecológicas, visto ter apresentado o menor número de indivíduos. As condições ecológicas baixaram gradualmente ao longo dos pontos de amostragem, de montante para jusante (fig. 3.1).

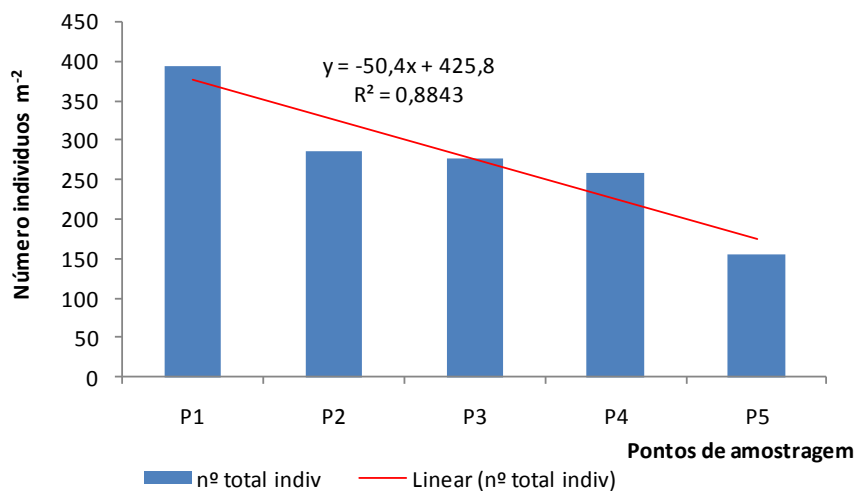


Figura 3.1 – Número total de indivíduos (m<sup>-2</sup>) observados nas duas datas de recolha, em cada ponto de amostragem.

Na segunda data de recolha, verificou-se que o número de indivíduos observados foi superior, revelando melhores condições ecológicas comparativamente com a primeira data de recolha, cerca de 6 meses antes da segunda data, excepto no último ponto a jusante, onde o número de indivíduos observados foi bastante inferior (fig. 3.2).

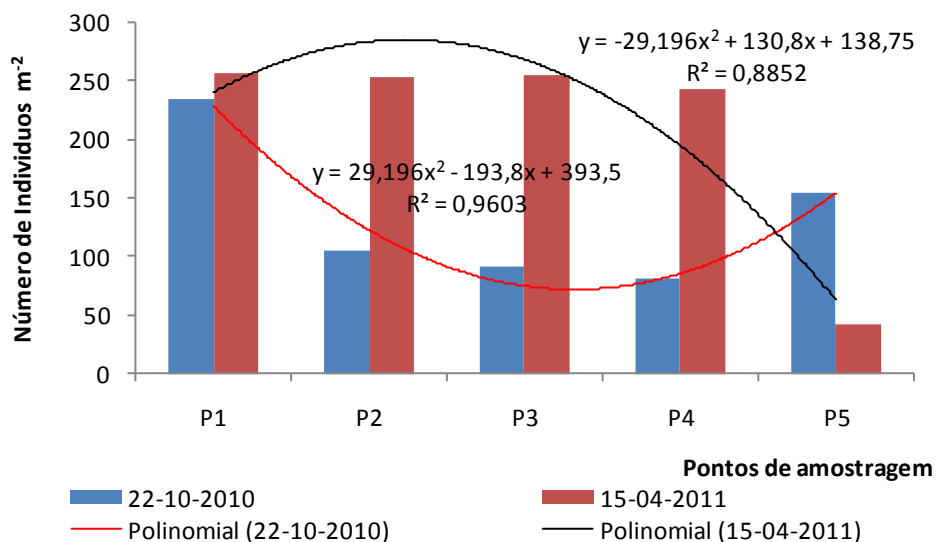


Figura 3.2 – Número de indivíduos (m<sup>-2</sup>) em cada uma das datas de recolha, em cada ponto de amostragem.

O número de taxa identificadas ao longo dos locais de amostragem, não sofreu grandes alterações nas duas datas de colheita (fig. 3.3 e 3.4).

Na primeira data de recolha realizada no Outono, o ponto 1 destacou-se, essencialmente, pela elevada percentagem de indivíduos, 13,7% de 1373 indivíduos recolhidos na totalidade da amostra. Neste ponto, predominaram os indivíduos pertencentes à ordem dos Ephemeroptera (13,8%), Plecoptera (16,5%) e Trichoptera (10,1%), que constituem o índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), indicador de qualidade. Destacaram-se também, 16% da ordem Coleóptera e Oligochaetas. No ponto 5 encontraram-se 9% do total de 1373 indivíduos recolhidos, constituídos essencialmente pela ordem Ephemeroptera (13%), Plecoptera (35%) e Trichoptera (17,1%) que, tal como no ponto 1, é um dos indicadores de qualidade. Este facto, aparentemente contrário ao indicador de menor número total de indivíduos existentes, poderá ser explicado com base noutros índices (fig. 3.3).

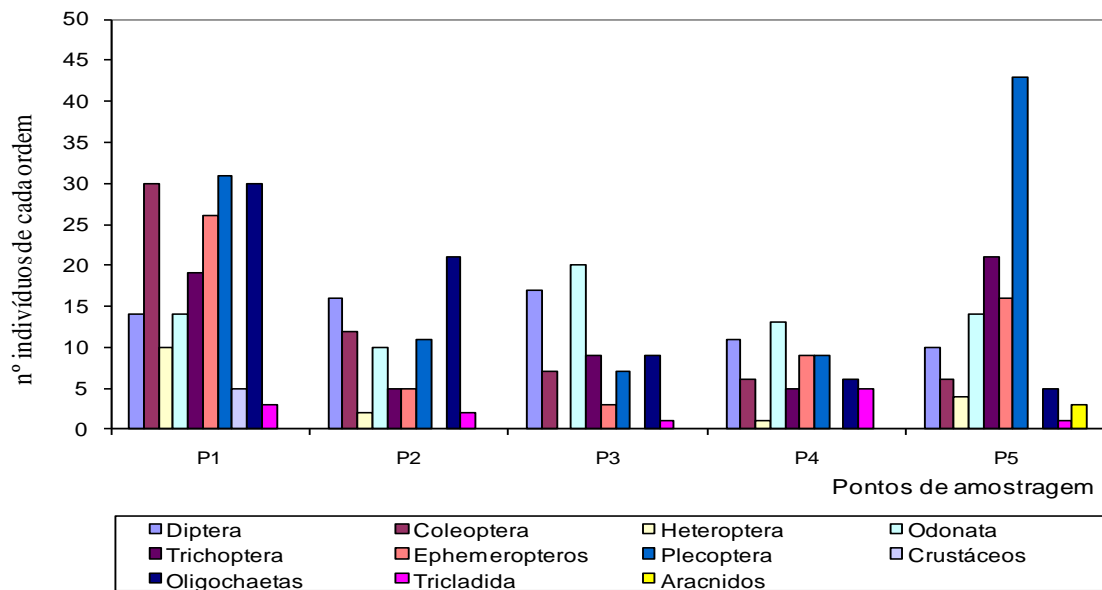


Figura 3.3 – Número de indivíduos de cada ordem identificada a 22/10/2010, para os cinco pontos de amostragem.

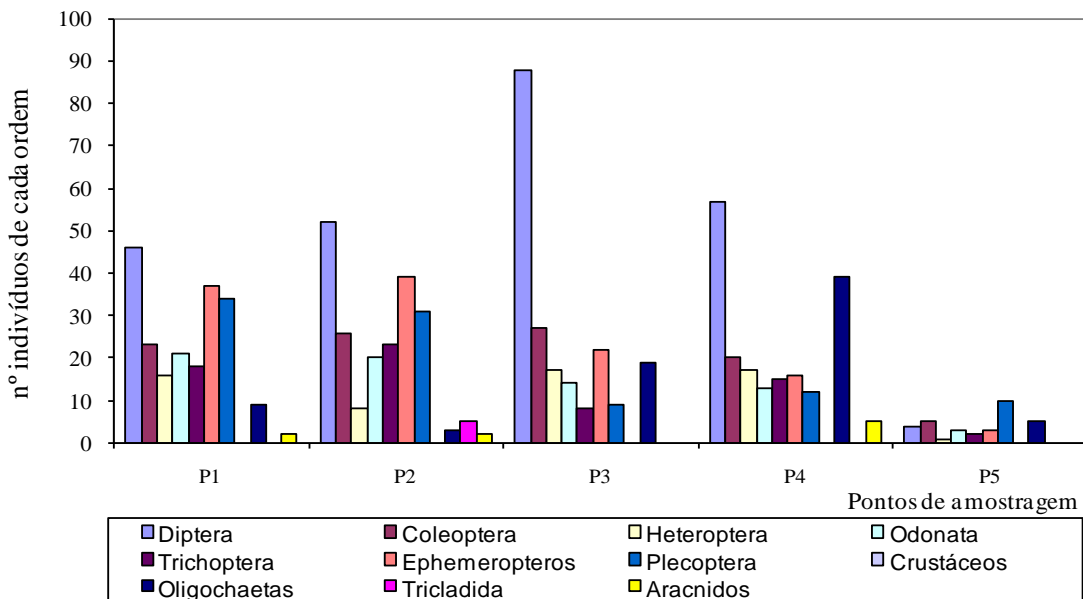


Figura 3.4 – Número de indivíduos de cada ordem identificada a 15/04/2011, para os cinco pontos de amostragem.

A segunda data de recolha (15/04/2011), na Primavera, apresentou 61,2% do total de 1373 indivíduos recolhidos. Destacou-se também, um número elevado de Dípteros ao longo dos pontos de amostragem, assim como de Coleópteros, mas em menor escala. Verificou-se que o número de indivíduos da ordem Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), baixou gradualmente do ponto 1 para o ponto 5, ou seja, de montante para jusante, em

especial, a partir do ponto 3 inclusive. Registou-se também, um aumento do número de indivíduos da subclasse Oligochaetas (macroinvertebrados mais resistentes à poluição). O facto, do ponto 3 e 4 se encontrarem sobre a influência de duas estruturas lineares (A27 e EN 202), assim como, das principais áreas de agricultura (milho, pastagens forrageiras e vinha em bordadura), não é alheio a estes resultados (fig.3.4).

O baixo número de indivíduos registados no ponto 5 poderá ser explicado pelo facto de que, na data e no momento da recolha, se ter verificado um caudal relativamente elevado para o processo de recolha utilizado (superior a 1,5 m de profundidade), devido à influência do Rio Lima e respectivas marés.

Nos quadros 3.1 e 3.2 encontra-se o número total de indivíduos recolhidos, o número de indivíduos de cada ordem, e respectivas percentagens, para cada uma das datas de recolha, nos cinco pontos de amostragem.

Quadro 3.1 – Número total de indivíduos, número de indivíduos de cada ordem e respectiva percentagem, em cada ponto de amostragem, na data de recolha de 22/10/2010.

Data de recolha 22/10/2010						
		P1	P2	P3	P4	P5
<b>Nº total de indivíduos</b>		<b>188</b>	<b>84</b>	<b>73</b>	<b>65</b>	<b>123</b>
<b>Valor percentagem</b>		<b>13,7</b>	<b>6,2</b>	<b>5,3</b>	<b>4,7</b>	<b>9,0</b>
<b>Díptera</b>	<b>Nº indiv.</b>	<b>14</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>11</b>	<b>10</b>
	<b>%</b>	<b>7,5</b>	<b>19,0</b>	<b>23,3</b>	<b>16,9</b>	<b>8,1</b>
<b>Coleoptera</b>	<b>Nº indiv.</b>	<b>30</b>	<b>12</b>	<b>7</b>	<b>9</b>	<b>6</b>
	<b>%</b>	<b>16,0</b>	<b>14,3</b>	<b>9,6</b>	<b>9,2</b>	<b>4,9</b>
<b>Odonata</b>	<b>Nº indiv.</b>	<b>14</b>	<b>10</b>	<b>20</b>	<b>13</b>	<b>14</b>
	<b>%</b>	<b>7,5</b>	<b>11,9</b>	<b>27,4</b>	<b>20,0</b>	<b>11,4</b>
<b>Trichoptera</b>	<b>Nº indiv.</b>	<b>19</b>	<b>5</b>	<b>9</b>	<b>5</b>	<b>21</b>
	<b>%</b>	<b>10,1</b>	<b>6,0</b>	<b>12,3</b>	<b>7,7</b>	<b>17,1</b>
<b>Ephemeroptera</b>	<b>Nº indiv.</b>	<b>26</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>9</b>	<b>16</b>
	<b>%</b>	<b>13,8</b>	<b>6,0</b>	<b>4,1</b>	<b>13,8</b>	<b>13,0</b>
<b>Plecoptera</b>	<b>Nº indiv.</b>	<b>31</b>	<b>11</b>	<b>7</b>	<b>9</b>	<b>43</b>
	<b>%</b>	<b>16,5</b>	<b>13,1</b>	<b>9,6</b>	<b>13,8</b>	<b>35,0</b>
<b>Heteroptera</b>	<b>Nº indiv.</b>	<b>10</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>4</b>
	<b>%</b>	<b>5,3</b>	<b>2,4</b>	<b>0,0</b>	<b>1,5</b>	<b>3,3</b>
<b>Oligochaetas</b>	<b>Nº indiv.</b>	<b>30</b>	<b>21</b>	<b>9</b>	<b>6</b>	<b>5</b>
	<b>%</b>	<b>16,0</b>	<b>25,0</b>	<b>12,3</b>	<b>9,3</b>	<b>4,1</b>
<b>Tricladida</b>	<b>Nº indiv.</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>5</b>	<b>0</b>
	<b>%</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>7,7</b>	<b>0,0</b>

As seguintes ordens, Díptera, Coleóptera, Odonata, Trichoptera, Ephemeroptera, Plecoptera e Heteroptera, pertencem ao filo Arthropoda e à classe Insecta. As Oligochaetas pertencem ao filo Annelida, subclasse oligochaetas. A ordem Tricladida pertence ao filo Platyhelminthes, classe Turbellaria.

Quadro 3.2 – Número total de indivíduos, número de indivíduos de cada ordem e respectiva percentagem, em cada ponto de amostragem, na data de recolha de 15/04/2011.

Data de recolha 15/04/2011						
		P1	P2	P3	P4	P5
Nº total de indivíduos		206	203	204	194	33
Valor percentagem		15,0	14,8	14,9	14,1	2,4
<b>Díptera</b>	Nº indiv.	46	52	88	57	4
	%	22,3	25,6	43,1	29,3	12,0
<b>Coleoptera</b>	Nº indiv.	23	26	27	20	5
	%	11,2	12,8	13,2	10,3	15,2
<b>Odonata</b>	Nº indiv.	21	20	14	13	3
	%	10,2	9,8	6,8	6,7	9,0
<b>Trichoptera</b>	Nº indiv.	18	23	8	15	2
	%	8,7	11,3	3,9	7,7	6,0
<b>Ephemeroptera</b>	Nº indiv.	37	39	22	16	3
	%	17,9	19,2	10,8	8,2	9,0
<b>Plecoptera</b>	Nº indiv.	34	31	9	12	10
	%	16,5	15,2	4,4	6,2	30,0
<b>Heteroptera</b>	Nº indiv.	16	8	17	17	1
	%	7,8	3,9	8,3	8,7	3,0
<b>Oligochaetas</b>	Nº indiv.	9	3	19	39	5
	%	4,3	1,4	9,3	20,1	15,2
<b>Tricladida</b>	Nº indiv.	0	0	0	0	0
	%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Díptera, Coleóptera, Odonata, Trichoptera, Ephemeroptera, Plecoptera e Heteroptera, pertencem ao filo Arthropoda e à classe Insecta. Oligochaetas pertencem ao filo Annelida, subclasse oligochaetas. A ordem Tricladida pertence ao filo Platyhelminthes, classe Turbellaria.

### 3.1.2 - Índices biológicos

Foram calculados os seguintes índices de qualidade biológica da água, o Índice IBB (Índice Biótico Belga), o Índice IBMWP (Biological Monitoring Working Party) e o Índice ASPT (Average Score Per Taxon), para os cinco pontos de amostragem e respectivas datas de recolha (quadros 3.3 e 3.4 e fig. 3.5).

Quadro 3.3 – Índices de qualidade da água: Biological Monitoring Working Party (IBMWP) (Alba-Tercedor, 1996); Índice Biótico Belga (IBB) (Fontoura, 1985).

Local	IBMWP				IBB			
	22/10/2010	15/04/2011	Média	$\sigma$	22/10/2010	15/04/2011	Média	$\sigma$
P1	153	162	157,5	6,36	8	8	8	0,00
P2	131	151	141,0	14,14	7	7	7	0,00
P3	150	106	128,0	31,11	7	7	7	0,00
P4	121	118	119,5	2,12	7	7	7	0,00
P5	133	86	109,5	33,23	8	7	8	0,71
Média	137,6	124,6	----		7,40	7,2	----	
$\sigma$	13,52	31,52	----		0,55	0,45	----	

Quadro 3.4 – Índice de qualidade da água: Índice Average Score Per Taxon (ASPT) (Jones, 1973) e (Balloch et al., 1976).

ASPT				
Locais	22/10/2010	15/04/2011	Média	$\Sigma$
P1	6,12	6,00	6,06	0,08
P2	6,55	6,29	6,42	0,18
P3	6,25	5,88	6,07	0,26
P4	6,05	5,90	5,98	0,11
P5	5,54	5,73	5,64	0,13
Média	6,102	5,96	----	
$\sigma$	0,37	0,21	----	

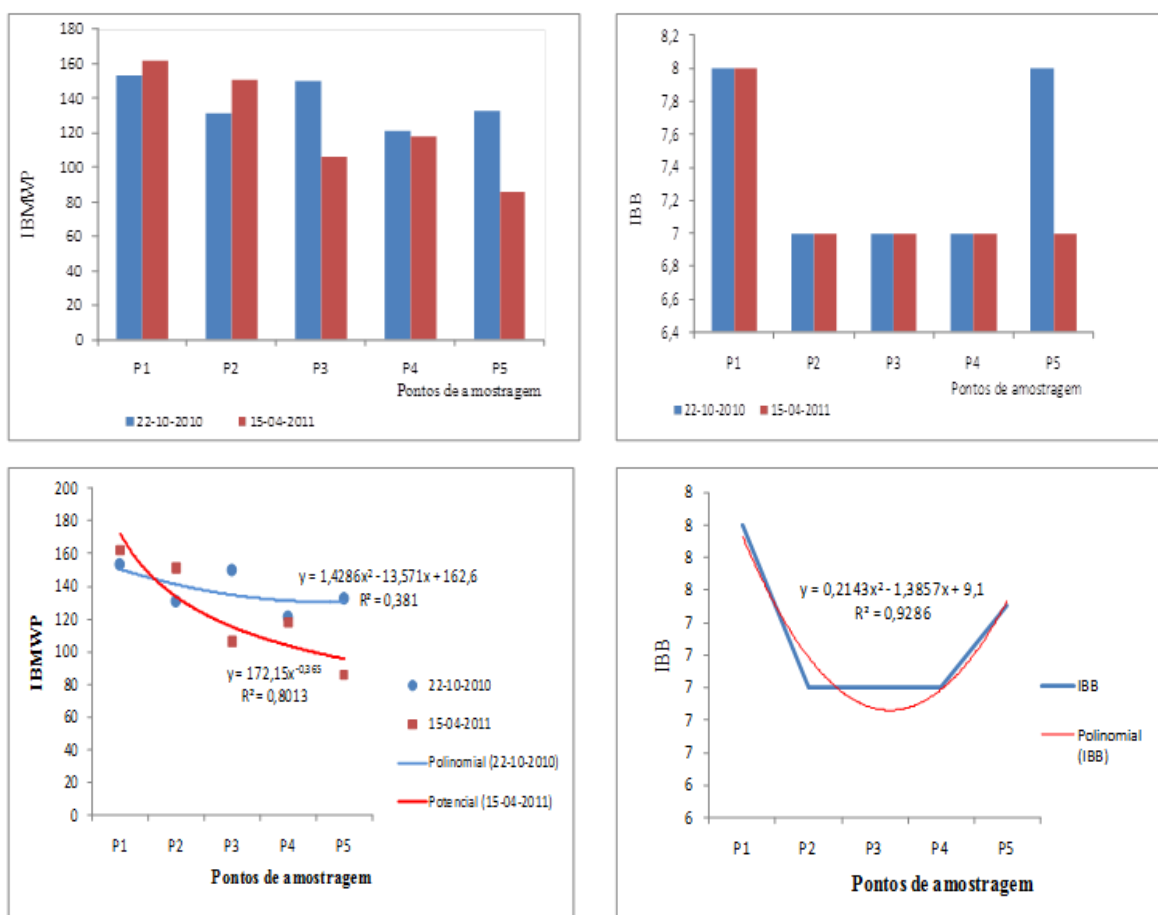


Figura 3.5 – Índices IBMWP e IBB e respectivas linhas de tendência, nos cinco pontos de amostragem, para cada uma das datas de recolha.

O índice IBMWP decresceu de montante para jusante (P1 para P5), descida mais acentuada na Primavera (15/04/2011) (quadro 3.3 e 3.4 e fig. 3.5).

Relativamente aos valores médios, na primeira data de recolha, obteve-se um valor de 137,6 que correspondeu à classe I, cor Azul, qualidade “BOA” (quadro 3.5). Na segunda data de recolha, o valor obtido foi de 124,6 que correspondeu à mesma classe, cor e classificação. Os valores médios obtidos para os pontos 1 a 5 foram, respectivamente, 157,5; 141,0; 128,0; 119,5 e 109,5 que também se enquadram na classe I, cor Azul, qualidade “BOA” (quadro 3.5).

Assim, a classificação em todos os pontos de amostragem e em ambas as datas de recolha, correspondeu à designação de águas limpas, qualidade “BOA”, excepto no ponto 5 na data de 15/04/2011, que obteve uma pontuação inferior a 100, equivalente à classe II (cor Verde), designação de águas com alguns efeitos de contaminação, qualidade “ACEITAVEL” (quadro 3.5).

Para o índice IBB, obtiveram-se pontuações de 7 e 8 valores, nomeadamente o ponto 1 em ambas as datas de recolha obteve valor de 8; os pontos 2, 3 e 4 em ambas as datas obtiveram a pontuação de 7; e no ponto 5, o valor 8 para a primeira data de recolha e 7 para a seguinte (fig. 3.5).

Em função da pontuação obtida, a classificação em todos os pontos de amostragem e em ambas as datas de recolha, correspondeu à classe II, cor verde, designação de águas ligeiramente poluídas (quadro 3.5).

O terceiro índice, Índice Average Score Per Taxon (ASPT), foi calculado pela divisão da pontuação do IBMWP e pelo número de taxa presentes, indicativo da sensibilidade média das famílias. Um ASPT superior a 4, geralmente corresponde a águas de boa qualidade. Assim, os valores obtidos em ambas as datas de recolha, em todos os pontos de amostragem, variaram entre os valores de 5,54 e 6,55 (quadro 3.4 e fig. 3.6). Na primeira data de recolha, obteve-se um valor médio de 6,10, enquanto na segunda data de recolha o valor foi de 5,96.

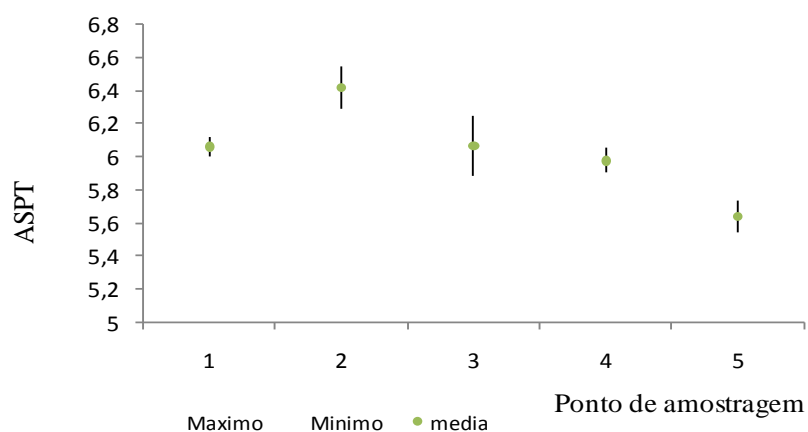


Figura 3.6 – Índice ASPT em ambas as datas de recolha e nos cinco pontos de amostragem.

A classificação obtida em todos os pontos de amostragem e em ambas as data de recolha foi “Muito bom”, que corresponde a águas de boa qualidade (quadro 3.5).

Quadro 3.5 – Classe e cor atribuída a cada ponto de amostragem, em ambas as datas de recolha, através dos índices IBMWP, IBB, ASPT (Alba-Tercedor, 1996).

	IBMWP		IBB		ASPT	
	22/10/2010	15/04/2011	22/10/2010	15/04/2011	22/10/2010	15/04/2011
<b>Local</b>						
<b>P1</b>	Classe I	Classe I	Classe II	Classe II	Mto Bom	Mto Bom
<b>P2</b>	Classe I	Classe I	Classe II	Classe II	Mto Bom	Mto Bom
<b>P3</b>	Classe I	Classe I	Classe II	Classe II	Mto Bom	Mto Bom
<b>P4</b>	Classe I	Classe I	Classe II	Classe II	Mto Bom	Mto Bom
<b>P5</b>	Classe I	Classe II	Classe II	Classe II	Mto Bom	Mto Bom

### 3.1.3 - Índice de Diversidade e Equitabilidade

Os índices de diversidade e equitabilidade, permitiram verificar as diferenças de composição da comunidade de macroinvertebrados bentónicos, para as diferentes amostras. Segundo o índice de diversidade de Shannon-Wiener (fig. 3.7), os pontos de amostragem 1, 2 e 4, registaram valores muito idênticos, que variaram entre 1,97 e 2,00. No ponto de amostragem 3, foi onde se registaram os valores mais baixos, para ambas as datas de recolha, que variou entre 1,84 e 1,74. Este facto pode ser explicado por se tratar de



um local sobre a influência de uma estrutura linear (A27). O ponto de amostragem 5 registou valores intermédios, que variaram entre 1,90 e 1,89 (fig. 3.7).

Em comparação com os resultados obtidos do número de indivíduos  $m^{-2}$  (fig. 3.2), que registaram uma diminuição gradual do ponto 1 para o ponto 5, o índice de diversidade, contrariou de uma certa forma estes registos, o que pode ser explicado pelas condições naturais registadas nestes locais.

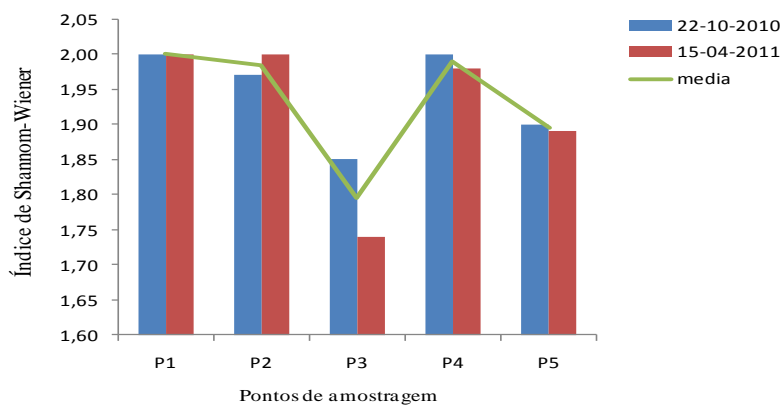


Figura 3.7 – Índice de diversidade de Shannon-Wiener, para ambas as datas de recolha e respectivos cinco pontos de amostragem.

Em relação à distribuição dos organismos pelos grupos taxonómicos identificados, ou seja, a equitabilidade, as amostras seguiram a tendência registada para a diversidade (fig. 3.8). Os pontos 1, 2 e 4, foram os que apresentaram os valores mais elevados, que variam entre 0,89 e 0,94. O ponto 3 registou os menores valores, que variam entre 0,83 e 0,88. No ponto 5, o registo da primeira recolha 22/10/2010, foi o que registou o menor valor de todas as amostragens (0,82), sendo que na Primavera (15/04/2011), foi dos registos mais altos (0,91). Será sempre uma situação pontual, atendendo aos restantes valores (fig. 3.8).

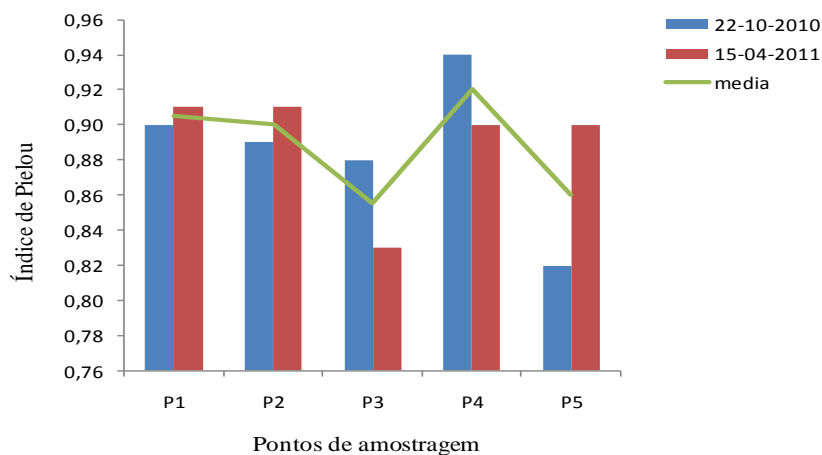


Figura 3.8 – Índice de equitabilidade de Pielou, para ambas as datas de recolha e respectivos cinco pontos de amostragem.

A baixa equitabilidade registada no ponto 3, na primeira data de recolha, foi explicada pela maior abundância dos grupos taxonómicos Odonata, Díptera e Oligochaetas. Enquanto na segunda data de recolha, registou-se uma maior abundância de taxa Díptera, Coleóptera e Ephemeroptera. No ponto 5, os registos da taxa mais abundantes, foram na primeira data de recolha, as taxa Plecoptera, Trichoptera e Ephemeroptera. Na segunda data, foram mais abundantes as taxa Plecoptera, Coleóptera e Oligochaetas (fig. 3.8 e quadros 3.1 e 3.2).

Nos restantes pontos, as taxa mais abundantes foram Oligochaetas, Plecopteras, Coleópteras e Dípteras na primeira data de recolha. Na segunda data, a maior abundância foi para as taxa Plecoptera, Ephemeroptera, Coleóptera e Oligochaetas (fig.3.8).

Uma maior ou menor abundância, de uma determinada taxa em relação a outras, em determinada amostragem influencia negativamente ou positivamente o índice de equitabilidade de Pielou. Foram exemplos, os casos do ponto 3 (22/10/2010) com forte presença de taxa Díptera e Odonata e no mesmo ponto (15/04/2011), a forte presença de Dípteras (quadros 3.1 e 3.2).

Relativamente ao índice de diversidade de Simpson (fig. 3.9), os registos observados, tiveram comportamentos inversos aos anteriores, ou seja, os pontos de amostragem que registaram os maiores valores foram, os pontos 3 e 5, independentemente da data de recolha.

Em comunidades onde a diversidade é baixa, os valores do índice de Simpson aproximam-se de 1, verificando-se resultados mais baixos, quando a diversidade de uma amostra aumenta.

No ponto de amostragem 1, foram observados valores de 0,12 para a primeira data de recolha e 0,14 para a segunda data. No ponto 2 registaram-se valores de 0,15 e 0,16 respectivamente para as duas datas e no ponto 3, os valores registados foram 0,17 e 0,24. No ponto 4, os valores variaram entre 0,12 e 0,16 e no ponto 5 variaram entre os valores 0,19 e 0,15 respectivamente (fig. 3.9).

Tal como já foi referido, os pontos de amostragem que apresentaram os maiores valores do índice de Simpson, corresponderam aos pontos de menor diversidade.

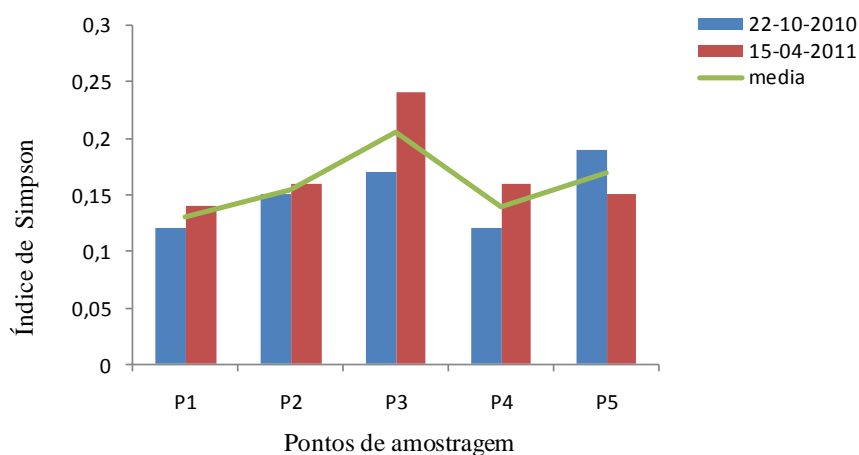


Figura 3.9 – Índice de Simpson, para ambas as datas de recolha e respectivos cinco pontos de amostragem.

Uma análise comparativa, em termos de diversidade e equitabilidade para cada amostragem, encontra-se nas figuras 3.10 e 3.11.

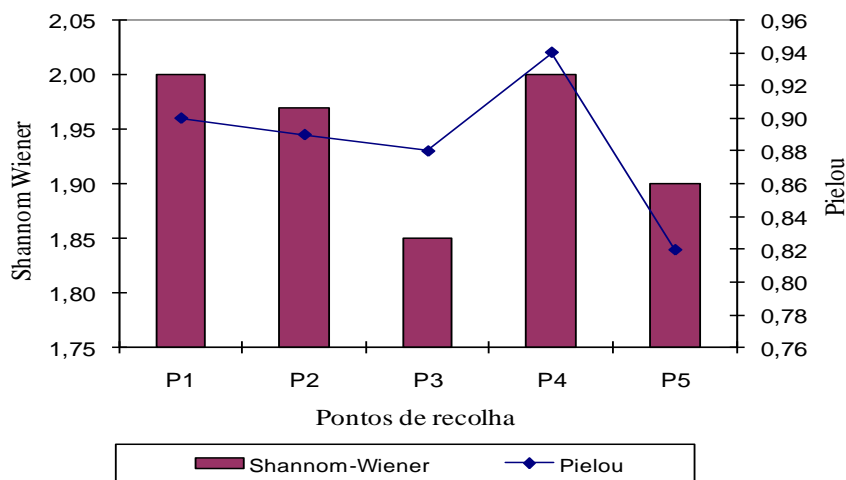


Figura 3.10 – Índice de Diversidade de Shannon e Índice de Equitabilidade Pielou na data de recolha 22/10/2010 e nos cinco pontos de amostragem.

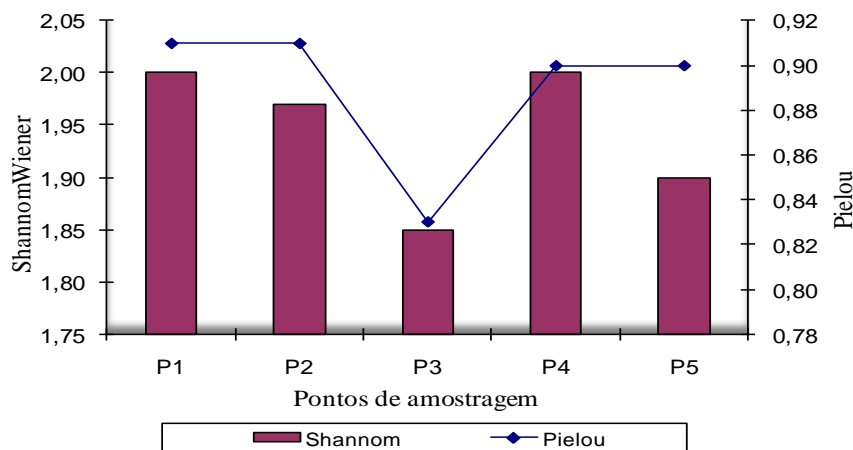


Figura 3.11 – Índice de Diversidade de Shannon e Índice de Equitabilidade Pielou, na data de recolha 15/04/2011 e respectivos cinco pontos de amostragem.

Para um menor valor de diversidade corresponde um menor valor de equitabilidade. O índice de diversidade de Shannon fornece informação sobre a estabilidade da comunidade, ou seja, quando a poluição aumenta, a instabilidade da comunidade também aumenta, indicando que as formas de vida mais sensíveis começam a desaparecer, enquanto as mais tolerantes se tornam mais abundantes, traduzindo-se numa diminuição do índice de diversidade.

O índice de equitabilidade de Pielou é um bom indicador da diversidade, porque depende da forma como os indivíduos estão repartidos pelos grupos taxonómicos considerados e tenta medir a dominância de um ou mais grupos. Está parcialmente correlacionada com o número de indivíduos e fortemente correlacionado com o número de grupos.

### 3.1.4 - Índice de Riqueza

Para além do estudo da equitabilidade e da diversidade, é igualmente importante referir a riqueza taxonómica em cada ponto de amostragem. Para tal, foram calculados os seguintes índices de riqueza, Índice Biótico de Famílias de Hilsenhoff (IBF) (fig. 3.12), Índice de Margalef (R) (fig. 3.13) e Índice de Riqueza EPT (Ephemeropteras, Plecoptera, Trichoptera) / CIOS (fig. 3.14 e fig. 3.15).

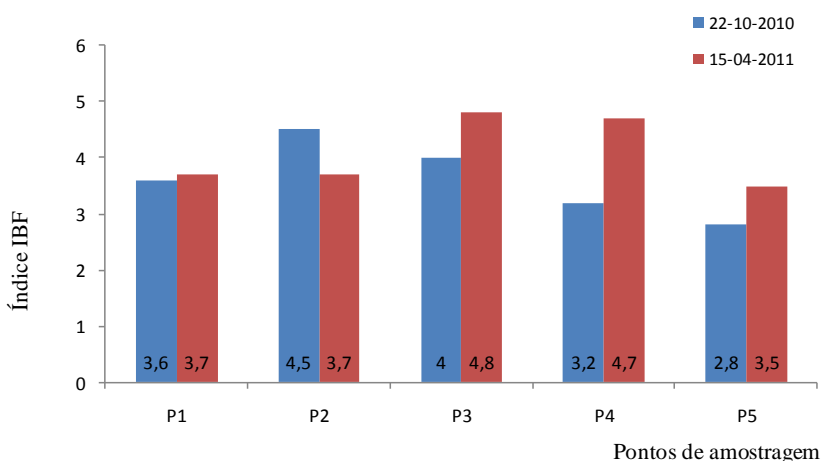


Figura 3.12 – Índice Biótico de Hilsenhoff (IBF), em cada data de recolha e nos cinco pontos de amostragem.

Dos resultados obtidos para o IBF (fig. 3.12), verificou-se que na data de recolha no Outono (22/10/2010), a qualidade da água foi caracterizada como “Muito Boa”, com possível poluição orgânica leve, nos pontos de amostragem 1, 2, 3 e 4, sendo que na mesma data, o ponto de amostragem 5, foi caracterizado como “Excelente”, sem poluição orgânica aparente. Facto, muito influenciado pela presença de macroinvertebrados da ordem das Plecopteras, Ephemeropteras e Trichopteras, assim como, de uma data de

recolha em que os caudais ainda eram relativamente altos, podendo evidenciar-se o factor de autodepuração.

Na segunda data de recolha, a qualidade da água foi caracterizada de “Muito Boa” com possível poluição orgânica ligeira, nos pontos de amostragem 1, 2 e 5 e de “Boa” alguma poluição orgânica nos pontos 3 e 4 (anexo 8). Nestes casos, parece evidente a influência das proximidades das duas estruturas lineares (A27 e EN 202), assim como, a influência de poluição agrícola e de esgotos domésticos.

O índice de Margalef (R) traduz a riqueza do ecossistema em termos do número e distribuição dos indivíduos. Assim, e analisando a figura 3.13, concluiu-se que em termos de riqueza houve uma diminuição da primeira para a segunda data de recolha, entre os diferentes pontos de amostragem.

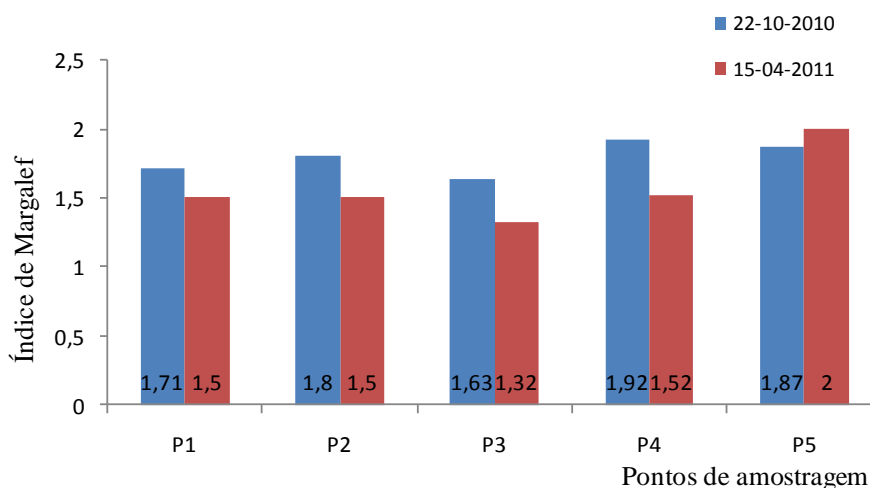


Figura 3.13 – Índice de Margalef, ao longo das datas de recolha e respectivos cinco pontos de amostragem.

O índice EPT é constituído pelos organismos da taxa Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (fig. 3.14), que segundo Department of Environmental Protection of the State of Main, identifica estes organismos, como sendo os mais intolerantes à presença de qualquer tipo de poluição, seja orgânica ou resultante de produtos tóxicos (Fernandes, 2009). Contudo, a sensibilidade destes organismos variam em função das reacções com os diferentes habitats (Fernandes, 2009).

Por oposição ao índice EPT, foi realizada uma análise semelhante, mas com os organismos mais tolerantes a fenómenos de poluição. Esta análise foi denominada de CIOS e inclui taxa Chironomidae, Isopoda, Oligochaetas e Simuliidae (fig. 3.14).

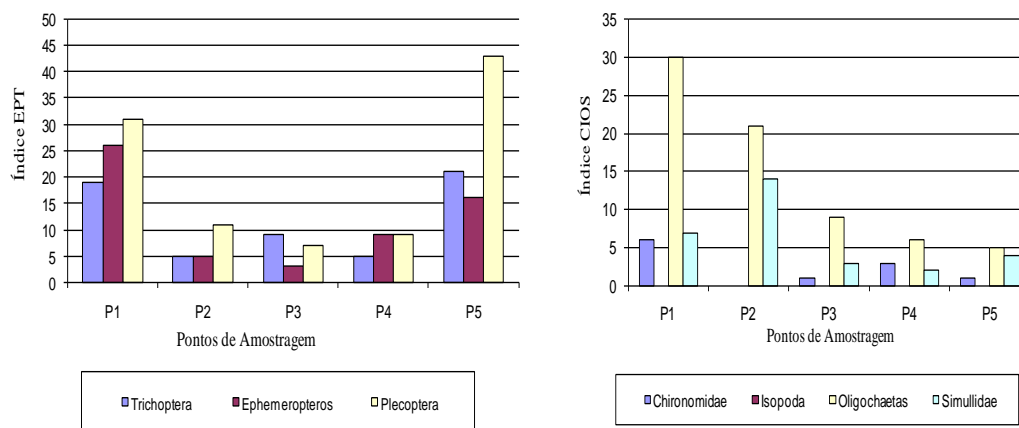


Figura 3.14-Índice EPT a 22/10/2010 (esquerda), índice CIOS a 22/10/2010 (direita), nos cinco pontos de amostragem.

Para a amostragem de 22/10/2010, os valores do índice EPT mais elevados corresponderam aos pontos 1 e 5 (fig. 3.14), ou seja, locais onde a qualidade da água era boa. Os locais 2, 3 e 4 apresentaram os valores mais baixos, será um indicador de qualidade da água mais poluída (fig. 3.14). Estes estão sobre a influência da grande maioria dos esgotos domésticos (freguesia de Moreira e Estorãos), assim como, de duas fontes de poluição difusa (A27 e EN 202).

Em contraste, os valores do índice CIOS (fig. 3.14), que também apresentaram os valores mais altos no pontos 1 e 2, essencialmente o número de indivíduos da taxa Oligochaetas e Chironomidae, seria um indicador de água poluída. No caso dos pontos 3, 4 e 5, os baixos registos indicaram locais pouco poluídos (fig. 3.14).

Estes registos, contrariam os valores obtidos para o índice EPT, contudo os valores obtidos nesta data de recolha, para o índice CIOS, estavam essencialmente influenciados pela presença da taxa Oligochaetas, que são organismos que marcam presença quer em ambientes mais poluídos quer em ambientes menos poluídos.

Em contrapartida, no caso do índice EPT, a principal taxa presente correspondeu à ordem Plecoptera, que é uns dos melhores indicadores de locais de boa qualidade da água.

Na data de recolha na Primavera (15/04/2011), os valores do índice EPT mais elevados corresponderam aos pontos 1 e 2, o que se traduz, em locais onde a qualidade da água era boa. Os locais 3, 4 e 5 apresentaram os valores mais baixos, indicando uma qualidade da água mais poluída (fig. 3.15).

Os valores registados para o índice CIOS nesta data, apresentaram os valores mais altos nos pontos 2, 3 e 4, indicador de águas mais poluídas. Os registos mais baixos deste índice na mesma data, corresponderam aos locais 1 e principalmente ao local 5. Indicador de águas menos poluídas (fig. 3.15).

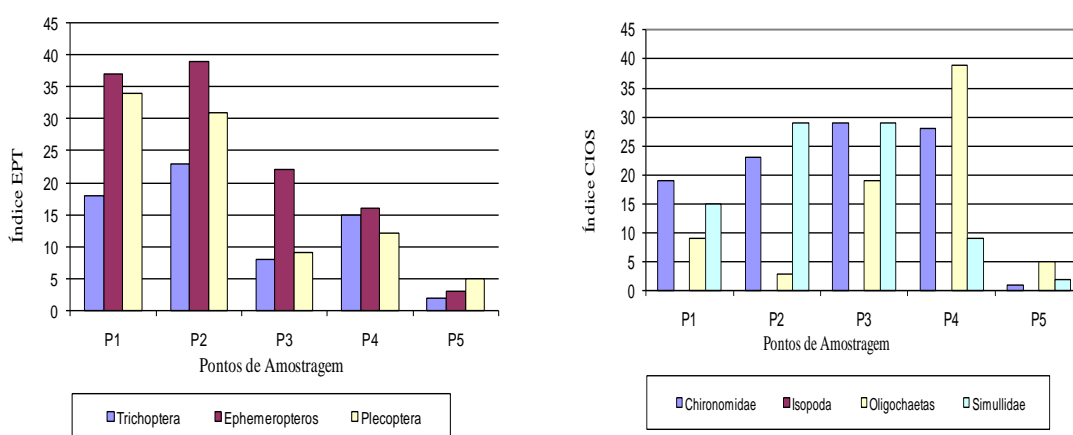


Figura 3.15 - Índice EPT a 15/04/2011 (esquerda), Índice CIOS a 15/04/2011 (direita), nos cinco pontos de amostragem.

Para uma melhor comparação entre estes dois índices, transformaram-se estes valores em percentagem, para ambas as datas de recolha (fig. 3.16), confirmando-se o que anteriormente se tinha observado para a data de recolha no Outono (22/10/2010), os pontos de amostragem 1 e 5 são os que apresentaram melhores condições de qualidade da água, sendo os restantes locais mais poluídos. Na Primavera, os pontos com a melhor qualidade da água foram os locais 1 e 2, sendo os restantes locais 3, 4 e 5, os de menor qualidade (fig. 3.16).



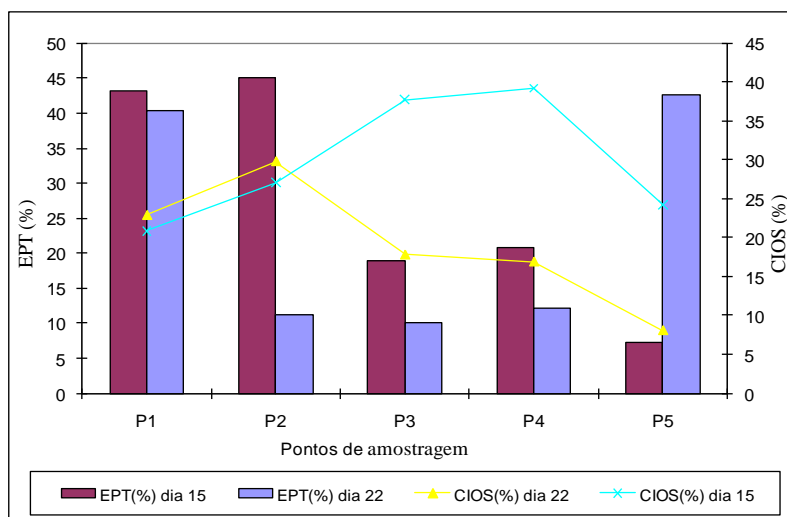


Figura 3.16 – Índices EPT e CIOS em porcentagem para ambas as datas de recolha e respectivos pontos de amostragem.

Para além do número de indivíduos em cada local de amostragem, foi também importante, contabilizar a sua riqueza taxonómica (fig. 3.17). O ponto de amostragem 1, sempre foi o local que apresentava o maior número de indivíduos, assim como, o local que apresentava o maior número de taxa identificadas, o que indicia uma menor influência de pressão antropogénica. Neste local, registou-se um aumento do número de indivíduos e do número de taxa identificada de Outubro para Abril (fig. 3.17).

O ponto de amostragem 2, teve comportamento idêntico ao anterior, contudo já apresentou valores ligeiramente inferiores ao local 1, indicativo de alguma influência de pressão antropogénica, mas que não influenciava negativamente a distribuição dos macroinvertebrados (fig. 3.17).

O ponto de amostragem 3, aumentou o número de indivíduos de Outubro para Abril, mas reduziu o número de taxa identificada, o que indicava uma maior influência da pressão antropogénica (esgotos domésticos, campos agrícolas e A27) (fig. 3.17).

No ponto 4, também aumentou o número de indivíduos de Outubro para Abril, mas manteve o mesmo número de taxa, o que significou que não houve grandes alterações relativamente ao local anterior, (influência de campos agrícolas, EN 202 e dos esgotos domésticos) (fig. 3.17). Enquanto no ponto de amostragem 5, registou-se o menor número de indivíduos e de taxa de Outubro para Abril.

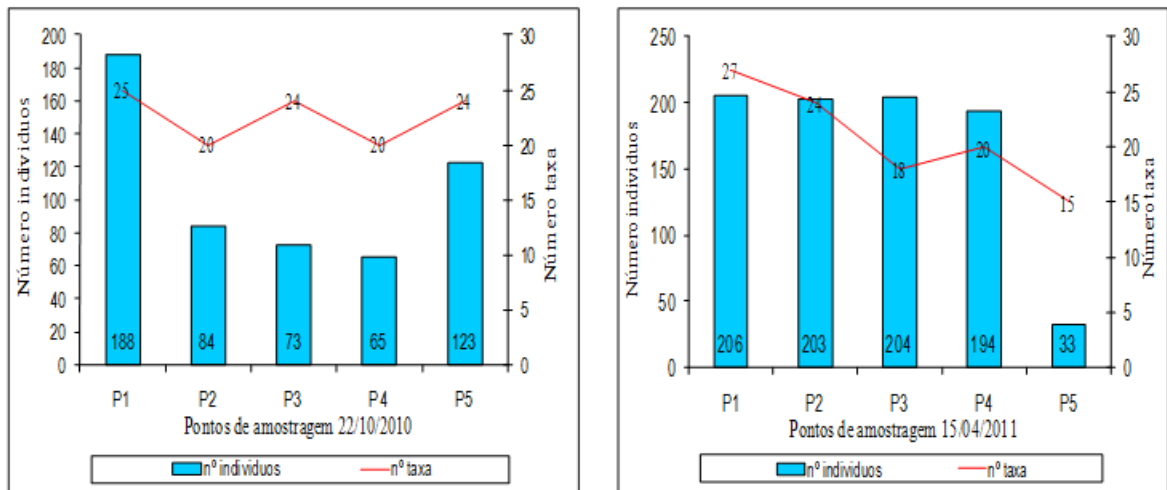


Figura 3.17 – Número de indivíduos, número de taxa, para ambas as datas de recolha e respectivos pontos de amostragem.

Em conclusão, os níveis de pressão antropogénica aumentaram do ponto 1 para o ponto 5, o que correspondeu ao aumento dos níveis de poluição. Contudo, atendendo a outros índices bióticos, a qualidade da água manteve a classificação de boa.

### 3.1.5 - Grupos funcionais

As diferenças de abundância, riqueza, diversidade e qualidade da água analisadas anteriormente, com base em diversos índices bióticos, foram também, visíveis ao nível da comunidade trófica em cada local de amostragem (fig. 3.18 e 3.19).

Em Outubro, o grupo trófico dominador correspondeu ao grupo predador mastigador, constituído essencialmente pela taxa Plecoptera (família Nemouridae, Leuctridae), pela taxa Trichoptera (família Polycentropodidae) e pela taxa Odonata (família Gomphidae), que correspondem aos organismos mais sensíveis à poluição doméstica (fig.3.18).

O segundo grupo trófico alimentar mais representativo, correspondeu ao grupo colector detritívoro, constituído essencialmente pela taxa Ephemeroptera (família Baetidae) e pela taxa Heteroptera (família Gerridae), que correspondem também, ao grupo dos macroinvertebrados sensíveis à poluição doméstica (fig.3.18).

Em Abril, caracterizou-se principalmente pela redução da percentagem do grupo trófico predador mastigador, que continuou a apresentar valores consideráveis, principalmente a taxa Plecoptera (família Nemouridae, Leuctridae) (fig.3.19).

Nesta data, registou-se um aumento considerável nos grupos tróficos alimentares de colector filtrador, taxa Díptera (família Chironomidae e Simulidae), que correspondem aos macroinvertebrados mais tolerantes à poluição doméstica e ao grupo colector detritívoro, constituído pela taxa Ephemeroptera (família Baetidae) e pela taxa Heteroptera (família Gerridae). Registou-se também, e principalmente nos pontos de amostragem 4 e 5, um aumento da percentagem de limívoros, constituídos essencialmente pela taxa das Oligochaetas (tolerantes à poluição doméstica) (fig. 3.19).

No anexo 15, encontram-se contabilizados o número de indivíduos e respectivas percentagens, de cada grupo trófico em cada ponto de amostragem nas respectivas datas de recolha.

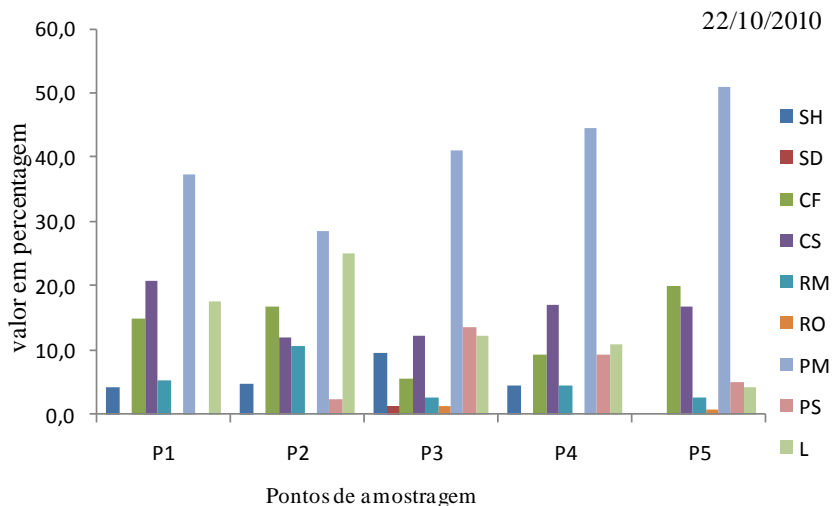


Figura 3.18 – Percentagem de cada grupo trófico funcional a 22/10/2010, em cada ponto de amostragem. SH: retalhador herbívoro, SD: retalhador detritívoro, CF: colector filtrador, CS: colector detritívoro, RM: raspadores minerais, RO: raspador orgânico, PM: predador mastigador, PS: predador sugador, L: limívoros.

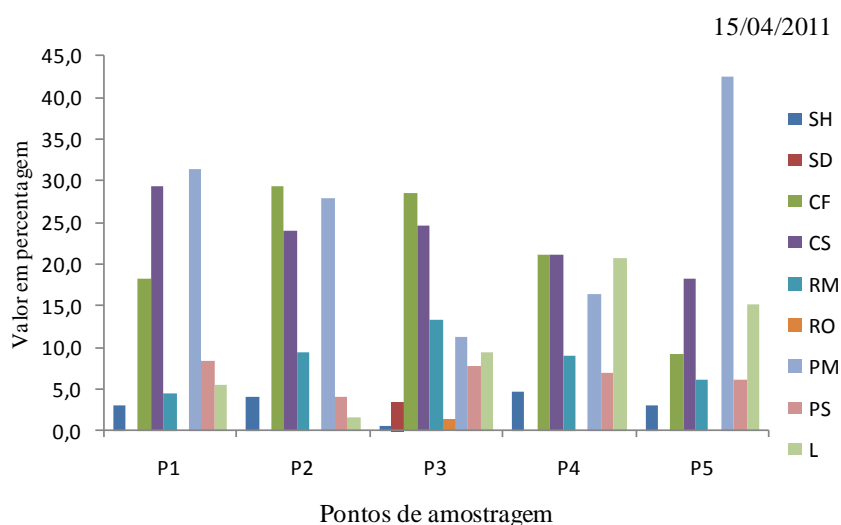


Figura 3.19 – Percentagem de cada grupo tróficos alimentares a 15/04/2011, em cada ponto de amostragem. SH: retalhador herbívoro, SD: retalhador detritívoro, CF: colector filtrador, CS: colector detritívoro, RM: raspadores minerais, RO: raspador orgânico, PM: predador mastigador, PS: predador sugador, L: limívoros.

Observou-se que de Outubro a Abril a qualidade da água dentro do troço estudado diminuiu, embora a qualidade da água tenha mantido a classificação de boa (presença de Plecopteras e Trichopteras) (fig. 3.18 e 3.19).

## 3.2 - Indicadores hidromorfológicos

### 3.2.1 - Caracterização e identificação da vegetação ripária

Por vegetação ripária, entende-se toda a vegetação presente nas margens de um determinado curso de água. As folhas que se encontram no sedimento, são a fonte primária de energia para a comunidade bentónica e as raízes servem também como refúgio para os macroinvertebrados e contribuem para a estabilidade das margens (Ferreiro, 2007). As espécies, mais representativas das margens do troço estudado do rio Estorãos, encontram-se no quadro 3.6.

Quadro 3.6 – Vegetação ripária predominante nas margens do rio Estorãos, nos cinco pontos de amostragem.

<b>Pontos de amostragem</b>	<b>Espécies de vegetação ripária</b>
Ponto 1 - Pontelha	Amieiro ( <i>Alnus glutinosa</i> ) Salgueiros ( <i>Salix alba</i> ) Carvalho ( <i>Quercus robur</i> ) Acácia Austrália ( <i>Acácia melanoxylon</i> ) Acácia mimosa ( <i>Acácia dealbata</i> )
Ponto 2 – Ponte de Estorãos	Plátano ( <i>Platanus orientalis</i> ) Carvalho ( <i>Quercus robur</i> ) Castanheiro ( <i>Castanea sativa</i> ) Amieiro ( <i>Alnus glutinosa</i> ) Salgueiros ( <i>Salix alba</i> )
Ponto 3 – Souto Poldras	Amieiro ( <i>Alnus glutinosa</i> ) Acácia Austrália ( <i>Acácia melanoxylon</i> ) Acácia mimosa ( <i>Acácia dealbata</i> ) Salgueiros ( <i>Salix alba</i> )
Ponto 4 – Ponte EN 202	Amieiro ( <i>Alnus glutinosa</i> ) Acácia Austrália ( <i>Acácia melanoxylon</i> )
Ponto 5 - Foz	Amieiro ( <i>Alnus glutinosa</i> ) Salgueiros ( <i>Salix alba</i> ) Acácia mimosa ( <i>Acácia dealbata</i> ) Eucalipto comum ( <i>Eucalyptus globulus</i> )

Apesar da influência do homem na área de estudo, verificou-se que em todos os locais de amostragem existiam, pelo menos, duas espécies características da vegetação ribeirinha (Amieiros e Salgueiros), à excepção do ponto 4.

### 3.2.2 - Avaliação visual do habitat e índice de qualidade do bosque ribeirinho

O habitat da ribeira é um elemento chave para o funcionamento dos rios. A sua importância é grande pois mantém uma elevada biodiversidade, serve de refúgio e proporciona alimento a várias espécies, para além de proteger o rio da contaminação difusa proveniente dos terrenos agrícolas e de controlar a temperatura das águas.

A avaliação da qualidade do habitat, foi efectuada “in situ” nos cinco pontos de amostragem, através do cálculo de dois índices: índice de avaliação visual do habitat (AVH) e o índice de qualidade do bosque ribeirinho (QBR) (quadros 3.7 e 3.8 e fig. 3.20).

Através destes índices, verificou-se que os locais que melhor capacidade apresentava para suportar vida aquática, eram os locais 1, 3 e 5.

Quadro 3.7 – Pontuação obtida para o índice Avaliação visual do habitat (AVH).

		<b>Pontuação AVH</b>				
<b>Parâmetros do Habitat</b>		P1	P2	P3	P4	P5
<b>1</b>		18	8	18	14	18
<b>2</b>		14	13	19	4	20
<b>3</b>		19	7	7	18	4
<b>4</b>		18	8	18	8	19
<b>5</b>		14	4	14	14	19
<b>6</b>		14	9	18	13	20
<b>7</b>		14	3	8	14	4
<b>8</b>	ME	10	7	10	7	5
	MD	9	6	10	8	5
<b>9</b>	ME	10	5	10	7	10
	MD	9	4	10	7	10
<b>10</b>	ME	8	5	5	5	10
	MD	7	4	7	4	10
<b>Pontuação Total</b>		164	83	154	123	154

Matriz de cálculo: Anexo 10, tabela de cálculo do índice AVH (EPA, 1999).

Quadro 3.8 – Pontuação obtida para o índice Qualidade do bosque ribeirinho (QBR).

		<b>Pontuação QBR</b>				
<b>Parâmetros do Habitat</b>		P1	P2	P3	P4	P5
<b>1</b>		20	5	20	15	20
<b>2</b>		25	5	25	15	20
<b>3</b>		20	25	15	20	15
<b>4</b>		15	5	25	0	25
<b>Total da Pontuação</b>		80	40	85	50	80

Matriz de cálculo: Anexo 11, tabela de cálculo do índice QBR (Munné et al., 1998).

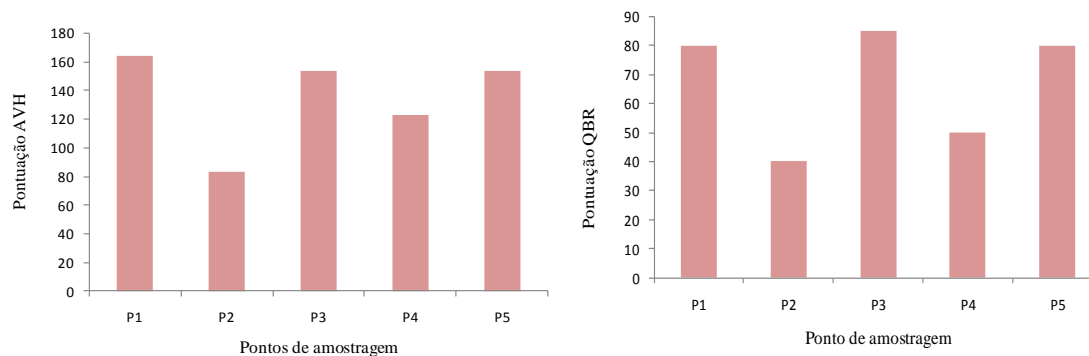


Figura 3.20 – Índice de Avaliação Visual do Habitat (AVH), Índice de Qualidade do Bosque Ribeirinho (QBR), em cada ponto de amostragem.

Relativamente ao índice de Qualidade do Bosque Ribeirinho (QBR), verificou-se que o ponto 1 (pontuação 80), o ponto 3 (pontuação 85) e o ponto 5 (pontuação 80), foram os locais que receberam a designação de “Ligeiramente perturbado, Boa qualidade” e que receberam a cor verde. Ou seja, foram os locais em que o grau de alteração do leito e do sistema fluvial não prejudicavam a qualidade do bosque ribeirinho (fig. 3.20 e anexo 11).

Os locais 2 e 4, com pontuação de 40 e 50 respectivamente, receberam a designação de “Fortemente alterado, má qualidade”, correspondente à cor laranja, significando que as alterações sofridas perturbaram a qualidade do bosque ribeirinho. As principais alterações nestes locais, estavam relacionadas com estruturas criadas pelo homem, que no caso do ponto 2, corresponde à criação de um pequeno açude, que tem por objectivo, funcionar como praia fluvial na época balnear, assim como, a substituição da vegetação ribeirinha natural, por vegetação à base de Plátanos (margem direita). No caso do ponto 4, poderá ser devido à via EN 202, que ainda apresentava vestígios da construção do viaduto sobre o rio, assim como, da forte presença da espécie invasora Acácia Austrália (*Acacia melanoxylon*) (fig. 3.20 e anexo 11).

### **3.3 - Indicadores físico-químicos e microbiológicos**

#### **3.3.1 - Parâmetros físico-químicos**

Os valores obtidos com as análises físico-químicas e microbiológicas, foram comparados com os valores máximos recomendados (VMR) e ou valores máximos admitidos (VMA), dispostos no Anexo I e no Anexo XV do Decreto-lei 236/98 de 1 Agosto, segundo a classificação de águas para usos múltiplos.

Segundo o mesmo decreto-lei, a sigla VMA significa “Valor máximo admissível» ou «VMA» - valor de norma de qualidade que não deverá ser ultrapassado”, enquanto a sigla VMR significa “Valor máximo recomendado» ou «VMR» - valor de norma de qualidade que, de preferência, deve ser respeitado ou não excedido”.

As análises físico-químicas e microbiológicas foram realizadas no Laboratório da Escola Superior Agrária de Ponte de Lima / IPVC e os resultados encontram-se nos quadros 3.9 a 3.12. Estes resultados revelaram que os valores mantiveram sensivelmente os mesmos padrões ao longo dos cinco pontos de amostragem, nas duas datas de recolha. Os valores

dos Coliformes totais estiveram sempre abaixo do valor recomendado e o mesmo aconteceu com os Enterococcus, excepto no ponto de amostragem 1, em Outubro e do ponto 5, em Abril. O parâmetro que mereceu alguma atenção corresponde aos valores do pH, que estavam abaixo do valor mínimo (quadro 3.9).

Relativamente aos valores da condutividade eléctrica, sólidos totais dissolvidos e sólidos totais suspensos, baixaram da primeira para a segunda data de recolha, mantendo o mesmo padrão ao longo dos pontos de amostragem. No que respeita, aos sólidos totais suspensos, o ponto que apresentou sempre os maiores valores, foi o ponto 4, sendo o único que estava acima do valor recomendado (quadro 3.10).

Os valores dos parâmetros cloretos, dureza, cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), potássio (K), azoto nítrico (N-NO<sup>3-</sup>) e amoniacal (N-NH<sup>4+</sup>), apresentaram valores muito idênticos ao longo dos pontos de amostragem e não apresentaram grandes variações da primeira para a segunda data de recolha, mantendo-se sempre, dentro dos valores recomendados (quadro 3.11).

Os restantes parâmetros, fosfatos, fósforo total (P), zinco (Zn) e cobre (Cu), encontravam-se dentro dos limites normais, excepto o zinco e o cobre, que registaram, valores muito acima do valor máximo admitido, apesar de não existir qualquer tipo de indústria na zona de estudo (quadro 3.12).

Quadro 3.9 – Parâmetros químicos e microbiológicos e respectivos VMR, nos cinco pontos de amostragem e nas duas datas de recolha.

	Loca l	Colif UFC/100 ml	VM R	Entcc UFC/100 ml	VM R	DO ppm	DO (%)	VM R	pH	VMRmax .	VMRmi n
<b>22- Out</b>	1	42	<b>50</b>	4	2	6,24	98	<b>70</b>	5,92	<b>8,5</b>	<b>6,5</b>
	2	50	<b>50</b>	0	2	4,18	95	<b>70</b>	5,88	<b>8,5</b>	<b>6,5</b>
	3	17	<b>50</b>	1	2	4,66	98	<b>70</b>	5,78	<b>8,5</b>	<b>6,5</b>
	4	44	<b>50</b>	1	2	4,92	99	<b>70</b>	5,8	<b>8,5</b>	<b>6,5</b>
	5	45	<b>50</b>	0	2	4,72	94	<b>70</b>	5,63	<b>8,5</b>	<b>6,5</b>
<b>15- Abr</b>	1	56	<b>50</b>	2	2	4,15	99	<b>70</b>	6,09	<b>8,5</b>	<b>6,5</b>
	2	43	<b>50</b>	0	2	3,72	99	<b>70</b>	5,9	<b>8,5</b>	<b>6,5</b>
	3	28	<b>50</b>	0	2	4,38	97	<b>70</b>	6,44	<b>8,5</b>	<b>6,5</b>
	4	12	<b>50</b>	1	2	5,55	95	<b>70</b>	5,97	<b>8,5</b>	<b>6,5</b>
	5	40	<b>50</b>	3	2	4,24	94	<b>70</b>	5,89	<b>8,5</b>	<b>6,5</b>

Coliformes (Colif) (UFC/100ml), Enterococcus (Entcc) (UFC/100ml), Oxigénio dissolvido (DO) (ppm), VMR (máximo e mínimo). Fonte: Laboratório da ESAPL/IPVC.



Quadro 3.10 – Parâmetros físico-químicos e respectivos VMR, nos cinco pontos de amostragem e nas duas datas de recolha.

	Local	CE $\mu\text{ cm}^{-2}$	STD ppm	STS $\text{mg L}^{-1}$	VMR	CQO $\text{mg L}^{-1}$	CBO $\text{mg L}^{-1}$	VMR	Sulfatos $\text{mg L}^{-1}$	VMR
<b>22- Out</b>	1	30	20	13	<b>25</b>	17,9	1,7	<b>3</b>	3,6	<b>200</b>
	2	29	18	11	<b>25</b>	16,4	1,8	<b>3</b>	2,9	<b>200</b>
	3	23	14	13	<b>25</b>	20,8	1,98	<b>3</b>	4,2	<b>200</b>
	4	22	14	41	<b>25</b>	20,5	1,95	<b>3</b>	4,1	<b>200</b>
	5	22	13	9	<b>25</b>	21,5	2,1	<b>3</b>	3,5	<b>200</b>
<b>15- Abr</b>	1	28	17	11	<b>25</b>	15,2	2,06	<b>3</b>	3	<b>200</b>
	2	27	15	9	<b>25</b>	14	1,74	<b>3</b>	2,5	<b>200</b>
	3	21	12	11	<b>25</b>	18,3	1,48	<b>3</b>	3,7	<b>200</b>
	4	20	11	33	<b>25</b>	16,4	1,42	<b>3</b>	3,3	<b>200</b>
	5	19	10	7	<b>25</b>	16,2	2,52	<b>3</b>	2,6	<b>200</b>

Condutividade eléctrica (CE)  $\mu\text{ cm}^{-2}$ , Sólidos totais dissolvidos (STD) ppm, Sólidos totais suspensos (STS)  $\text{mg L}^{-1}$ , Carência química de oxigénio (CQO)  $\text{mg L}^{-1}$ , Carência biológica de oxigénio (CBO)  $\text{mg L}^{-1}$ , Sulfatos ( $\text{mg L}^{-1}$ ). Fonte: Laboratório da ESAPL/IPVC.

Quadro 3.11 – Parâmetros físico-químicos e respectivos VMR, nos cinco pontos de amostragem e nas duas datas de recolha (continuação).

	Local	Cloretos mg L <sup>-1</sup>	VMR	Dureza mg L <sup>-1</sup>	Ca mg L <sup>-1</sup>	Mg mg L <sup>-1</sup>	Na mg L <sup>-1</sup>	K mg L <sup>-1</sup>	Nítrico mg L <sup>-1</sup>	Amoniacal mg L <sup>-1</sup>	VMR
<b>22- Out</b>	1	3,5	<b>200</b>	3,8	2,2	0,2	0,4	0,6	1,3	0,01	<b>0,05</b>
	2	3,8	<b>200</b>	4,1	2,1	0,2	0,2	0,3	1,1	0,05	<b>0,05</b>
	3	3,7	<b>200</b>	4	2,1	0,2	0,4	0,5	2,1	0,02	<b>0,05</b>
	4	4,2	<b>200</b>	4,8	2,4	0,2	0,5	0,4	1,8	0,02	<b>0,05</b>
	5	7,5	<b>200</b>	5,9	2,9	0,5	2,9	0,7	2,2	0,02	<b>0,05</b>
<b>15- Abr</b>	1	4	<b>200</b>	3,5	2	0,3	0,4	0,3	1,1	0,02	<b>0,05</b>
	2	3,3	<b>200</b>	3,8	1,9	0,2	0,2	0,6	0,9	0,02	<b>0,05</b>
	3	8,3	<b>200</b>	3,6	1,9	0,2	0,4	0,8	1,8	0,01	<b>0,05</b>
	4	4	<b>200</b>	4,4	2,2	0,3	0,4	0,3	1,4	0,04	<b>0,05</b>
	5	3,3	<b>200</b>	5	2,5	0,2	2,5	0,6	1,7	0,02	<b>0,05</b>

Cloretos (mg L<sup>-1</sup>), Dureza (mg L<sup>-1</sup>), Cálcio (Ca) (mg L<sup>-1</sup>), Magnésio (Mg) (mg L<sup>-1</sup>), Sódio (Na) (mg L<sup>-1</sup>), Potássio (K) (mg L<sup>-1</sup>), Azoto nítrico (Nítrico) (mg L<sup>-1</sup>), Azoto amoniacal (Amoniacal) (mg L<sup>-1</sup>), Fonte: Laboratório da ESAPL/IPVC.

Quadro 3.12 – Parâmetros químicos e respectivos VMR ou VMA, nos cinco pontos de amostragem e nas duas datas de recolha.

	Local	Fosfatos (mg L <sup>-1</sup> )	VMR	Ptotal (mg L <sup>-1</sup> )	VMR	Zn (mg L <sup>-1</sup> )	VMA	Cu (mg L <sup>-1</sup> )	VMA
<b>22- Out</b>	1	0,08	<b>0,4</b>	0,25	<b>0,4</b>	5	3	3	0,05
	2	0,02	<b>0,4</b>	0,06	<b>0,4</b>	8	3	4	0,05
	3	0,12	<b>0,4</b>	0,37	<b>0,4</b>	7	3	4	0,05
	4	0,14	<b>0,4</b>	0,43	<b>0,4</b>	8	3	4	0,05
	5	0,21	<b>0,4</b>	0,31	<b>0,4</b>	9	3	5	0,05
<b>15- Abr</b>	1	0,02	<b>0,4</b>	0,23	<b>0,4</b>	4	3	6	0,05
	2	0,08	<b>0,4</b>	0,06	<b>0,4</b>	6	3	3	0,05
	3	0,23	<b>0,4</b>	0,33	<b>0,4</b>	6	3	3	0,05
	4	0,02	<b>0,4</b>	0,4	<b>0,4</b>	7	3	4	0,05
	5	0,08	<b>0,4</b>	0,26	<b>0,4</b>	8	3	3	0,05

Fosfatos (mg L<sup>-1</sup>), Fósforo total (Ptotal) (mg L<sup>-1</sup>), Zinco (Zn) (mg L<sup>-1</sup>), Cobre (Cu) (mg L<sup>-1</sup>)  
Fonte: Laboratório da ESAPL/IPVC.

De uma forma geral, relativamente aos parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados, ao longo do troço do rio em estudo, não se verificaram grandes alterações do Outono para a Primavera.

Comparando os resultados obtidos com os valores máximos recomendados, relativamente aos usos múltiplos da água, não se detectaram situações preocupantes.

### **3.3.2 - Índices de qualidade com base nos parâmetros físico-químicos**

Para reflectir a qualidade das águas para os seus múltiplos usos, procedeu-se ao cálculo dos seguintes índices: Índice de Qualidade das Águas (IQA), Índice do Estado Trófico (IET), Índices de Qualidade das Águas para Protecção da Vida Aquática e de Comunidades Aquáticas (IVA) e Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática (IPMCA).

No cálculo do Índice de Qualidade das Águas (IQA), salienta-se a importância das seguintes variáveis, coliformes, saturação de oxigénio, resíduos totais, pH, entre outras (quadros 3.13 e 3.14).

A partir do cálculo efectuado, determinou-se a qualidade das águas, que foi indicada pelo IQA obtido, variando numa escala de 0 a 100 e por um gradiente de cores, representado no quadro 2.7. Para ambas as datas e em todos os pontos de amostragem, obteve-se a pontuação que se enquadra na ponderação  $51 < \text{IQA} \leq 79$  e correspondente categoria de “BOA” (quadro 3.13 e 3.14).

Para uma melhor definição da qualidade da água, ao longo dos pontos de amostragem, procedeu-se a uma correlação entre o IQA e o índice biótico IBMWP, que se encontra na figura 3.21.

Quadro 3.13 – Índice de qualidade da água (IQA), a 22/10/2010, nos cinco pontos de amostragem (CETESB, 2009).

<b>(IQA) 22-10-2010</b>					
	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>
<b>Coliformes</b>	1,78	1,77	1,82	1,77	1,78
<b>pH</b>	1,6	1,6	1,6	1,6	1,56
<b>CBO</b>	1,57	1,57	1,57	1,57	1,57
<b>Nitrogénio</b>	1,53	1,53	1,53	1,53	1,53
<b>Fósforo</b>	1,53	1,57	1,53	1,5	1,53
<b>Temperatura</b>	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26
<b>Turbidez</b>	1,37	1,37	1,37	1,37	1,37
<b>Resíduos</b>	1,42	1,43	1,42	1,36	1,44
<b>DO</b>	2,18	2,18	2,17	2,17	2,17
<b>IQA</b>	<b>55,9</b>	<b>57,5</b>	<b>56,9</b>	<b>52,0</b>	<b>55,0</b>
<b>Categoria</b>	<b>Boa</b>	<b>Boa</b>	<b>Boa</b>	<b>Boa</b>	<b>Boa</b>

Quadro 3.14 – Índice de qualidade da água (IQA), a 15/04/2011, nos cinco pontos de amostragem (CETESB, 2009).

<b>(IQA) 15-04-2011</b>					
	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>
<b>Coliformes</b>	1,75	1,78	1,8	1,87	1,78
<b>pH</b>	1,62	1,6	1,68	1,62	1,6
<b>CBO</b>	1,57	1,57	1,57	1,57	1,55
<b>Nitrogénio</b>	1,55	1,55	1,55	1,55	1,55
<b>Fósforo</b>	1,53	1,57	1,53	1,5	1,53
<b>Temperatura</b>	1,29	1,29	1,29	1,29	1,29
<b>Turbidez</b>	1,37	1,37	1,37	1,37	1,37
<b>Resíduos</b>	1,43	1,44	1,43	1,39	1,43
<b>DO</b>	2,18	2,18	2,18	2,18	2,17
<b>IQA</b>	<b>58,2</b>	<b>60,4</b>	<b>62,0</b>	<b>59,2</b>	<b>57,4</b>
<b>Categoria</b>	<b>Boa</b>	<b>Boa</b>	<b>Boa</b>	<b>Boa</b>	<b>Boa</b>

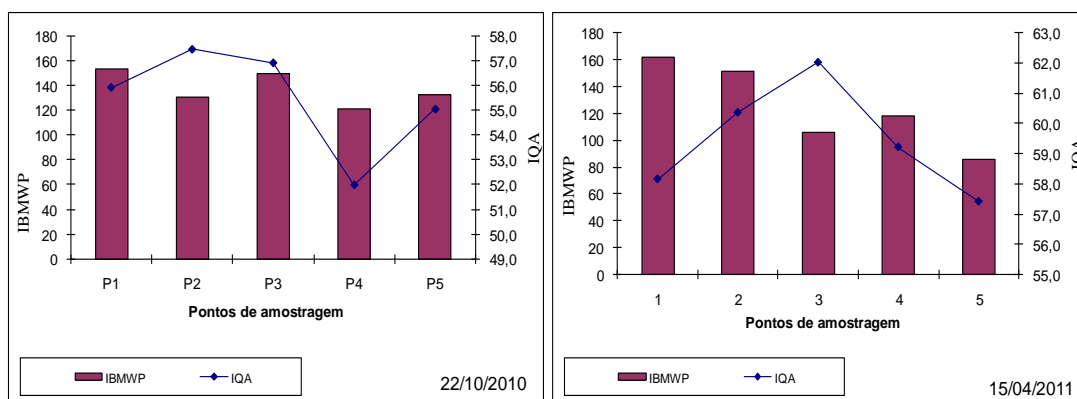


Figura 3.21 – Índice IQA e IBMWP, para ambas as datas de recolha e respectivos pontos de amostragem.

Os valores obtidos em ambos os índices indicavam água de boa qualidade, não apresentando diferença significativa ( $P < 0,05$ ). No entanto, verificou-se que o índice de qualidade (IQA) apresentou nos pontos 4 e 5 os valores mais baixos, enquanto o índice biótico IBMWP, apresentou valores mais homogêneos.

Na segunda data de recolha, a correlação entre ambos os índices, também não apresentou diferenças significativas ( $P < 0,05$ ). No entanto, o índice IQA apresentou o valor mais alto no ponto de amostragem 3, inversamente ao índice biótico IBMWP (fig.3.21).

Tal facto, poderá ter sido devido ao que anteriormente se referiu, ou seja, as avaliações com base nos parâmetros físico-químicos, representam apenas o estado das águas num local e momento determinados e consideram diferentes componentes ambientais.

O outro índice utilizado, Estado Trófico das águas (IET), tem por finalidade classificar corpos de água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes.

Das três variáveis citadas para o cálculo do Índice do Estado Trófico, foi aplicada apenas uma: o fósforo total, uma vez que os valores de transparência muitas vezes não são representativos do estado de trofia, pois esta pode ser afectada pela elevada turbidez decorrente de material mineral em suspensão e não apenas pela densidade de organismos, além de não se dispor desse dado. De igual modo, não foi possível analisar a clorofila.

Os resultados correspondentes ao fósforo, Índice do Estado Trófico do Fósforo (IET (P)), devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente actua como o agente causador deste processo.

O Índice do Estado Trófico (IET), apresentado e utilizado no cálculo do Índice de Qualidade das Águas para Protecção da Vida Aquática e de Comunidades Aquáticas (IVA), composto pelo IET (P), encontra-se no quadro 3.15.

Verificou-se que os pontos de amostragem 3, 4 e 5, apresentavam um estado trófico elevado, ou seja, elevado enriquecimento por nutrientes, provenientes possivelmente de actividades rurais adjacentes e ou esgotos domésticos (quadro 3.15).

Na segunda data de recolha, o ponto 1, 2, 3 e 4 mantiveram o mesmo estado trófico, de supereutrófico (cor vermelha) e o ponto 5, melhorou ligeiramente o seu estado trófico. No entanto, o valor registado para este local encontra-se no limite (quadro 3.16).

Quadro 3.15 – Índice IET, a 22/10/2010, nos pontos de amostragem (CETESB, 2009).

22/10/2010					
	P1	P2	P3	P4	P5
<b>Clorofila(a)</b>	Não determinado				
<b>P (total) mg/l</b>	0,25	0,06	0,37	0,43	0,31
<b>P (total) µg/l</b>	250	60	370	430	310
<b>Ln P (total)</b>	5,52	4,09	5,91	6,06	5,74
<b>IET</b>	62,7	55,3	64,8	65,6	63,8
<b>Estado trófico</b>	Eutrófico	Mesotrófico	Supereutrófico	Supereutrófico	Supereutrófico
<b>Ponderação</b>	3	2	4	4	4

Quadro 3.16 – Índice IET, a 15/04/2011, nos pontos de amostragem (CETESB, 2009).

15/04/2011					
	P1	P2	P3	P4	P5
<b>Clorofila(a)</b>	Não determinado				
<b>P (total) mg/l</b>	0,23	0,06	0,33	0,4	0,26
<b>P (total) µg/l</b>	230	60	330	400	260
<b>Ln P (total)</b>	5,44	4,09	5,80	5,99	5,56
<b>IET</b>	62,3	55,3	64,2	65,2	62,9
<b>Estado trófico</b>	Eutrófico	Mesotrófico	Supereutrófico	Supereutrófico	Eutrófico
<b>Ponderação</b>	3	2	4	4	3

No geral, o estado trófico dos locais estudados degradaram-se de montante para jusante, o que demonstrou um acumular de nutrientes, provenientes de actividades humanas adjacentes.

Comparando estes resultados, com outros indicadores apresentados anteriormente, os resultados são compatíveis, como por exemplo, o número de indivíduos por m<sup>2</sup> (fig. 3.2), que foi menor nos pontos de amostragem 3, 4 e 5, assim como a percentagem do índice EPT / CIOS (fig.3.16) em que os pontos críticos correspondiam aos locais 3 e 4 (EPT: constituído por organismos mais sensíveis e CIOS: constituído por organismos mais tolerantes).

Também foram exemplos, a percentagem de cada grupo trófico (fig.3.18 e 3.19) com registos essencialmente no ponto 3 e 4 de oligochaetas (limívoros), organismos mais tolerantes. Também no ponto 4 se registou o valor mais elevado do parâmetro físico-químico sólidos total.

O IVA (Zagatto et al., 1999) tem por objectivo avaliar a qualidade das águas para fins de protecção da fauna e da flora em geral, tem em consideração a presença e concentração de contaminantes químicos tóxicos, o seu efeito sobre os organismos aquáticos (toxicidade) e duas das variáveis consideradas essenciais para a biota (pH e oxigénio dissolvido), variáveis essas agrupadas no Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática (IPMCA).

Desta forma, o IVA fornece informações não só sobre a qualidade da água em termos ecotoxicológicos, como também, sobre o seu grau de trofia.

No Anexo 16, estão expressos os valores de cada variável utilizada para o cálculo do índice IPMCA, do respectivo nível e ponderação obtida em cada ponto e data de recolha.

A classificação obtida em todos os pontos de amostragem e em ambas as datas de recolha, foi de ponderação 6, que pertence à categoria de “Péssima”, correspondente à cor roxa (quadro 3.17, 3.18 e quadro 29).

Com as ponderações obtidas para o índice de estado trófico (IET), as ponderações do índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática (IPMCA) e com o auxílio do quadro 2.4, determinou-se o valor do IVA. Este valor de ponderação é aplicado ao quadro 2.5, de onde se retira a respectiva categoria do IVA (quadro 3.17 e 3.18). Este índice permitiu avaliar sobre a péssima qualidade da água em termos ecotoxicológicos, assim como, sobre o seu péssimo grau de trofia, o que confirma de certo modo, as conclusões do índice anterior, que indicou de eutrófico a supereutrófico.

Quadro 3.17 – Valor e respectiva classificação do índice IVA, a 22/10/2010, nos cinco pontos de amostragem (CETESB, 2009).

<b>22-10-2010</b>					
	P1	P2	P3	P4	P5
<b>IET</b>	3	2	4	4	4
<b>IPMCA</b>	6	6	6	6	6
<b>IVA</b>	(10,2 a 13,8)	(9,2 a 12,8)	(11,2 a 14,8)	(11,2 a 14,8)	(11,2 a 14,8)
<b>Categoria</b>	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima

Quadro 3.18 – Valor e respectiva classificação do índice IVA, a 15/04/2011, nos cinco pontos de amostragem (CETESB, 2009).

<b>15-04-2011</b>					
	P1	P2	P3	P4	P5
<b>IET</b>	3	2	4	4	3
<b>IPMCA</b>	6	6	6	6	6
<b>IVA</b>	(10,2 a 13,8)	(9,2 a 12,8)	(11,2 a 14,8)	(11,2 a 14,8)	(10,2 a 13,8)
<b>Categoria</b>	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima

Comparando estas conclusões, com dados anteriores, como é o caso do índice IBMWP (fig. 3.22), verificou-se que em ambos os casos, os pontos 1 e 2 foram os que apresentaram os melhores valores, contudo e no caso do IVA, todos os locais foram considerados de qualidade péssima, enquanto o índice IBMWP, caracterizou todos os locais de classe I, boa qualidade (fig. 3.22).

Estas diferenças, poderão ser justificadas pelos mesmos motivos referidos para o índice IQA, ou seja, representam o estado das águas num local e momento determinado e consideram diferentes componentes ambientais.



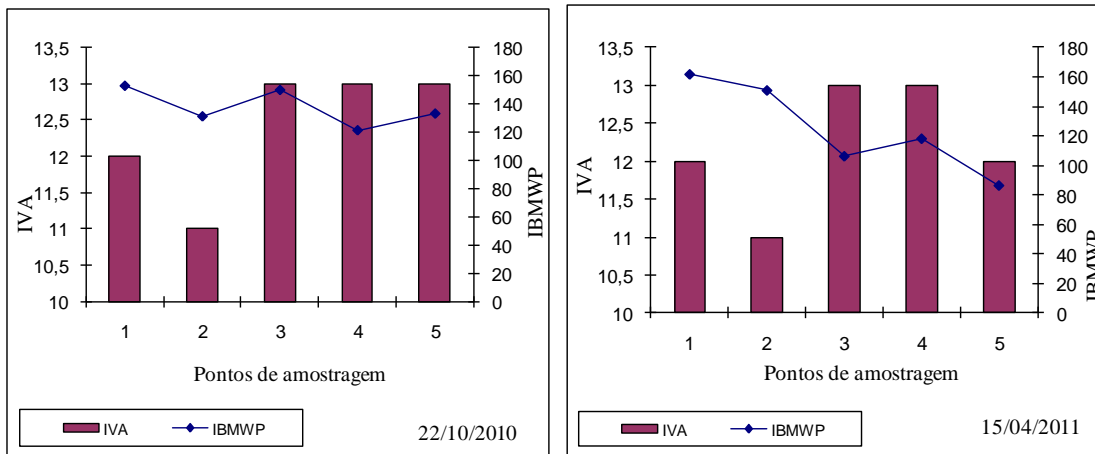


Figura 3.22 – Índice IVA, Índice IBMWP, para ambas as datas de recolha e respectivos pontos de amostragem.

### 3.4 - Análise estatística dos resultados

No presente estudo utilizou-se uma base de dados múltiplos para avaliar a qualidade da água em cinco pontos de amostragem ao longo do troço principal do rio Estorãos. Para lidar com as complexas interações de bases múltiplas, utilizaram-se ferramentas analíticas e estatísticas (software SPSS 15), onde foram, correlacionadas todas as variáveis estudadas pela análise de Correlação de Pearson. Obtiveram-se, correlações significativas ( $P < 0,05$ ) e correlações muito significativas ( $P < 0,01$ ) Anexo 17.

Foi avaliada também, a variabilidade dos resultados obtidos da correlação ( $P < 0,05$  e  $P < 0,01$ ), nas duas datas de recolha e respectivos pontos de amostragem, pela utilização da regressão linear. Devido ao elevado número de variáveis e respectivas correlações, apenas foram avaliadas as correlações entre macroinvertebrados e entre macroinvertebrados e variáveis físico-químicas. Nas figuras 3.23 à 3.29 encontram-se as correlações significativas ( $P < 0,05$ ) e nas figura 3.30 à 3.32 as correlações muito significativas ( $P < 0,01$ ).

Da correlação de Pearson obtiveram-se as seguintes correlações significativas ( $P < 0,05$ ) que, posteriormente, foram analisadas pela regressão linear: i) Ordem Díptera, com a ordem Coleóptera, data de recolha, CBO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e Cálcio (Ca) ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (fig. 3.23); ii) Ordem Coleóptera, com os locais de amostragem, pH, CBO ( $\text{mg L}^{-1}$ ), dureza ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e cálcio (Ca) ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (fig. 3.24); iii) Ordem Ephemeroptera, com a ordem Heteroptera,

Plecoptera e com o Zinco (Zn) ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (fig. 3.25); iv) Ordem Trichoptera com a ordem Aracnídeos (fig. 3.26); v) Ordem Heteroptera com o pH, CBO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e zinco (Zn) ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (fig. 3.27); vi) Ordem Plecoptera com o magnésio (Mg) ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (fig. 3.28); vii) Ordem Oligochaetas com o oxigênio dissolvido e com o CBO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (fig. 3.29).

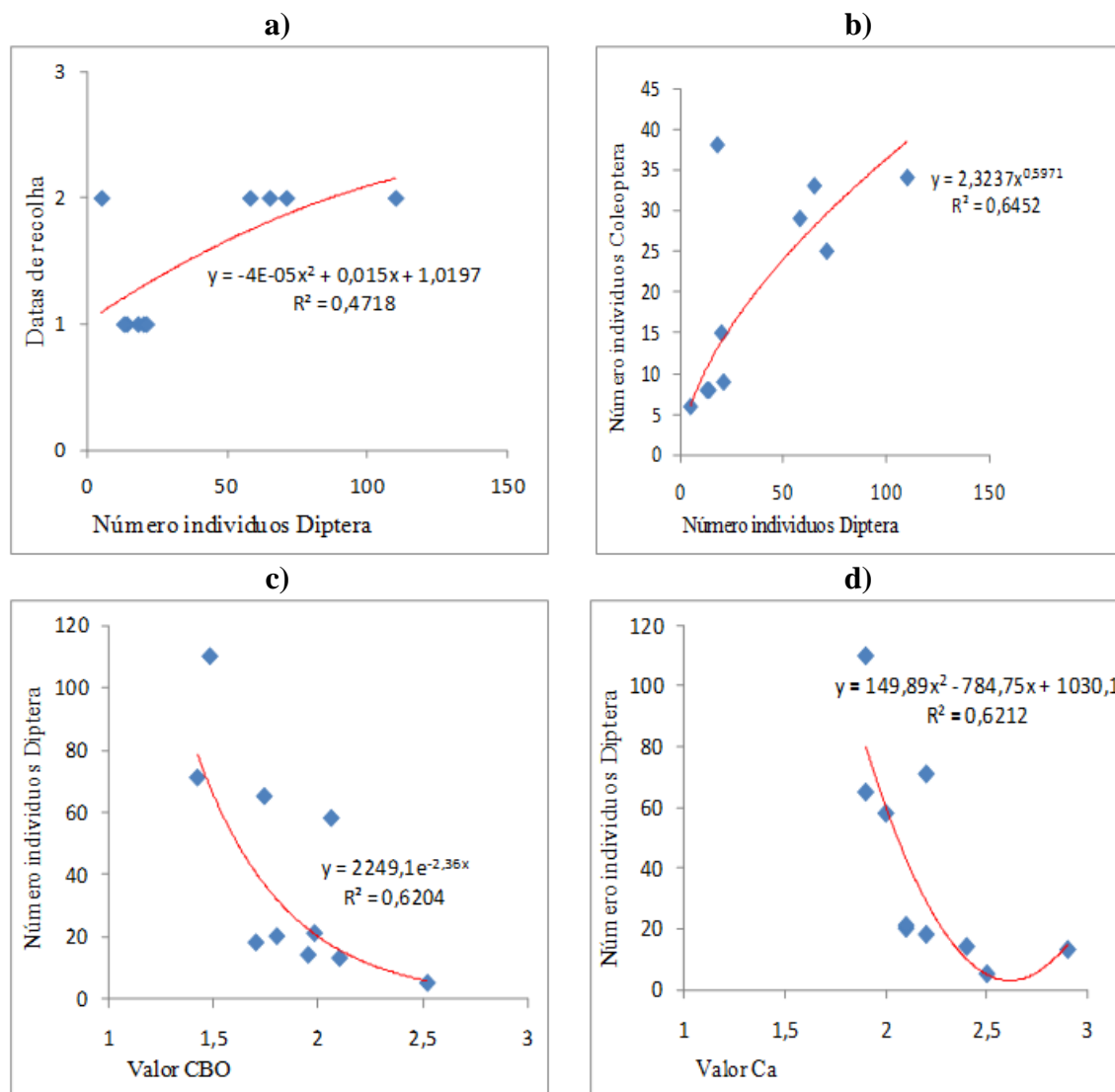
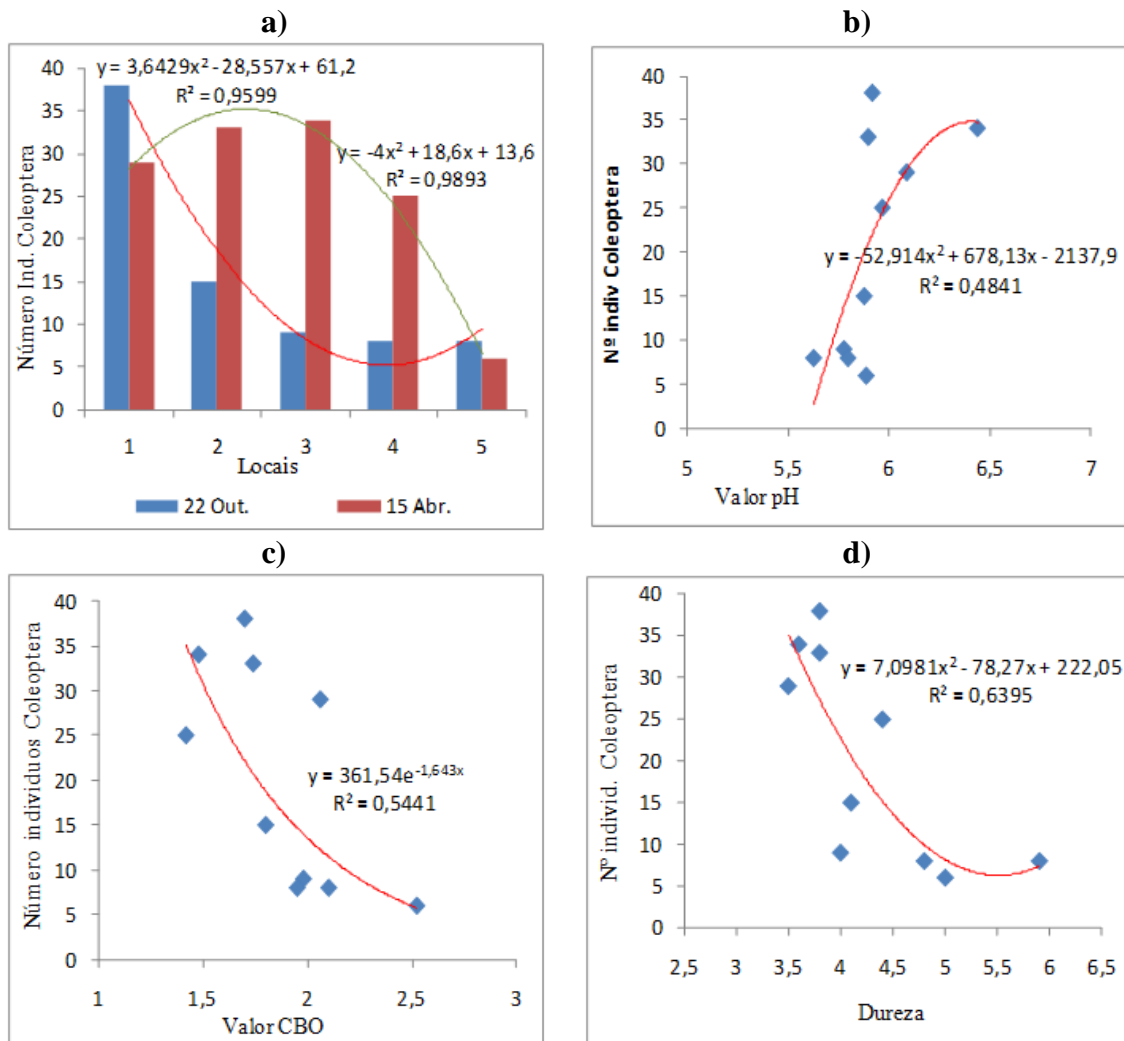
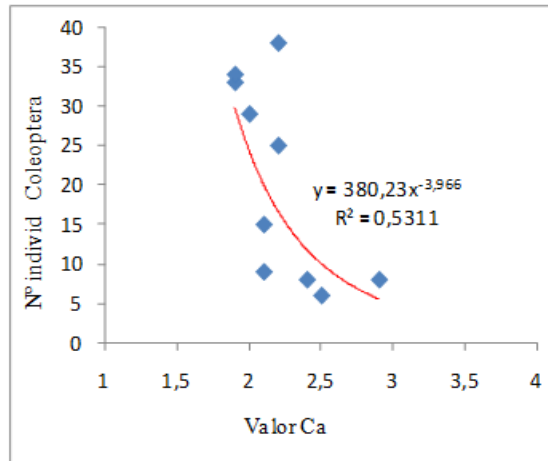


Figura 3.23 – Correlação significativa ( $P < 0,05$ ) da ordem Díptera, com as datas de recolha (a), com a ordem Coleóptera (b), com CBO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (c) e com o cálcio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (d).

A correlação significativa entre a ordem Díptera e as datas de recolha (fig. 3.23 a), demonstrou que o número de indivíduos da ordem Díptera, aumentou significativamente da primeira para a segunda data, provavelmente devido ao aumento das temperaturas ambientais e à evolução do seu ciclo de vida, pois muitas larvas já terão eclodido ou

encontram-se numa fase mais adiantada. Existiu também, uma correlação significativa entre a ordem Díptera e a ordem Coleóptera (fig. 3.23 b), eventualmente pelos mesmos motivos. A ordem Díptera também apresentou uma correlação significativa com os valores de CBO (valores ideais entre 1,5 e 2,5 mg L<sup>-1</sup>) e com os valores do cálcio (valores entre 2 e 2,5 mg L<sup>-1</sup>) (fig. 3.23 c) e (fig. 3.23 d), respectivamente.





e)

Figura 3.24 – Correlação significativa ( $P < 0,05$ ) da ordem Coleóptera, com os locais de amostragem (a), pH (b), CBO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (c), dureza ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (d) e com o cálcio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (e).

A correlação significativa da ordem Coleóptera, com as diferentes datas/locais de amostragem (fig.3.24 a), significou que na data de recolha de Outubro, o número de indivíduos baixou significativamente do ponto 1 para o ponto 5 ( $P < 0,05$ ), enquanto na Primavera, os locais que registaram mais indivíduos foram os locais 2, 3 e 4. Obteve-se também, uma correlação significativa com os valores do pH (valores ideais entre 6 e 6,5) (fig. 3.24 b), ou seja, um aumento do valor de pH, de 5,5 para 6,5, correspondeu a um aumento significativo de indivíduos da ordem Coleóptera. No entanto, uma redução ou aumento destes valores correspondeu a uma redução significativa do número de indivíduos.

Na correlação com os valores CBO (valores ideais entre 1,5 a 2  $\text{mg L}^{-1}$ ), um aumento ou redução destes valores, correspondeu a uma redução significativa de indivíduos (fig. 3.24 c). Idêntica correlação foi estabelecida com o índice dureza (valores ideais entre 3,5 a 4,5  $\text{mg L}^{-1}$ ), um aumento ou redução destes valores correspondeu a uma redução de indivíduos (fig. 3.24 d). Idêntico comportamento foi estabelecido com os valores do cálcio (valor ideal 2  $\text{mg L}^{-1}$ ) (fig. 3.24 e).

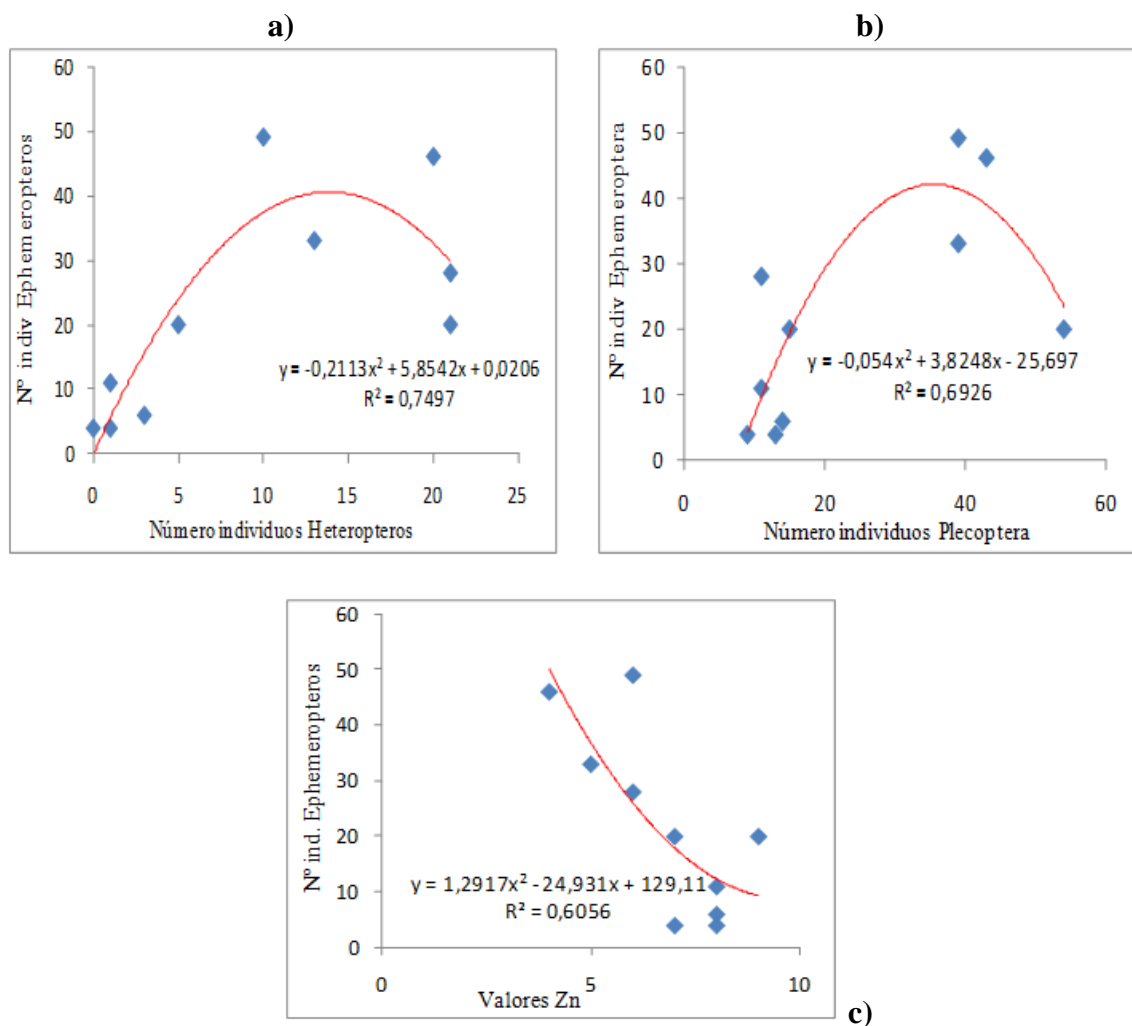


Figura 3.25 – Correlação significativa ( $P < 0,05$ ) da ordem Ephemeroptera, com a ordem Heteroptera (a), Plecoptera (b) e com os valores de zinco (c) ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

A ordem Ephemeroptera, estabeleceu correlações significativas ( $P < 0,05$ ) com a ordem dos Heteropteros (fig. 3.25 a), com a ordem das Plecopteras (fig. 3.25 b), ou seja, as condições óptimas para uns, correspondem de uma forma significativa para os outros e a redução de uma ordem significou a redução da outra.

A ordem Ephemeroptera, estabeleceu uma terceira correlação significativa com os valores de zinco ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (fig. 3.25 c), tendo-se obtido os melhores resultados com valores de zinco entre os 4,5 e 6,5  $\text{mg L}^{-1}$ . Um aumento ou redução destes valores, alteraram significativamente o número de indivíduos da ordem.

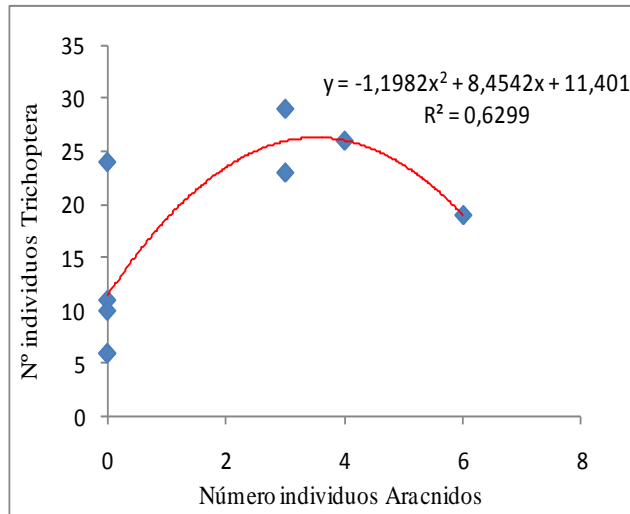
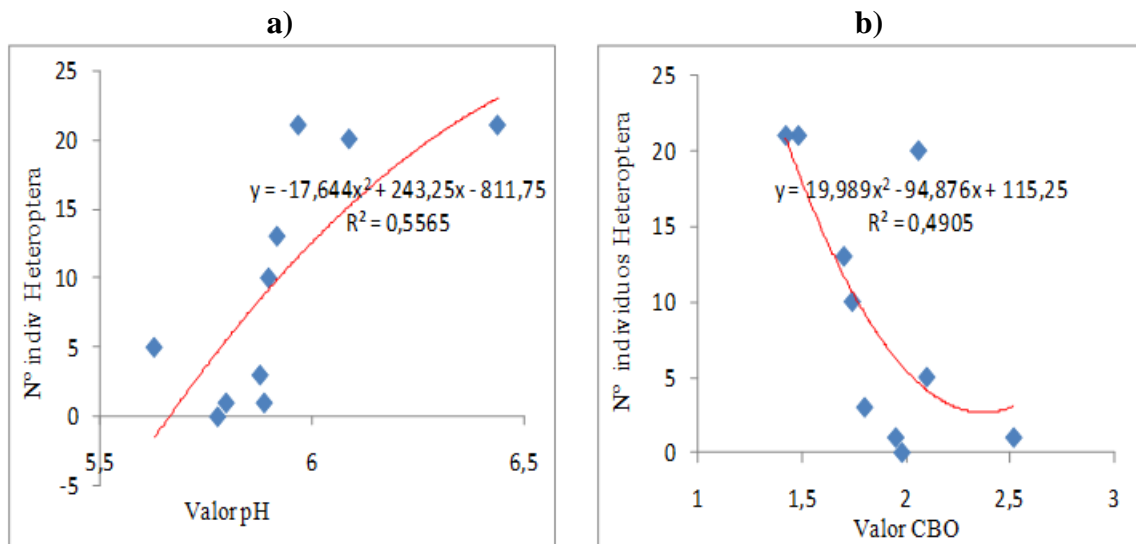


Figura 3.26 – Correlação significativa ( $P < 0,05$ ) da ordem Trichoptera, com a ordem Aracnídeo.

A ordem Trichoptera, estabeleceu uma correlação significativa com a ordem dos Aracnídeos (fig. 3.26), ou seja, as condições ótimas para um aumento significativo de Trichopteras, corresponderam a um aumento de Aracnídeos.



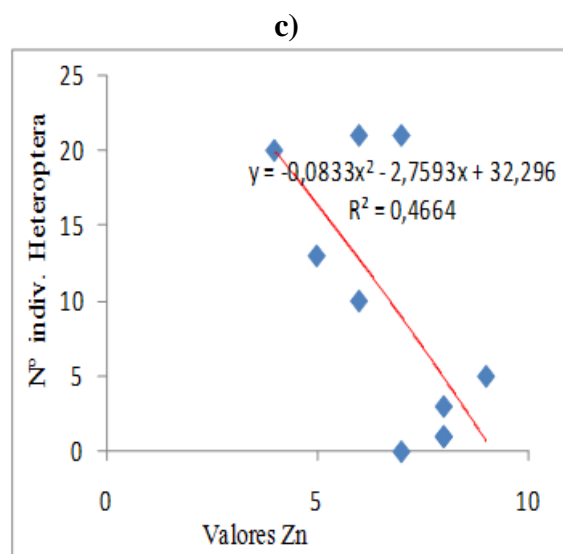


Figura 3.27 – Correlação significativa ( $P < 0,05$ ) da ordem Heteroptera, com o valor de pH (a), CBO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (b) e zinco ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (c).

Estabeleceram-se correlações significativas ( $P < 0,05$ ) entre a ordem Heteroptera e os parâmetros físico-químicos pH, CBO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e zinco ( $\text{mg L}^{-1}$ ). Os valores ideais situaram-se entre 6 e 6,5 para o pH;  $1,5 (\text{mg L}^{-1})$  para o CBO e entre 4,5 e 6 ( $\text{mg L}^{-1}$ ) para o zinco. Alterações nestes valores corresponderam a uma redução ou aumento do número de indivíduos respectivamente (fig. 3.27).

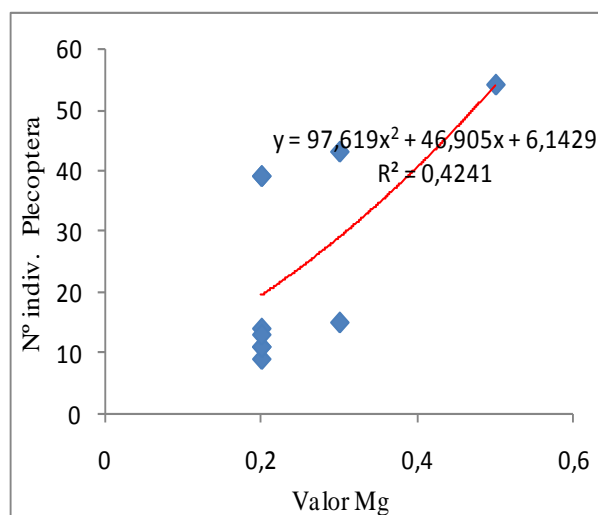


Figura 3.28 – Correlação significativa ( $P < 0,05$ ) Plecoptera com o Magnésio ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

Valores entre 0,4 e 0,6 mg L<sup>-1</sup> corresponderam aos valores mais indicados de magnésio na sua correlação com a ordem das Plecopteras (fig. 3.28).

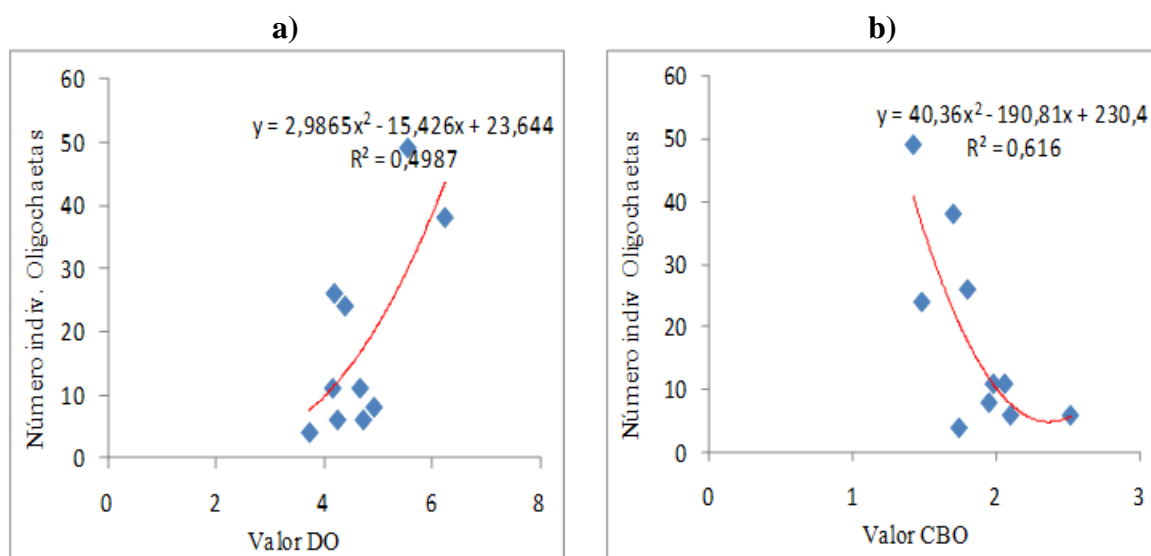


Figura 3.29 – Correlação significativa ( $P < 0,05$ ) da subclasse Oligochaetas, com os valores do oxigénio dissolvido (DO) (ppm) (a) e com os valores do CBO (mg L<sup>-1</sup>) (b).

Os indivíduos da subclasse das Oligochaetas foram bastante tolerantes à poluição, tendo a capacidade de sobreviver quer em ambientes mais poluídos, quer em ambientes menos poluídos. A sua capacidade de respirar à superfície permite-lhes estar em ambientes em que os registos de oxigénio sejam mais altos ou mais baixos (fig. 3.29).

Tal como, ocorreu para as correlações anteriores, as correlações de Pearson muito significativas ( $P < 0,01$ ), foram analisadas pela regressão linear, tendo-se obtido as seguintes relações: i) Ordem Díptera, com a ordem Heteroptera e com o valor do pH (fig. 3.30); ii) Ordem Coleóptera, com a ordem Ephemeroptera, Heteroptera e com o valor de zinco (fig. 3.31); iii) Ordem Trichoptera, com a ordem Ephemeroptera e Plecoptera (fig. 3.32).



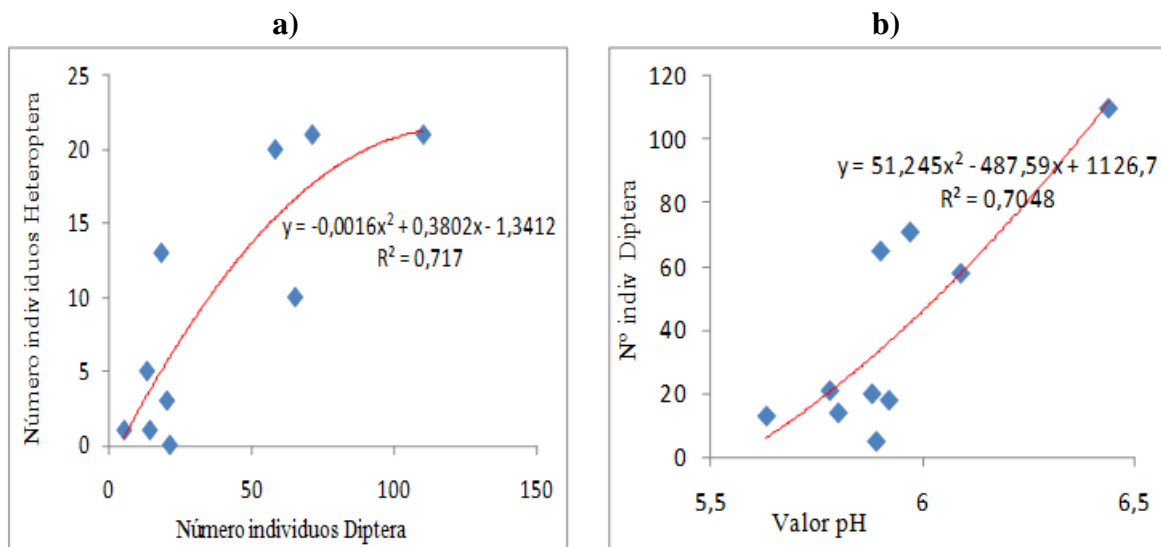


Figura 3.30 – Correlação muito significativa ( $P < 0,01$ ) da ordem Díptera, com a ordem Heteroptera (a) e com os valores de pH (b).

Verificou-se uma relação muito significativa ( $P < 0,01$ ), entre a ordem Díptera e a ordem Heteroptera (fig. 3.30 a), ou seja, um aumento do número de indivíduos da ordem Díptera, correspondeu também, a um aumento do número de indivíduos da ordem Heteroptera. Boas condições ecológicas, para a ordem Díptera, correspondem também, a boas condições ecológicas para a ordem Heteroptera.

Relativamente ao factor físico-químico, a ordem Díptera estabeleceu uma relação muito significativa ( $P < 0,01$ ) com os valores de pH (fig. 3.30 b). Os valores óptimos de pH situaram-se entre os valores de 6 a 6,5.

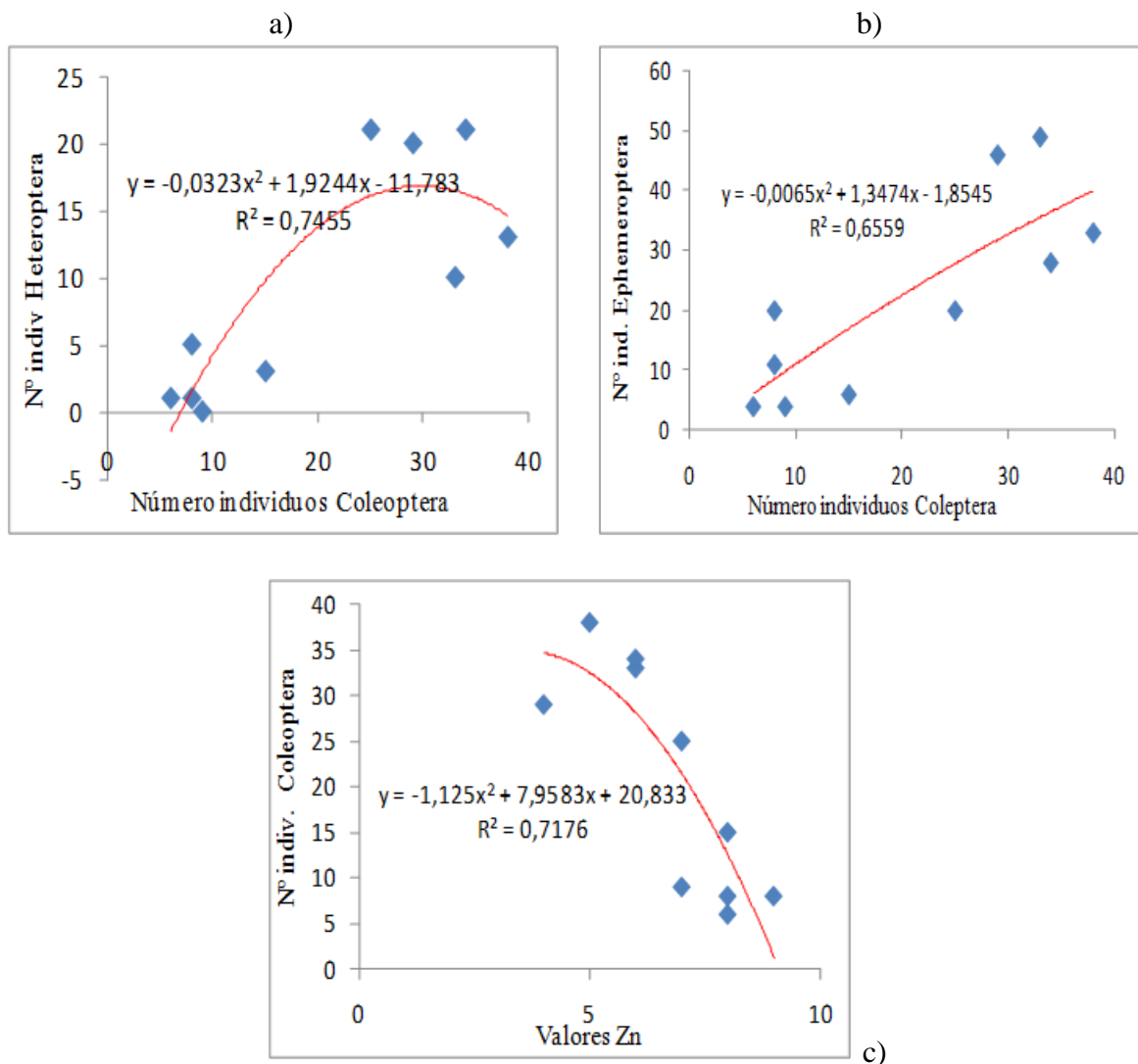


Figura 3.31 – Correlações muito significativas ( $P < 0,01$ ) da ordem Coleóptera, com a ordem Heteroptera (a), Ephemeroptera (b) e com os valores do Zinco ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (c).

Aumentos significativos do número de indivíduos da ordem Coleóptera corresponderam a aumentos de Ephemeropteros e Heteropteros, significando que coabitam com as mesmas condições ambientais (fig. 3.31 a e b). Com o zinco, os valores mais favoráveis situaram-se entre 6 e 6,5 ( $\text{mg L}^{-1}$ ). Aumentos ou reduções destes valores corresponderam a reduções do número de indivíduos da ordem dos Coleópteros (fig. 3.31 c).

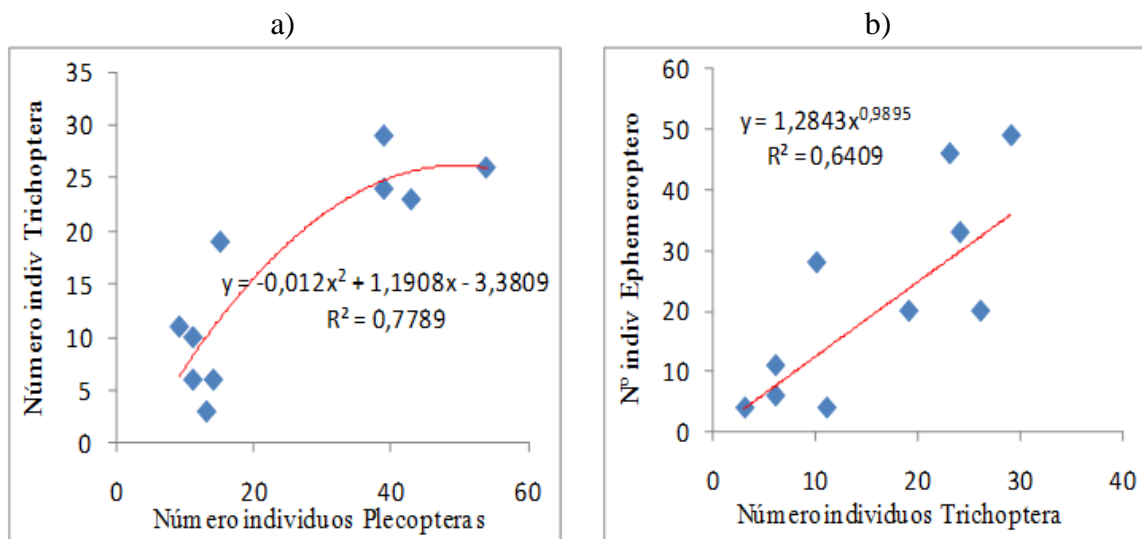


Figura 3.32 – Correlações muito significativas ( $P < 0,01$ ) da ordem Trichoptera, com a ordem Plecoptera (a) e com a ordem Ephemeroptera (b).

A ordem Trichoptera correlacionou-se muito significativamente e positivamente com o número de indivíduos das ordens Ephemeroptera e Plecoptera, ou seja, aumentos do número de indivíduos de Trichoptera corresponderam a aumentos de indivíduos de Plecoptera e Ephemeroptera (fig. 3.32 a e b). Estas três ordens fazem parte do índice EPT e aumentos de indivíduos de uma destas ordens, significa uma melhoria da qualidade das águas.

Com o objectivo de verificar quais os locais de amostragem mais semelhantes em relação à distribuição de macroinvertebrados, tal como, quais as variáveis ambientais com maior contribuição para tal distribuição, procedeu-se a uma análise multivariada (software SPSS.15). A distribuição dos macroinvertebrados identificados ao longo do troço estudado do rio Estorãos, revelou uma distribuição de taxas mais sensíveis, constituída pela taxa Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Odonata (fig. 3.33), seguida por um grupo intermédio, constituído pela taxa Díptera, Heteroptera, Coleóptera e Aracnídeos e um terceiro grupo constituído pelas taxas mais tolerantes, Oligochaetas, Crustáceos e Tricladida (fig. 3.33).

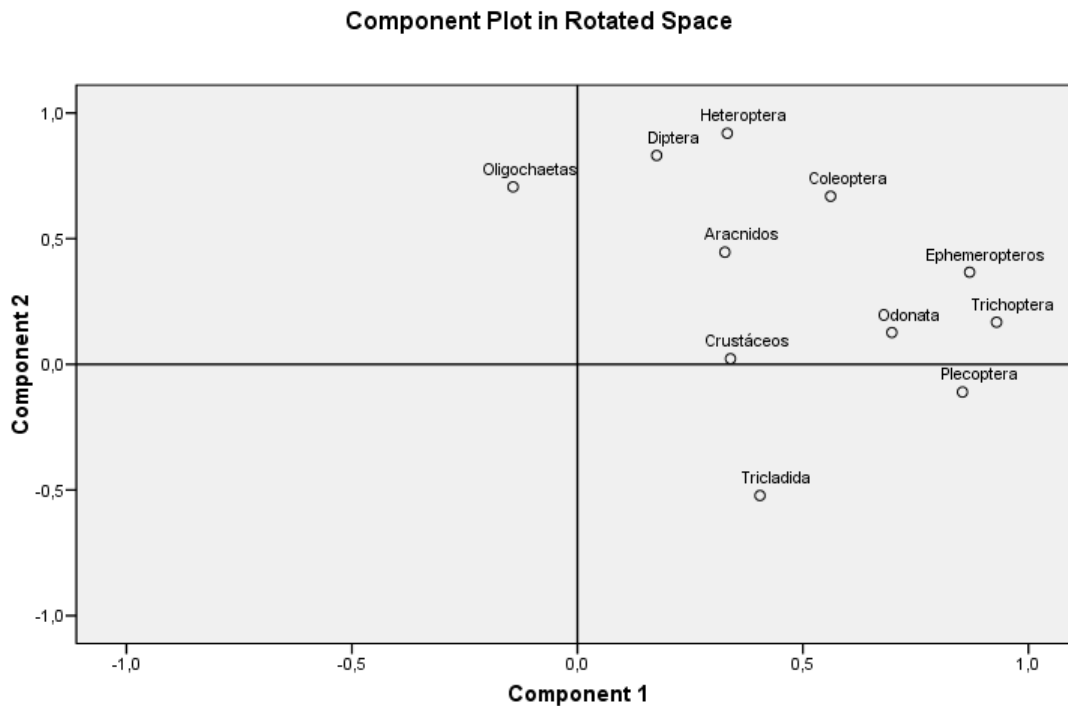


Figura 3.33 - Análise de componentes principais (ACP) da distribuição dos macroinvertebrados ao longo do troço estudado do rio Estorãos.

Com o objectivo de classificar os locais de amostragem que apresentaram melhor qualidade da água, procedeu-se à realização de uma segunda análise de componentes principais (ACP) (fig. 3.34), tendo-se destacado três grupos. O primeiro grupo (D1L1, D1L5, D2L1 e D2L2) correspondeu às datas/locais que obtiveram o índice EPT mais elevado, ou seja, locais menos poluídos. O segundo grupo (D1L2, D1L3, D1L4 e D2L5) correspondeu ao índice EPT mais baixo, ou seja, os locais que apresentavam indícios de poluição e o terceiro grupo (D2L3, D2L4), que apresentou valores intermédios, ou seja, apesar de não se encontrarem poluídos, requerem especial atenção e monitorização (fig. 3.34).

Em síntese, na primeira data de recolha, os locais menos poluídos, foram os locais 1 e 5, na segunda data foram os locais 1 e 2. Contudo, a qualidade das águas, utilizando os vários índices, foram classificadas de “Boa qualidade”, Classe I (Cor azul) e Classe II (cor verde).

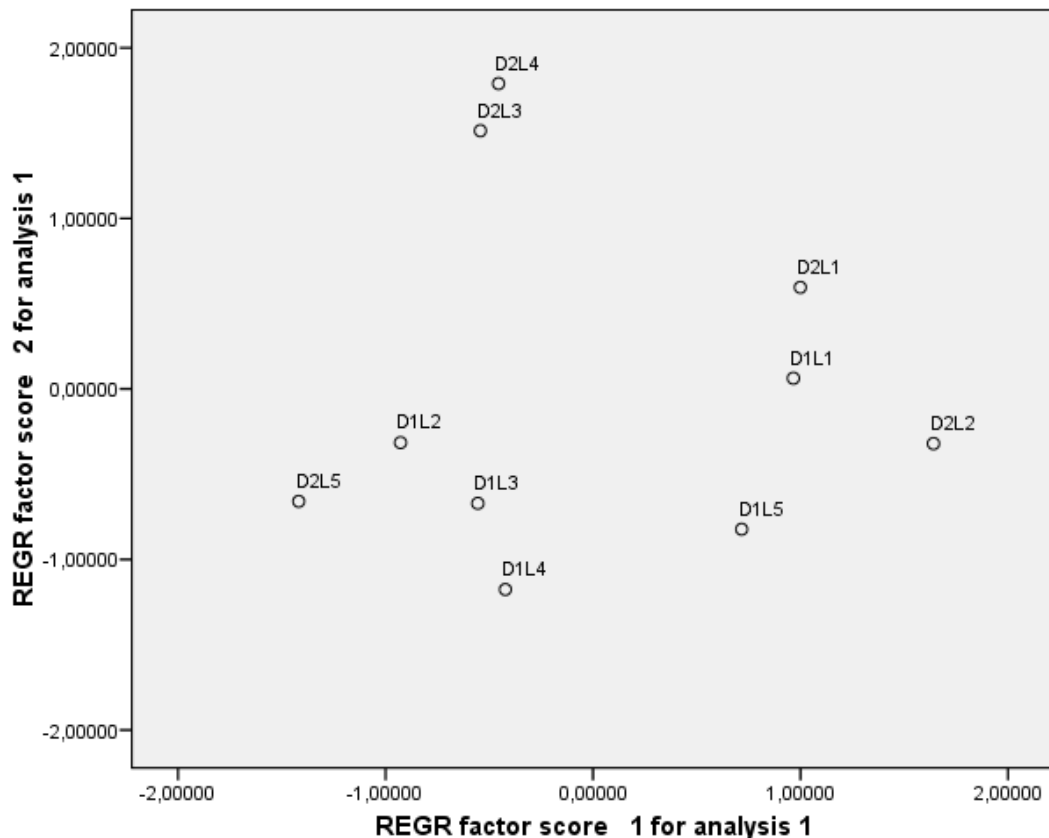


Figura 3.34 – Análise de componentes principais (ACP), classificação dos locais em função da qualidade da água. 22 de Outubro 2010 (D1), 15 de Abril 2011 (D2), Local 1 (L1), Local 2 (L2), Local 3 (L3), Local 4 (L4) e Local 5 (L5).

Foi ainda realizada uma análise ACP utilizando não só a distribuição dos macroinvertebrados, como também a distribuição das variáveis físico-químicas que contribuíram para a mesma distribuição (fig. 3.35). Desta análise, destacou-se o quadrante inferior direito, constituído essencialmente pela taxa mais sensíveis à poluição (Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera e Odonata) e as variáveis ambientais que contribuíram para esta divisão, nomeadamente os sólidos totais dissolvidos e a condutividade eléctrica (fig. 3.35).

O quadrante superior direito, constituído essencialmente pelas taxa mais tolerantes à poluição (Oligochaetas, Aracnídeos, etc.) e as respectivas variáveis ambientais que mais contribuíram para esse quadrante: pH, oxigénio dissolvido e sólidos totais suspensos). Bem mais afastados, encontraram-se as restantes variáveis ambientais dureza, zinco, cálcio,

níquel, fósforo total, CBO, CQO, cloretos, sulfatos e fosfatos, que foram as variáveis que menos contribuíram favoravelmente para a distribuição dos macroinvertebrados e que representaram os locais com maior carga de poluição orgânica (ex. CBO, fósforo total).

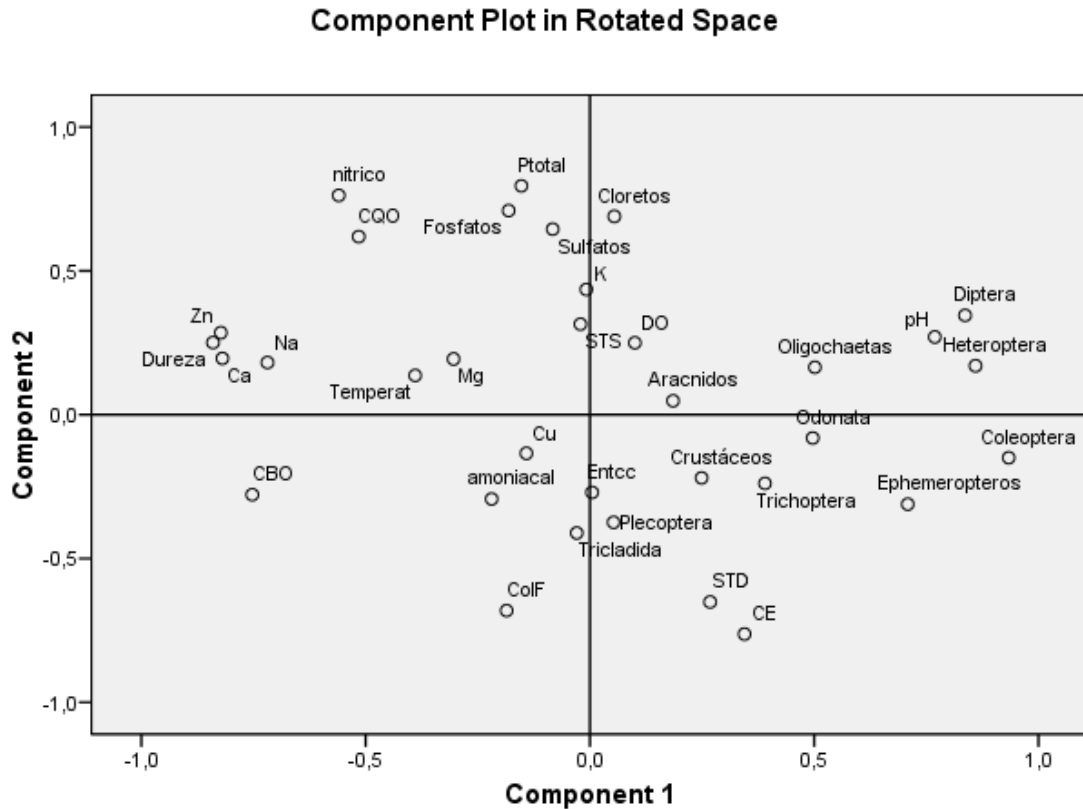


Figura 3.35 – Análise de componentes principais (ACP), distribuição dos macroinvertebrados e suas relações com as variáveis ambientais (físico-químicas).

Embora os resultados obtidos sejam baseados em apenas duas datas de recolha e em cinco pontos de amostragem, as diferenças sazonais tiveram influência na distribuição dos organismos, uma vez que, aparentemente, o troço do rio não sofreu alterações entre Outubro de 2010 e Abril de 2011.

#### **4 - Discussão e conclusões**

Os recursos hídricos estão sujeitos a inúmeras fontes de degradação da sua qualidade e de diminuição da sua quantidade. A preservação da qualidade da água é hoje uma prioridade pois é um recurso escasso e essencial para a vida. A carga poluente nos rios, bem como as deficientes formas de tratamento de águas residuais, têm de sofrer acções e medidas para que se criem condições de sustentabilidade entre os recursos hídricos e as actividades humanas. O presente trabalho pretendeu contribuir para a caracterização da qualidade química e biológica da água do rio Estorãos na Área Protegida das Lagoas de Bertandos e S. Pedro de Arcos e para a implementação da Directiva-Quadro da Água (Directiva 2000/60/CE de 23 de Outubro), no quadro da Região Hidrográfica número 1. Contudo, os resultados obtidos neste trabalho devem ser continuados, pois a caracterização de uma massa de água requer uma monitorização programada mais detalhada no espaço e no tempo. As análises efectuadas no presente trabalho são referentes a duas datas de recolha, Outono e Primavera, realizadas em período com chuvas, responsáveis por caudais superiores que, de certo modo, permitem a autodepuração. Assim, será necessário realizar amostragens noutras épocas do ano, nomeadamente nas estações mais secas, com o objectivo de melhor avaliar a qualidade da água e os efeitos da pressão antropogénica neste curso de água.

Os índices biológicos calculados no presente trabalho constituem uma importante ferramenta de apoio à caracterização do estado de qualidade da água e evidenciaram pequenas variações entre os diversos locais de amostragem, mas no conjunto, evidenciaram boa qualidade da água do rio Estorãos.

O estudo das comunidades de macroinvertebrados bentónicos indicou que o rio Estorãos se encontra entre a classificação de águas limpas - qualidade boa, a águas ligeiramente poluídas - qualidade aceitável. As conclusões surgem não só pela observação dos índices Biological Monitoring Working Party (IBMWP) e Índice Biótico Belga (IBB), mas também, da diversidade e riqueza dos taxa identificados.

As diferenças entre os diversos locais de amostragem foram analisadas com base nos índices de riqueza taxonómica: Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) versus Chironomidae, Isopoda, Oligochaetas e Simuliidae (CIOS), Índice Biótico de Famílias de

Hilsenhoff (IBF), índice de Margalef, assim como, da relação abundância de indivíduos versus riqueza taxonómica. As conclusões obtidas através dos índices IBF e Margalef, classificaram as águas de muito boas - com possível contaminação orgânica, a boas - com alguma poluição orgânica, em quase todos os locais de amostragem. No caso do índice EPT, os quais se tornaram mais específicos, para a primeira data de recolha, caracterizaram os pontos 1 e 5 como os menos poluídos e os locais 2, 3 e 4, como os mais poluídos. Para a segunda data de recolha, os locais menos poluídos, corresponderam aos locais 1 e 2 e os mais poluídos os locais 3, 4 e 5. No que respeita ao índice CIOS, os resultados não foram tão esclarecedores, pois, em quase todos os locais ocorreu a presença de organismos da subclasse Oligochaetas e organismos da família Chironomidae, que caracterizam os locais que apresentam alguma carga orgânica, quando se apresentam em predominância. Apesar de tudo, os locais que apresentaram uma maior alteração corresponderam sempre aos locais 3 e 4.

Pela análise da relação abundância versus riqueza taxonómica, para a primeira data de recolha, concluiu-se que o nível de pressão antrópica aumentou de montante para jusante, acontecendo o mesmo com o nível de carga orgânica, proveniente de contaminação das águas e/ou de degradação das condições do habitat. Na segunda data de recolha, esta diferença, não foi tão clara. Contudo, quer pelo número de indivíduos, quer pelo número de taxa identificados, pode-se inferir que os níveis de poluição aumentaram de montante para jusante e que os locais mais poluídos foram os pontos 3 e 4. Estes locais corresponderam aos pontos de amostragem que estão sobre maior pressão de origem agrícola, doméstica e de infra-estruturas rodoviárias, estando, portanto, sujeitos a uma maior degradação das condições dos habitat ribeirinhos. Este facto poderá também influenciar os resultados obtidos, na medida em que também poderá ser responsável pela contaminação da água.

É ainda de realçar, que para um total de 1373 indivíduos colectados, 41,5% dos organismos pertenceram ao grupo trófico alimentar dos colectores, 35,4% aos predadores, 11% aos Limníveros, cerca de 8% aos raspadores e apenas 4% ao grupo trófico retalhador. Dos colectores, cerca de metade (21,5%) pertenciam ao grupo dos colectores detritivos, constituídos principalmente por indivíduos da taxa Ephemeroptera, Heteroptera e Coleoptera, e a outra metade (20%), pertenciam ao grupo dos colectores filtradores, constituídos principalmente pela taxa Díptera (família Chironomidae e Simuliidae), que



são organismos tolerantes à poluição, tal como os Linníveros (constituídos essencialmente pela taxa Oligochaetas). Do grupo trófico dos predadores, a grande maioria eram organismos muito sensíveis à poluição (29,5% do grupo alimentar dos predadores mastigadores, constituído principalmente por taxa Plecoptera, Trichoptera e Odonata) e os restantes eram sensíveis à poluição (6% do grupo alimentar predador sugador, constituído essencialmente pelas taxa Trichoptera, Heteroptera e Díptera - família Athericidae e Empididae). Em síntese, pela análise da constituição dos grupos alimentares, pode-se concluir que as águas do troço estudado do rio Estorãos eram de boa qualidade, reflectindo sobretudo uma cadeia alimentar equilibrada. No entanto, é importante verificar a existência de uma percentagem relativamente elevada de predadores, o que poderá indicar a existência de alterações significativas do estado das massas de água superficiais.

No que respeita aos parâmetros hidromorfológicos, através da utilização dos índices de Avaliação Visual de Habitat (AVH) e Qualidade do Bosque Ribeirinho (QBR), determinou-se que os pontos 2 e 4 foram os locais mais críticos, enquanto os restantes pontos apresentavam boa qualidade/ligeiramente perturbados, essencialmente pela presença de actividades agrícolas. De facto, naqueles locais as margens do rio Estorãos encontram-se profundamente degradadas e a galeria rípicola é constituída em grande parte por espécies invasoras com taxas de degradação baixas, o que poderá influenciar as cadeias tróficas.

A monitorização dos parâmetros físico-químicos, de um modo geral, estavam abaixo dos valores máximos recomendados no Dec-Lei 236/98, embora se tenham verificado alguns problemas pontuais, nomeadamente os baixos valores de pH, e os elevados valores de fósforo total e de sólidos totais, principalmente no ponto 4. Estes resultados ilustram a influência de eventuais cargas orgânicas existentes nas mediações deste local de amostragem, em particular, pela proximidade de um conjunto de aglomerados urbanos e actividades agrícolas. É importante referir que as avaliações com base nos parâmetros físico-químicos representam apenas o estado da água em um local e momento determinado e que, variações significativas entre dois instantes de amostragem são facilmente perdidas (Konig, 2008).

Associado aos parâmetros físico-químicos, foram calculados os Índices Qualidade da Água (IQA), o Índice do Estado Trófico (IET) e o Índice de Variáveis Mínimas para a

Preservação da Vida Aquática (IVA). O índice IQA, confirmou os resultados obtidos com os índices biológicos, que classificavam as águas de boa qualidade, apesar de algumas diferenças pontuais em alguns pontos de amostragem. No entanto, o índice do estado trófico, baseado no fósforo total, classificou os locais de amostragem 3, 4 e 5 de Supereutrófico, ou seja, com elevado enriquecimento do nutriente. De um modo geral, o estado trófico dos locais estudados, degradaram-se de montante para jusante, o que demonstra um acumular de nutrientes, possivelmente provenientes de actividades humanas adjacentes, nomeadamente a agricultura e ou esgotos domésticos, em paralelo, com um aumento da frequência e intensidade de incêndios florestais nas zonas mais a montante da bacia do rio Estorãos. O valor do IVA revelou informações sobre a péssima qualidade da água em termos ecotoxicológicos, como também, sobre o seu mau grau de trofia, o que confirmou de certo modo, as conclusões do índice anterior, que iam de eutrófico a supereutrófico.

Em termos globais, os resultados obtidos revelaram uma boa qualidade biológica e físico-química da água do rio Estorãos, verificando-se algumas variações em diferentes locais de amostragem, devido, nomeadamente a:

- i) pressões pontuais e localizadas, pelas estruturas lineares A27 e EN. 202;
- ii) pressões contínuas e localizadas, relacionadas com a degradação das margens e com a degradação da estrutura da vegetação envolvente, devido, essencialmente, a operações de limpeza;
- iii) pressões contínuas e difusas onde se inclui a falta de saneamento básico, actividades agrícolas e à própria pressão humana.

Para avaliar a integridade ecológica, além das características biológicas, também devem ser quantificadas as características físico-químicas como parte integrante do habitat, ou seja, a combinação de informações é fundamental para a monitorização eficiente do ecossistema. Neste contexto, é essencial a implementação de medidas de planeamento e monitorização das actividades na bacia hidrográfica, com vista a melhorar e a manter a boa qualidade da água do rio Estorãos. Além do planeamento articulado ao nível do uso do solo, nomeadamente na expansão florestal, urbana e rede viária, deveriam equacionar-se as infra-estruturas de saneamento, recolha e tratamento de efluentes.

## Referências bibliográficas

- Alba-Tercedor, J. & A. Sánchez-Ortega, 1988. “Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las águas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4. 51-66.
- Alba-Tercedor, J., 1996. “ Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las águas de los rios”. IV Simpósio del água en Andalucía (Siaga), Almeria, vol.II. 203-213. ISBN: 84- 7840-262-4.
- Alba-Tercedor, J., Jimenéz-Millán, F., 1987. “Evaluación de las variaciones estacionales de la calidad de las águas del rio Guadalfeo, basada en el estudio de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos y los factores físico-químicos. Madrid (Espanha). ICONA.
- Alonso, J; Agostinho, J; Gomes, A; Barbosa, P; Santos, S; Rey, J; Paredes, C; Valin, I; Catia, P, 2003a, Os regimes Hidrológicos, a Hidrografia e o uso da água na Bacia do Rio Estorãos e na Paisagem Protegida das Lagoas de Bertandos e São Pedro de Arcos (PPLBSPA). Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Escola Superior Agrária de Ponte de Lima, Refoios do Lima, 95pp.
- Alonso, J; Santos, S; Rey, J; Paredes, C; Vasconcelos, I; Libório, G; Pereira, S; Barbosa, P; Moraes, F; Carneiro, S; e Caldas, B; 2003b, Condições naturais, uso do solo e actividades aquáticas na Paisagem Protegida das Lagoas de Bertandos e São Pedro de Arcos (PPLBSPA). Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Escola Superior Agrária de Ponte de Lima, Refoios do Lima, 113pp.
- Alonso, M., Santos, S., Mamede, J., Martins, H., Guerra, C., Silva, S., Paiva, A., Estêves, B., Silva, S., 2007. Estudo de caso: Riscos na Bacia do Estorãos. Relatório final. Projecto MEDRISK, INTERREG III C – Projecto NOE. Escola Superior Agrária de Ponte de Lima.
- Antunes, Carlos; Costa-Dias, Sérgio; Sousa, Ronaldo; 2010. Ecological quality assessment of the lower Lima Estuary, *Marine Pollution Bulletin* 61 (2010) 234 – 239. Consultado em Outubro de 2010. [www.elsevier.com](http://www.elsevier.com)
- Arimoro, F.O., Ikomi, R.B., Erebe, E., 2007a. Macroinvertebrate community diversity in relation to water quality status of River Ase, Niger Delta. *Nigeria. J. Fish. Aquat. Sci.* 2 (5), 337– 344. Consultado em Outubro de 2010 [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)
- Arimoro, F.O., Ikomi, R.B., Iwegbue, C.M.A., 2007b. Water quality changes in relation Diptera community patterns and diversity measured at an organic effluent impacted stream in the Niger Delta, Nigeria. *Ecol. Indicators* 7, 541–552. Consultado em Outubro de 2010. [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)
- Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Snyder, B.D. & Stribling, J.B. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, 2a ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

- Beja, Pedro; Lourenço, S; Rosa, S; Reino L; Santana J; Simões H; Honrado, J; Marques J. 2008. Plano de Ordenamento da Paisagem Protegida das Lagoas de Bertandos e São Pedro de Arcos, ARENA, 1ª Fase – Caracterização, pp. 22
- Bicudo, C.E.M; Bicudo, D.C. 2004. Amostragem De Invertebrados Bentônicos. Amostragem em Limnologia, São Carlos-SP: Rima. 371p.
- Brandelero, S. M; Siqueira, E. Q; Lima, A. C. B. 2010. Desoxigenação em água superficial de ambiente lótico. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 5, n. 1, p. 163-171, (doi:10.4136/ambi-agua.127).
- Callisto, M. & Gonçalves, J.F. Jr. 2002. A vida nas águas das montanhas. *Ciência Hoje* 31 (182): 68-71
- Callisto, M. 2000. Macroinvertebrados bentônicos. In: Bozelli, R.L; Esteves, F.A. & Roland, F. Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico. Editoras. IB-UFRJ/SBL. Rio de Janeiro, 139-152pp.
- Callisto, M., Ferreira, W., Moreno, P., Goulart, M. D. C., Petrucio, M. 2002 Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta limnologia Brasiliensia*. V.13: 91-98.
- Callisto, M., Moreno, P., Barbosa, F. 2001a. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 61 (2): 259-266.
- Callisto, M; Moretti, M; Goulart, M. D. C; 2001b. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6 (1) 71-82.
- Callisto, Marcos; Gonçalves Jr. José Francisco. & Moreno Pablo, 2001 Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores. Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Geral, Laboratório de Ecologia de Bentos, CP. 486, CEP. 30.161-970, Belo Horizonte, MG. Consultado em Outubro de 2010, callisto@icb.ufmg.br – [www.icb.ufmg.br/~bentos](http://www.icb.ufmg.br/~bentos).
- Carvalho, Bruno Simão (2008); Modelação Do Risco De Cheia Na Bacia Hidrográfica Do Rio Estorãos, Relatório Final de Curso Licenciatura em Engenharia Agronómica de Espaços Verdes, IPVC/ESAPL; pp. 99
- Castela, Jose´; Ferreira, Veronica; Graça, Manuel A.S. 2008. Evaluation of stream ecological integrity using litter decomposition and benthic invertebrates, *Environmental Pollution* 153 (2008) 440- 449. Consultado em Outubro de 2010. [www.elsevier.com](http://www.elsevier.com)
- CETESB 2009; Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Consultado em Outubro de 2010. [www.cetesb.sp.gov.br/](http://www.cetesb.sp.gov.br/)

- Christofolletti, A., 1974. Geomorfologia. Editora Edgard Blucher Lda e EDUSP.55-89.
- Colecção Ambiente – Áreas Protegidas, 2008. Biblioteca Nacional de Portugal; Portugal. Leis, Decretos; Áreas Protegidas, ISBN 978-972-40-3606-9; Colecção Ambiente; Edição Almedina, SA; Outubro de 2008. (www.almedina.net.)
- Cortes, R; 1981. Estudo Eco-hidrobiológico do rio Sordo – Relatório Preliminar. Instituto Universitário de Trás – os – Montes e Alto Douro, Departamento Florestal, Vila Real, 103 pp.
- Cortes, R. 1989 – Biotipologia de Ecosistema Lóticos do Nordeste de Portugal. Tese de Doutoramento, Universidade de Trás – os – Montes e Alto Douro, Vila Real, 305 pp.
- Cortes, R; Santos, S; e Cabral, A; 2002. Estado de Conservação dos Ecosistemas Fluviais. In Ecosistemas Aquáticos e Ribeirinhos: ecologia, gestão e Conservação. INAG 13-1, 13-15.
- EEA, 2010. O Ambiente na Europa — Situação e Perspectivas 2010: Síntese. Agência Europeia do Ambiente, Copenhaga. Sobre Diversidade Biológica – CDB, (www.europa.eu).
- Farias, Maria Sallydelandia Sobral, 2006. Monitoramento da Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do Rio Cabelo. Universidade Federal de Campina Grande Centro de Tecnologia e Recursos Naturais Coordenação de Pós- Graduação em Engenharia Agrícola. Campina Grande Estado da Paraíba, Julho – 200. pp. 1 a 107
- Fernandes, Daniel F. de Resende, 2009. Avaliação da Monitorização Integrada do Estado de Qualidade da Água do rio Antuã. Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, 128 pp.
- Ferreiro, Nuno R. Borges. 2007. Caracterização da Qualidade Ecológica do rio Tua. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, 101 pp.
- Fontoura, A. 1985. Manual de vigilância da qualidade das águas – avaliação biológica da qualidade da água. Instituto de Zoologia Dr. Augusto Nobre, Faculdade de Ciências, Universidade do Porto. Porto, 77 pp.
- Froehlich, C.G. 2007. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insectos Aquáticos do Estado de São Paulo. Consultado em Outubro 2010. <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>
- Galdean N., Callisto M., & Barbosa F.A.R. 2000. Lotic Ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. Aquatic Ecosystem Health and Management 3, 545-552.
- Gomes, A. 2001. A importância da reflorestação de áreas ardidas nas componentes hidrológicas da bacia hidrológica do rio Estorãos. Relatório Final de Curso, Licenciatura em Engenharia Agrária. ESAPL/IPVC. Ponte de Lima.

- Goulart, M.D. & Callisto, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. Revista FAPAM (no prelo).
- Guerra, Carlos António B. Morais, 2004. Desenvolvimento e Aplicação de uma metodologia de análise da qualidade da água com o apoio de um sistema de informação geográfica. 66 pp. IPVC – ESA. Ponte de Lima
- Hepp, L. U. & Restello, R. M. 2007. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas do Alto Uruguai Gaúcho. pp. 75-86. In. Zakrzewski, S.B. Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares. Erechim, Edifapes, 136 p.
- Hilsenhoff, W., 1988. “Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index”. Journal of the North American Benthological Society 7: 65-68.
- Hynes, H, B. N. 1974. Comments on taxonomy of Australian Austroperlidae and Gripopterygidae (Plecoptera). Australian Journal of Zoology. Csiro Publications, Collingwood. 1-52, Suppl. 9.
- Ikomi, R.B., Arimoro, F.O., Odihirin, O.K., 2005. Composition, distribution and abundance of macroinvertebrates of the upper reaches of River Ethiope, Delta State, Nigeria. The Zoologist 3, 68 – 81. Consultado em Outubro de 2010. [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)
- INAG, 2000 – 2005 Implementação da Directiva Quadro da Água. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P. <http://www.inag.pt>
- INAG, I.P. 2008. Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água. Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentônicos. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água.
- INAG, I.P. 2008. Relatório Síntese Sobre A Caracterização Das Regiões Hidrográficas Prevista Na Directiva Quadro da Água. Ministério do Ambiente, do Ordenamento Do Território E Do Desenvolvimento Regional.
- INAG, I.P. 2008. Tipologia de Rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água. I – Caracterização abiótica. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água.
- JO L 327, 2000. Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000. Jornal Oficial das Comunidades Europeias de 22.12.2000, PT L 327, 1-72.
- JO L 348, 2008. Directiva 2008/105/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de 16 de Dezembro de 2008. Jornal Oficial da União Europeia de 24.12.2008, PT L 348, 84-97.

- König, Rodrigo; Suzin, Catia; Restello, Rozane M. & Hepp, Luiz; (2008) Qualidade das águas de riachos da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis físicas, químicas e biológicas. *Pan – American Journal of Aquatic Sciences* pp 84 – 93. Consultado em Outubro de 2010. [www.elsevier.com/](http://www.elsevier.com/)
- Lancaster, J; Briers, R.A.; CABI, Wallingford (2008). *Aquatic Insects. Challenges to Populations*, 332pp. ISBN: 978-1-84593-396-8, Consultado em Outubro de 2010. [www.elsevier.de/baae](http://www.elsevier.de/baae)
- Lenat, D. R. & Barbour, M. T. 1994. Using benthic macroinvertebrate communitie structure for rapid, cost – effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. In: Coeb, S. L. & Spacie, A. (eds) *Biological Monitoring of aquatic systems*. Lewis Publishers, Boca Ratom, Florida; p. 187-215
- Munné, A., Solá, C., Prat, N., 2006. “Estado ecológico de los rios en Cataluña. Diagnosis del riesgo de incumplimiento de los objetivos de la directiva marco del água”. *Tecnologias del Água, Artículos Técnicos*.
- Nixon, S.C., Mainstone, C.P., Inversen, T.M., Kristensen, P., Jeppersen, E., Friberg, N., Papatthanassiou, E., Jensen, A., Pedensen, F., 1996. “The harmonized monitoring and classification of ecological quality of surface waters in the European union”. Bruxelas (Belgian), Comissão European (DG-XI).
- Obach, Michael; Wagner, Rudiger; Werner, Heinrich; Schmidt, Hans-Heinrich. 2001. Modelling population dynamics of aquatic insects with artificial neutral networks. *Ecological Modelling* 146, 207-217. [www.elsevier.com/locate/ecolmodel](http://www.elsevier.com/locate/ecolmodel).
- Oliveira, Daniel Gustavo; 2006, Metodologia de reabilitação fluvial integrada. Dissertação Para Obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia Ambiental, UTAD, 177p.
- Paredes, C., 2004. El uso de los Sistemas de Información Geográfica en la caracterización y analisis de cuencas hidrográficas: el rio Estorãos, Portugal. Tese de Mestrado em “Gestão de Sistemas de Informação Geográfica”. UNIGIS – Universitat de Girona, Espanha.
- Peralta, Nelson R. Esteves, 2004. Levantamento de Invertebrados Bentónicos na Zona de Protecção Especial do Paul do Taipal. Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro, 40 pp.
- Pereira, L. A. & Pereira, M. C. T. 2005. Conceitos associados à ecologia de rios. In: Roland, F., César, D. & Marinho, M.(Eds.). *Lições de Limnologia*. RiMa, São Carlos, pp. 127-137; pp. 517.
- Pinto, Vanessa Caetano, 2009. Ecologia e Qualidade Ecológica da Comunidade de Macroinvertebrados Bentónicos em Zonas Costeiras e Estuarinas, abordagem comparativa. Departamento de Biologia Animal da Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, 110 pp.

- Quintero, Juan Carlos Pérez 2010; Freshwater mollusc biodiversity and conservation in two stressed Mediterranean basins, *Limnologica*, Departamento de Biología Ambiental y Salud Pública, Universidad de Huelva, [www.elsevier.de/limno](http://www.elsevier.de/limno)
- Reece, P.F. & Richardson, J.S. 1999. Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystems at risk. In: L. M. Darling (ed.) *Proc. Biology and Management of Species and Habitats at Risk*. vol. 2 pp.15-19.
- Robinson, B.A., 2004. An inventory of aquatic macroinvertebrates and calculation of Selected biotic índices for the U.S. Army Atterbury Reserve Forces Training Área near Edinburgh, Indiana, September 2000-August 2002. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, Virginia.
- Rocha, Ana Raquel Gonçalves, 2001. Estudo Da Dinâmica Espaço -Temporal Da Comunidade De Macroinvertebrados Bentônicos Do Rio Âncora. Departamento de Zoologia e Antropologia Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, pp. 10-93.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V.H. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. (eds.) Rosenberg, D.M. and Resh, V.H. Chapman and Hall, New York, pp. 1-9.
- Secretariado da Convenção sobre Diversidade Biológica 2010. Panorama da Biodiversidade Global 3. Brasília, Ministério Do Meio Ambiente, Secretariado da Biodiversidade e Florestas, 94 pagina [www.cdb.int/GB03](http://www.cdb.int/GB03)
- Silveira, M.P., Queiroz, J.F., Boeira, R.C., 2004. “Protocolo de colecta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos” – Jaguariúna. SP: Embrapa Meio Ambiente. ISSN 1516 – 4691, 6p. (Embrapa Meio Ambiente – Comunicado Técnico 19)
- Souza, A. H. F. F. ; Abílio, F. José Pegado & Ribeiro, Leonardo Leôncio. 2008, Colonização e Sucessão Ecológica do Zoobentos em Substratos Artificiais no Açude Jatobá I, Patos – PB, Brasil. *Revista de biologia e ciências da terra*, Volume 8 - Número 2 - 2º Semestre 2008, ISSN 1519-5228.
- Strieder, M. N., Ronchi, L. H., Stenert, C., Scherer, R. T. & Neiss, U. G. 2006. Medidas biológicas e índices de qualidade da água de uma microbacia com poluição urbana e de curtumes no sul do Brasil. *Acta Biológica Leopoldensia*, 28: 17-24.
- Torralba Burrial, A., Ocharan, F.J., 2001. “ La calidad de las aguas del rio Ara y sus comunidades de macroinvertebrados bentônicos”. *Revista del Centro de Estudios de Sobarse*, n.º7. 9-73.
- Torralba Burrial, A., Ocharan, F.J., 2002. “ Valoracion preliminar del estado ecológico de los rios del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Huesca) según sus comunidades de macroinvertebrados bentônicos”. *Revista del centro de estudios de sobrarbe*, n.º8. 127-164.

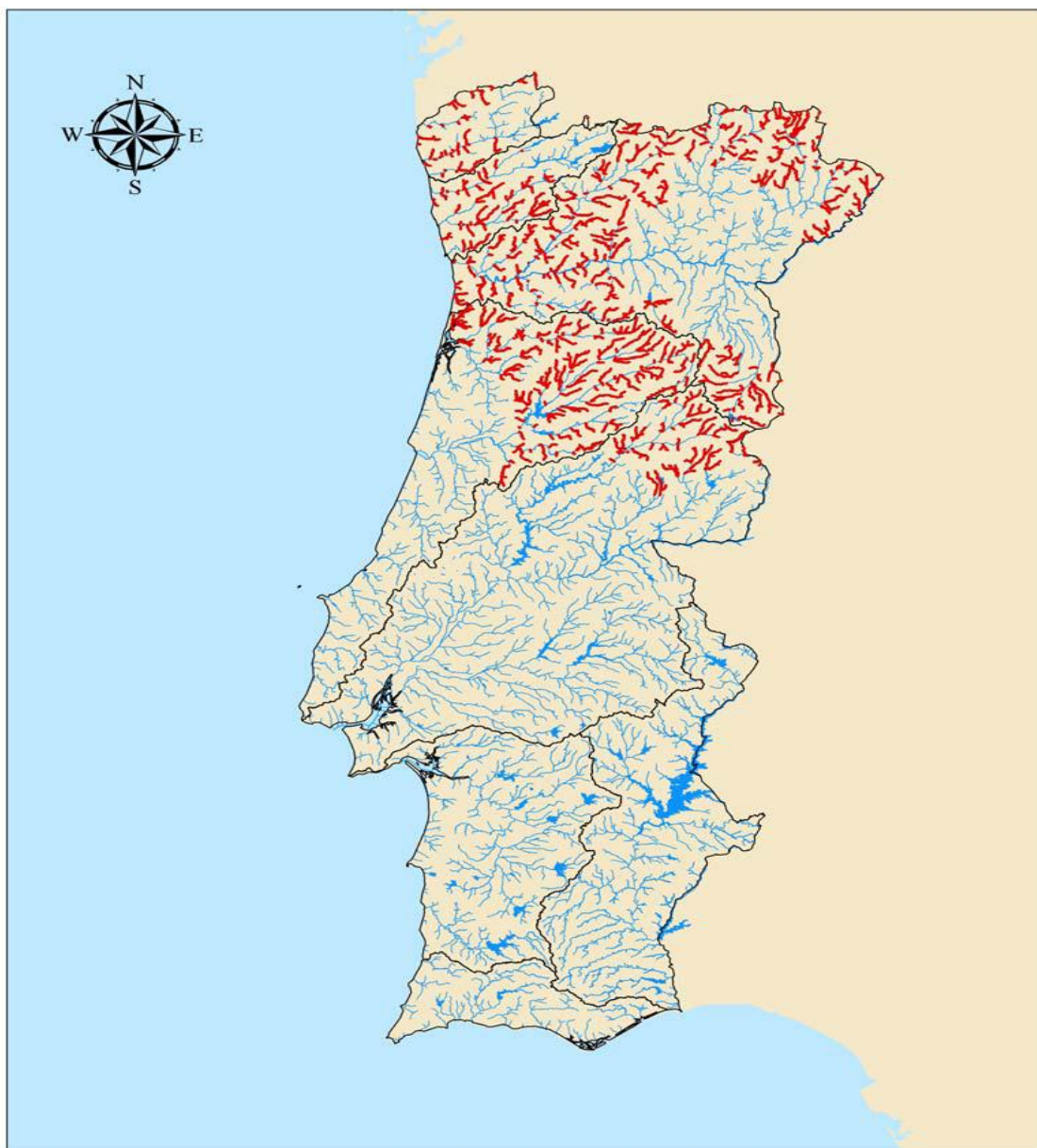


Ward, D. Holmes, N. & José, P. 1995. The New Rivers & Wildlife Handbook. RSPP, NRA  
e the Wildlife Trusts, Bedfordshire. 426p.





Distribuição dos Rios do Norte de Pequena Dimensão.

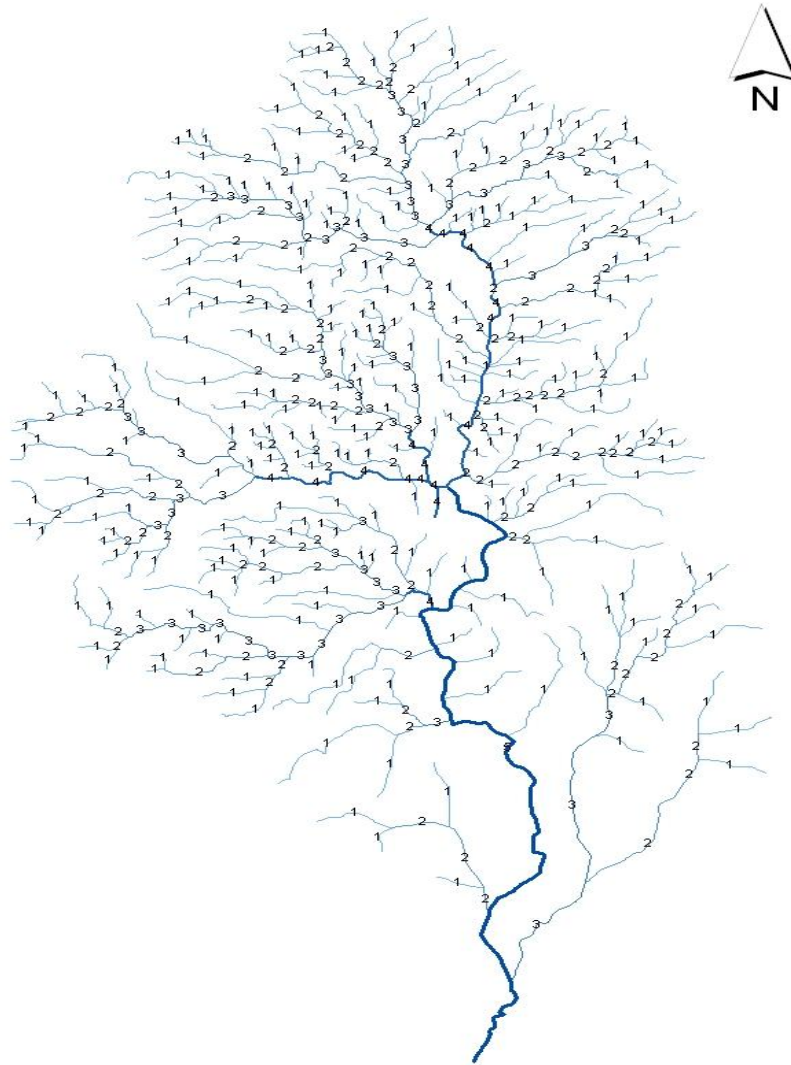


 Rios do Norte de Pequena Dimensão

 Regiões Hidrográficas (Lei nº 58/2005, Lei da Água)

0 30 60 90 120 Km

Ordem dos cursos de água da BHREst, segundo o método de Strahler



Fonte: Carvalho, 2008

---

**Quadro legal vigente sobre Recursos Hídricos em na zona Norte de Portugal****Decreto-Lei n.º 379/89 – DR 248/89 SÉRIE I de 27 de Outubro de 1989**

Define a área de jurisdição da Direcção-Geral de Portos

**Decreto-Lei n.º 46/94 – DR 44/94 SÉRIE I-A de 22 de Fevereiro de 1994**

Estabelece o regime de licenciamento da utilização do domínio hídrico sob jurisdição do Instituto da Água.

**Decreto-Lei n.º 152/97 – DR 139/97 SÉRIE I-A de 19 de Junho de 1997**

Determina a protecção das águas superficiais dos efeitos das descargas de águas residuais urbanas, que se integra no objectivo mais vasto da protecção do ambiente

**Decreto-Lei n.º 235/97 – DR 203/97 SÉRIE I-A de 3 de Setembro de 1997**

Transpõe para o direito interno a Directiva n.º 91/676/CEE, do Conselho de 12 de Dezembro de 1991, relativa à protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola

**Decreto-Lei n.º 236/98 – DR 176/98 SÉRIE I-A de 1 de Agosto de 1998**

Estabelece normas, critérios e objectivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos – revoga o Decreto-Lei n.º 74/90, de 7 de Março

**Decreto-Lei n.º 364/98 – DR 270/98 SÉRIE I-A de 21 de Novembro de 1998**

Estabelece a obrigatoriedade de elaboração da carta de zonas inundáveis nos municípios com aglomerados urbanos atingidos por cheias

**Decreto-Lei n.º 68/99 – DR 59/99 SÉRIE I-A de 11 de Março de 1999**

Altera o Decreto-Lei n.º 235/97, de 3 de Setembro, que transpõe para o direito interno a Directiva n.º 91/676/CEE, do

Conselho, de 12 de Dezembro, relativa à protecção das águas contra a poluição por nitratos de origem agrícola

**Decreto-Lei n.º 382/99 – DR 222/99 SÉRIE I-A de 22 de Setembro de 1999**

Estabelece perímetros de protecção para captações de águas subterrâneas destinadas ao abastecimento público

**Decreto-Lei n.º 506/99 – DR 271/99 SÉRIE I-A de 20 de Novembro de 1999**

Fixa os objectivos de qualidade para determinadas substâncias perigosas incluídas nas famílias ou grupos de substâncias da lista II do anexo XIX ao Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto

## **Anexo 3.2 (continuação)**

### **Decreto-Lei n.º 194/2000 – DR 192 SÉRIE I-A de 21 de Agosto de 2000**

Transpõe para a ordem jurídica interna a Directiva n.º 96/61/ CE, do Conselho, de 24 de Setembro, relativa à prevenção e controlo integrados da poluição

### **Decreto-Lei n.º 243/2001 – DR 206 SÉRIE I-A de 5 de Setembro de 2001**

Aprova normas relativas à qualidade da água destinada ao consumo humano transpondo para o direito interno a Directiva n.º 98/83/CE, do Conselho, de 3 de Novembro, relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano

### **Decreto Regulamentar n.º 11/2002 – DR 57 Série I-B de 8 de Março de 2002**

Aprova o Plano de Bacia Hidrográfica do Lima

### **Decreto-Lei n.º 112/2002 – DR 90 Série I-A de 17 de Abril de 2002**

Aprova o Plano Nacional da Água

### **Decreto-Lei n.º 261/2003 – DR 244 SÉRIE I-A de 21 de Outubro de 2003**

Altera o anexo ao Decreto-Lei n.º 506/99, de 20 de Novembro, que fixa os objectivos de qualidade para determinadas substâncias perigosas incluídas nas famílias ou grupos de substâncias da lista II do anexo XIX ao Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto

### **Decreto-Lei n.º 124/2004 – DR 122 SÉRIE I-A de 25 de Maio de 2004**

Altera o Decreto-Lei n.º 567/99, de 23 de Dezembro no que toca à actividade da náutica de recreio

### **Portaria n.º 1100/2004 de 3 de Setembro**

Aprova a lista e as cartas que identificam as zonas vulneráveis do Continente e da Região Autónoma dos Açores, revoga a Portaria n.º 258/2003, de 19 de Março

### **Portaria n.º 50/2005 de 20 de Janeiro**

Estabelece normas, critérios e objectivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos principais usos, transpondo para o direito interno, entre outras, a Directiva 76/464/CEE, de 4 de Maio, relativa à poluição causada por certas substâncias perigosas lançadas ao meio aquático

### **Decreto-Lei n.º 133/2005 – DR 156 SÉRIE I-A de 16 de Agosto de 2005**

Aprova o regime de licenciamento da actividade das entidades que operam no sector da pesquisa, captação e montagem de equipamentos de extracção de água subterrânea

**Resolução Conselho de Ministros n.º 113/2005**

Aprova o Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água – Bases e Linhas Orientadoras (PNUEA)

**Decreto-Lei n.º 54/2005 – DR 219 SÉRIE I-A de 15 de Novembro de 2005**

Estabelece a titularidade dos recursos hídricos

**Lei n.º 58/2005 – DR 249 SÉRIE I-A de 29 de Dezembro de 2005**

Aprova a Lei da Água, transpondo para a ordem jurídica nacional a Directiva n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, e estabelecendo as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas

**Portaria n.º 127/2006 de 13 de Fevereiro**

Aprova o Regulamento da Náutica de Recreio

**Decreto-Lei n.º 77/2006 – DR 64 SÉRIE I-A de 30 de Março de 2006**

Complementa a transposição da Directiva n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água, em desenvolvimento do regime fixado no Decreto-Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro

**Decreto-Lei n.º 60/2006 – DR 118 SÉRIE I-A de 30 de Junho de 2006**

Aprova o regime jurídico a que fica sujeita a utilização agrícola das lamas de depuração, transpondo para a ordem jurídica nacional a Directiva n.º 86/278/CE, do Conselho, de 12 de Junho, relativa à protecção do ambiente e em especial dos solos, na utilização agrícola de lamas de depuração, revogando o Decreto-Lei n.º 446/91, de 22 de Novembro

**Despacho n.º 2339/2007 – DR 32 SÉRIE II de 14 de Fevereiro**

Aprova o Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais para o período 2007-2013

**Decreto-Lei n.º 226-A/2007 – DR 105 SÉRIE I-A de 31 de Maio de 2007**

Transpõe para o ordenamento jurídico nacional a Directiva 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro (DQA), e estabeleceu as bases para a gestão sustentável das águas e o quadro institucional para o respectivo sector, assente no princípio da região Hidrográfica como unidade principal de planeamento e gestão, tal como imposto pela mencionada directiva

**Decreto-Lei n.º 208/2007 – DR 103 SÉRIE I-A de 29 de Maio de 2007**

Estabelece as Administrações das Regiões Hidrográficas

**Decreto-Lei n.º 347/2007 – DR 202 SÉRIE I-A de 19 de Outubro de 2007**

Aprova a delimitação georreferenciada das regiões hidrográficas



**Decreto-Lei n.º 348/2007 – DR 202 SÉRIE I-A de 19 de Outubro de 2007**

Aprova o regime das associações de utilizadores do domínio público hídrico

**Portaria n.º 1450/2007 de 12 de Novembro**

Fixa as regras do regime de utilização dos recursos hídricos

**Decreto-Lei n.º 391-A/2007 – DR 246 SÉRIE I-A de 21 de Dezembro de 2007**

Primeira alteração ao Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio, que estabelece o regime da utilização dos recursos hídricos

**Decreto-Lei n.º 97/2008 – DR 111 SÉRIE I-A de 11 de Junho de 2008**

Estabelece o regime económico e financeiro dos recursos hídricos

**Do ponto de vista do direito comunitário devem ser tidas em conta as seguintes directivas:**

**Directiva n.º 76/464/CEE de 4 de Maio de 1976**

Relativa à poluição causada por certas substâncias perigosas lançadas ao meio aquáticas

**Directiva n.º 80/68/CEE de 17 de Dezembro de 1979**

Relativa à protecção das águas subterrâneas contra a poluição causada por certas substâncias perigosas

**Directiva n.º 91/271/CEE de 21 de Maio de 1991**

Relativa ao tratamento de águas residuais urbanas

**Directiva n.º 91/676/CEE, de 12 de Dezembro de 1991**

Relativa à protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola

**Directiva nº 2000/60/CE de 23 de Outubro de 2000**

Estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água

**Decisão nº 2455/2001/CE de 20 de Novembro de 2001**

Estabelece a lista das substâncias prioritárias no domínio da política da água e altera a Directiva 2000/60/CE

**Directiva nº 2003/4/CE de 28 de Janeiro de 2003**

Relativa ao acesso do público às informações sobre ambiente e que revoga a Directiva 90/313/CE do Conselho

**Decisão da Comissão Europeia de 17 de Agosto de 2005**

Relativa ao estabelecimento de um registo dos sítios que constituirão a rede de intercalibração, em conformidade com a Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho.

**Directiva nº 2006/118/CE de 12 de Dezembro de 2006**

Relativa à protecção das águas subterrâneas contra a poluição e a deterioração

**Directiva nº 2007/60/CE de 23 de Outubro de 2007**

Relativa à avaliação e gestão dos riscos de inundações.

Exemplos de medidas bioindicadoras e a resposta esperada com o aumento da perturbação ou impacto.

<b>CATEGORIA</b>	<b>MEDIDA</b>	<b>RESPOSTA ESPERADA COM IMPACTO</b>
<b>Riqueza</b>	Riqueza taxionómica total	Diminui
	Riqueza de EPT	Diminui
<b>Enumerações</b>	% EPT	Diminui
	% Chironomidae Aumenta	Aumenta
	% Orthoclaadiinae/Chironomidae	Aumenta
<b>Índices Bióticos</b>	Índice Biótico BMWP	Diminui
	Índice Biótico BMWP-ASPT	Diminui
<b>Índices de diversidade e de equitabilidade</b>	Índice de Diversidade Shannon-Weaver	Diminui*
	Índice de Equitabilidade	Diminui
	Pielou	
<b>Medidas Tróficas</b>	% Raspadores	Diminui
	Raspador/colector-filtrador	Diminui

Em níveis intermediários de impacto (por exemplo, poluição orgânica) a diversidade da comunidade poderá aumentar, decrescendo apenas em situações de grande impacto. Fonte: (Silveira, 2004).

## Parâmetros Físico-químicos e Microbiológicos

<p><b>Microbiológicos:</b></p> <p>Coliformes totais; E. Coli; Enterococcus fecais;</p>	<p><b>Físico-químicos:</b></p> <p>Sólidos suspensos totais suspensos; Sólidos totais dissolvidos CQO (carência química de oxigênio) CBO (carência biológica de oxigênio) Sulfatos Cloretos Dureza Cálcio Magnésio Sódio (Na) Potássio Oxigênio dissolvido (OD) Condutividade eléctrica CE pH</p>
<p><b>Substancia indesejáveis</b></p> <p>Azoto amoniacal Nitratos Fosfatos Fósforo total Zinco Cobre</p>	<p><b>Substâncias tóxicas:</b></p> <p>Chumbo Crómio Níquel Cádmio</p>

## Quadros necessários para o cálculo do índice IBB

Quadro 6.1 – Limites práticos para identificação dos indivíduos para o cálculo do IBB

<b>Grupo Taxonómico</b>	<b>Nível de determinação das Unidades Sistemática</b>
Plathelminthes	Género
Oligochaeta	Família
Hirudinea	Género
Mollusca	Género
Crustácea	Família
Plecoptera	Género
Ephemeroptera	Género
Trichoptera	Família
Odonata	Género
Megaloptera	Género
Hemiptera	Género
Coleoptera	Família
Diptera	Família
Hydracarina	Presença
	CHIRONOMIDAE <i>thummi-plumosus</i>
	CHIRONOMIDAE não <i>thummi-plumosus</i>

Fonte: (Fontoura, 1985 e Ferreira, 2007).

Anexo 6.2 – Continuação

Quadro 6.2 – Quadro-Padrão utilizado para o cálculo do Índice Biótico Belga (IBB).

Grupos faunísticos	U. S.	Número total de Unidades Sistemáticas				
		0-1	2 - 5	6 - 10	11 - 15	> 15
		Índices bióticos				
Heptageniidae ou Plecoptera	> 1	-	7	8	9	10
	1	5	6	7	8	9
Trichoptera com invólucro larvar	> 1	-	6	7	8	9
	1	5	5	6	7	8
Ancyliidae ou Ephemeroptera (excepto Heptageniidae)	> 2	-	5	6	7	8
	<2	3	4	5	6	7
Aphelocheirus ou Odonata ou Gammaridae ou Moluscos (excepto Sphaeridae)	0	3	4	5	6	7
Asellus ou Hirudinea ou Sphaeridae ou Heteroptera (excepto Aphelocheirus)	0	2	3	4	5	6
Tubificidae ou Chironomidae (grupos Thumni e Plumosus)	0	1	2	3	-	-
Eristalinae	0	0	1	1	-	-

Fonte: (Fontoura, 1985 e Ferreira, 2007).

Quadro 6.3 – Classes de qualidade, significado dos valores do Índice Biótico Belga (IBB) e cores a utilizar para a representação cartográfica.

<b>Classe</b>	<b>Índice Biótico</b>	<b>Significado</b>	<b>Cor representativa</b>
I	10-9	Água não poluída	<b>Azul</b>
II	8-7	Ligeiramente poluída	<b>Verde</b>
III	6-5	Moderadamente poluída	<b>Amarelo</b>
IV	4-3	Muito poluída	<b>Laranja</b>
V	2-1-0	Fortemente poluída	<b>Vermelho</b>

Fonte: (Fontoura, 1985 e Ferreira, 2007).

Quadro 7.1 – Pontuações atribuídas às diferentes famílias de Macroinvertebrados aquáticos para o cálculo de IBMWP’.

Famílias	Pontuação
<i>Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae</i> <i>Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae</i> <i>Chloroperlidae</i> <i>Aphelecheiridae</i> <i>Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae</i> <i>Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae</i> <i>Athericidae, Blephariceridae</i>	10
<i>Astacidae</i> <i>Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae</i> <i>Corduliidae, Libellulidae</i> <i>Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae</i>	
<i>Ephemeroptera Prosopistomatidae</i> <i>Nemouridae</i> <i>Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Ecnomidae</i> <i>Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae</i>	7
<i>Hydroptilidae</i> <i>Unionidae</i> <i>Corophiidae, Gammaridae, Atyidae</i> <i>Platycnemididae, Coenagrionidae</i>	
<i>Oligoneuriidae, Polymitarcidae</i> <i>Dryopidae, Elmidae, Heleophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae</i> <i>Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesidae</i>	5



<i>Baetidae, Caenidae</i>	
<i>Halipidae, Curculionidae, Chrysomelidae</i>	
<i>Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae,</i>	
<i>Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae</i>	
<i>Rhagionidae</i>	4
<i>Sialidae</i>	
<i>Piscicolidae</i>	
<i>Hidracarina</i>	
<i>Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Pleidae, Veliidae</i>	
<i>Notonectidae, Corixidae</i>	
<i>Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae</i>	
<i>Vaivatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae</i>	3
<i>Bithyniidae, Bythiniidae, Sphaeridae</i>	
<i>Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae</i>	
<i>AseIIDae, Ostracoda</i>	
<i>Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae, Thaumaleidae</i>	2
<b>Oligochaeta (todas as classes), Syrphidae</b>	1

Fonte: (Alba-Tercedor, 1996).

Quadro 7.2 – Classes de qualidade, significado dos valores do IBMWP' e cores a utilizar para a representação cartográfica.

<b>Classe</b>	<b>Qualidade</b>	<b>Valor</b>	<b>Significado</b>	<b>Cor</b>
I	Boa	> 150	Águas muito limpas	<b>Azul</b>
		101-120	Águas não contaminadas ou não alteradas de modo sensível	
II	Aceitável	61-100	São evidentes alguns efeitos de contaminação	<b>Verde</b>
III	Duvidosa	36-60	Águas contaminadas	<b>Amarelo</b>
IV	Critica	16-35	Águas muito contaminadas	<b>Laranja</b>
V	Muito Critica	<15	Águas fortemente contaminadas	<b>Vermelho</b>

Fonte: (Alba-Tercedor, 1996).

Quadro 8.1 – Valores de tolerância à poluição (dados de Hilsenhoff 1988).

<b>Plecoptera</b>		Hydropsychidae	4	Simuliidae	6
Capniidae	1	Hydroptilidae	4	Muscidae	6
Chloroperlidae	1	Lepidostomatidae	1	Syrphidae	10
Leuctridae	0	Leptoceridae	4	Tabanidae	6
Nemouridae	2	Limnephilidae	4	Tipulidae	3
Perlidae	1	Molannidae	6		
Perlodidae	2	Odontoceridae	0		
Pteronarcyidae	0	Philpotamidae	3	<b>Amphipoda</b>	
Taeniopterygidae	2	Phrygancidae	4	Gammaridae	4
		Polycentropodidae	6	Talitridae	8
<b>Ephemeroptera</b>		Psychomyiidae	2		
Baetidae	4	Rhyacophilidae	0	<b>Isopoda</b>	
Baetiscidae	3	Sericostomatidae	3	Asellidae	8
Caenidae	7	Uenoidae	3		
Ephemerellidae	1				
Ephemeridae	4	<b>Megaloptera</b>		Acariformes	4
Heptageniidae	4	Corydalidae	0		
Leptophlebiidae	2	Sialidae	4		
Metretopodidae	2			Decapoda	6
Oligoneuridae	2	<b>Lepidoptera</b>			
Polymitarcyidae	2	Pyralidae	5	<b>Mollusca</b>	
Potomanthidae	4			Psysidae	8
Siphonuridae	7			Sphaeridae	8
Trichorythidae	4			Lymnacididae	6
<b>Odonata</b>		<b>Coleoptera</b>		<b>Oligochaeta</b>	8
Aeshnidae	3	Dryopidae	5		
Calopterygidae	5	Elmidae	4		
Coenagrionidae	9	Psephenidae	4		
Cordulegastridae	3				
Cordullidae	5	<b>Diptera</b>		<b>Hirudinea</b>	
Gomphidae	1	Anthericidae	2	Bdellidae	10
Lestidae	9	Blepharoceridae	0		
Libellulidae	9	Ceratopogonidae	6	<b>Turbellaria</b>	
Macromiidae	3	Blood-red Chironomidae	8	Plathelminthidae	4
<b>Trichoptera</b>		<b>Other Chironomidae</b>	6		
Brachiccatridae	1	Dolochopodidae	4		
Calamoceratidae	3	Empididae	6		
Glossosomatidae	0	Ephydridae	6		
Helicopsychidae	3	Psychodidae	10		

Quadro 8.2 – Qualidade da água baseada nos valores do Índice Biótico de Hilsenhoff.

<b>Índice biótico</b>	<b>Qualidade da água</b>	<b>Grau de poluição orgânica</b>
0,00-3,50	Excelente	Sem poluição orgânica aparente
3,51-4,50	Muito boa	Possível poluição orgânica leve
4,51-5,50	Boa	Alguma poluição orgânica
5,51-6,50	Razoável	Poluição orgânica razoável
6,51-7,50	Moderadamente pobre	Poluição orgânica significativa
7,51-8,50	Pobre	Poluição orgânica muito significativa
8,51-10,00	Muito pobre	Poluição orgânica severa

Fonte: Ferreiro, 2007.

Quadro 9.1 – Classificação dos grupos de macroinvertebrados tendo em conta a sua fisiologia alimentar e o tipo de partículas ingeridas (adaptado de Cummins, 1973; Hynes, 1979; Tachet et al., 1980; Mouthon, 1982; Margalef, 1983; Resh & Rosenberg, 1984; Faessel, 1985; Fontoura, 1989; Chinery, 1992; Williams & Feltmate, 1992; Wetzel, 1993; Campaioli et al., 1994 E 1999; Fitter & Manuel, 1994; Reicholf-Riehm, 1995; Giller & Malmqvist, 1998; Puig, 1999)

Categoria	Descrição	Grupos taxonómicos
<b>SH</b> <b>Retalhadores</b> <b>Herbívoros</b>	Alimentam-se de partículas de tecidos vivos de plantas vasculares, com dimensões superiores a 10 <sup>3</sup> um, que cortam e dividem em fragmentos mais pequenos.	Trichoptera: PHRYGANEIDAE, LEPTOCERIDAE {Oecetis, Triaenodes, Leptocerus, Erotosis) Lepidoptera (Paraponix, Nymphula) Coleoptera: HALIPLIDAE, EUBRIIDAE, HYDROCHIDAE, HELOPHORIDAE, CHRYSOMEUDAE Diptera: Diamesinae, EPHYDRIDAE
<b>SD</b> <b>Retalhadores</b> <b>detritívoros</b>	Alimentam-se de partículas em decomposição, com dimensões superiores a 103 um, que cortam e dividem em fragmentos mais pequenos.	Plecoptera Filípalpia Trichoptera: LIMNAPHILIDAE, LEPIDOSTOMATIDAE, SERICOSTOMATIDAE Coleoptera: HELODIDAE Diptera: TIPUIDAE, Orfíocladiinae
<b>CF</b> <b>Colectores</b> <b>filtradores</b>	Possuem adaptações (apêndices fortemente modificados, construção de casulos ou teias) que lhes permitem filtrar partículas de restos orgânicos, elementos da microflora e da microfauna, de filtradores dimensões inferiores a 103 um, que se encontram em suspensão no meio aquático	Bivaívia Crustacea: ATYIDAE Ephemeroptera: SIPHLONURIDAE Trichoptera: ECNOMIDAE, HYDROPSYCHIDAE (Hydropsíche), PSYCHOMYIIDAE, BRACHYCENTRIDAE, PHILOPOTAMIDAE Lepidoptera: Cataclysta Diptera: SIMULIIDAE, Chironomidae, SYRPHIDAE, CULICIDAE
<b>CS</b> <b>Colectores</b> <b>detritívoros</b>	Recolhem material em decomposição com dimensões inferiores a 10 <sup>3</sup> um, que encontram no sedimento ou sobre o substrato.	Crustacea: GAMMARIDAE, ASELLIDAE Ephemeroptera: BAETIDAE (Baef/s), EPHEMERIDAE, CAENIDAE {Caenis), LEPTOPHLEBIIDAE {Habroleptoides, Paraleptophlebia, Choroterpes), HEPTAGENIIDAE (Electrogena), OLIGONEURIIDAE, POLYMITARCIDAE, EPHEMERELLIDAE {Ephemerella), POTAMANTHIDAE Heteroptera: GERRIDAE Coleoptera: HYDROPHILIDAE (A), DRYOPIDAE, LIMNEBIIDAE, HYDRAENIDAE Trichoptera: BERAIDAE Diptera: Corynoneurinae, CERATOPOGONIDAE

<b>RM</b> <b>Raspadores</b> <b>Minerais</b>	Têm um aparelho bucal, ligeiramente modificado, que lhes permite raspar a microflora (partículas com dimensão inferior a 103 um), associada a pedras e a macrófitas	Mollusca Gasteropoda Ephemeroptera: HEPTAGENIIDAE (Heptagenia, Rhytrogena, Ecdyonurus), BAETIDAE (Centroptilum, Pseudocentroptilum). EPHEMERELLIDAE (Torteya) Trichoptera: GOERIDAE, THREMMATIDAE, HELICOPSYCHIDAE, GLOSSOSOMATIDAE, MOLANNIDAE, ODONTOCERIDAE, Lepidoptera Acentrix Coleoptera: ELMIDAE, EUBRIIDAE Diptera: Prodiamesinae, TABANIDAE, DIXIDAE, STRATIOMYIDAE; BLEPHARICERIDAE
<b>RO</b> <b>Raspadores</b> <b>orgânicos</b>	Têm um aparelho bucal, ligeiramente modificado, que lhes permite raspar a microflora (partículas com dimensão inferior a 103 um) associada a algas	Ephemeroptera: CAENIDAE (Brachycercus), BAETIDAE (Cloeon, Procloeon); LEPTOPHLEBIIDAE (Habrophlebia, Thraulus), HEPTAGENIIDAE (Epeorus) Heteroptera: CORIXIDAE Trichoptera: LEPTOCERIDAE { Athripsodes, Mystacides, Setodes, Ceraclea, Adicella) Diptera: Tanytarsini, PSYCHODIDAE
<b>PM</b> <b>Predadores</b> <b>mastigadores</b>	Alimentam-se de outros organismos ou de partes de organismos	Plathelminthes Tricladida: Phagocata Plecoptera Setipalpia Odonata e Megaloptera Trichoptera: RHYACOPHILIDAE, POLYCENTROPODIDAE, HYDROPSYCHIDAE (Dipletrona, Cheumatopsiche) Coleoptera: DYTISCIDAE (A), GYRINIDAE, HYGROBIIDAE, HYDROPHILIDAE (L) Diptera: LIMONIIDAE, CHAOBORIDAE, Tanypodinae
<b>PS</b> <b>Predadores</b> <b>sugadores</b>	Têm o aparelho bucal modificado, permitindo-lhes sugar células e fluidos tecidulares de outros organismos.	Plathelminthe Tricladida excepto Phagocata Nematoda e Hirudinea Heteroptera excepto CORIXIDAE e GERRIDAE Hymenoptera e Neuroptera Coleoptera: DYTISCIDAE (L) Trichoptera: HYDROPTILIDAE Diptera: RHAGIONIDAE, DOLICHOPODIDAE, ATHERICIDAE ANTHOMYIIDAE, EMPIDIDAE, SCIOMYZIDAE
<b>L</b> <b>Limnívoros</b>	Vivem enterrados no substrato e engolem os sedimentos, aproveitando a matéria orgânica	Oligochaeta Diptera: PTYCHOPTERIDAE

Fonte: Rocha, 2001

Quadro 10.1 – Tabela para o cálculo do índice de avaliação visual do habitat (EPA, 1999).

Parâmetro do habitat	Categorias			
	Ótimo	Sub-ótimo	Marginal	Pobre
<b>1. Capacidade do substrato para acolher a epifauna</b>	Mais de 70% de habitat favorável à colonização pela epifauna e à utilização pelos peixes; mistura de ramos, troncos submersos, blocos ou outros habitats estáveis e com potencial máximo de colonização (ex. troncos já com um certo tempo de deposição).	40-70% de mistura de habitats estáveis; boas condições para a total colonização; habitat adequado para a manutenção das populações; presença de substrato adicional recentemente depositado no canal e ainda não completamente apto para a colonização.	20-40% de mistura de habitats estáveis; disponibilidade de habitat inferior ao desejável; substrato frequentemente removido ou perturbado.	Menos de 20% de habitats estáveis; evidente falta de habitats; substrato inexistente ou instável.
Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
<b>2. Firmeza do substrato ("embeddedness")</b>	25% de cascalho, blocos e calhaus rolados rodeados por sedimentos finos. Bandas de blocos que criam nichos ecológicos diversificados.	25-50% de cascalho, blocos e calhaus rolados rodeados por sedimentos finos.	50-75% de cascalho, blocos e calhaus rolados rodeados por sedimentos finos.	Mais de 75% de cascalho, calhaus rolados e blocos rodeados por sedimentos finos.
Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
<b>3. Regimes velocidade/profundidade</b>	Presentes os quatro regimes de velocidade/profundidade (lento-profundo, lento-baixo, rápido-profundo, rápido-baixo). (lento é menor que 0.3 m/s, profundo é maior que 0.5m).	Apenas 3 dos quatro regimes estão presentes (se falta o regime rápido-baixo, a pontuação deve ser inferior do que faltando qualquer dos outros regimes).	Apenas 2 dos quatro regimes estão presentes (se falta o regime rápido-baixo, a pontuação deve ser inferior do que faltando qualquer dos outros regimes).	Prevalência de um único regime (usualmente o regime lento-profundo).
Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
<b>4. Deposição de sedimentos</b>	Pouco ou nenhum aumento da superfície de ilhas e menos de 5% de substrato afectado pela deposição de sedimentos.	Algum aumento de formação de barreiras, constituídas, essencialmente, por cascalho, areia ou sedimentos finos; 5-30% do substrato afectado; pequena deposição de sedimentos nas poças.	Deposição moderada de cascalho, areia ou sedimentos finos em faixas novas ou antigas; 30-50% do substrato afectado; deposição de sedimento, nas obstruções e constricções do canal; deposição moderada de sedimento nas poças.	Pesados depósitos de materiais finos aumentam a formação de barreiras; mais de 50% do substrato em mudanças frequentes; quase ausência de poças devido à deposição de sedimentos.
Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
<b>5. Homogeneidade do fluxo de água no canal</b>	A água corre pelos dois lados do canal, podendo apenas uma pequena parte do leito do rio não estar coberta por água.	A água corre por mais de 75% do canal; ou menos de 25% do canal não está coberto por água.	A água corre por 25-75% do canal, e /ou o substrato encontra-se exposto nas zonas de rápidos.	Muito pouca água no leito do rio e a maior parte confinada a poças.
Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

Parâmetro do habitat	Categorias																				
	Ótimo					Sub-ótimo					Marginal					Pobre					
<b>6. Alteração do canal</b>	Canalização débil ou ausente; rio com um padrão normal.					Presente alguma canalização, usualmente em áreas de pontes; podem existir evidências de canalização antiga (dragagens, com idade superior a 20 anos), mas não existir canalização recente.					A canalização do rio pode ser extensiva; taludes ou escoras podem estar presentes em ambas as margens; e 40-80% do rio corre canalizado ou com interrupções.					Margens limitadas por cimento ou muros; mais de 80% do rio corre canalizado ou com interrupções; os habitats aquáticos estão fortemente alterados ou inteiramente removidos					
Pontuação	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
<b>7. Frequência de rápidos</b>	Ocorrência relativamente frequente de rápidos; razão distância entre rápidos/largura do rio inferior a 7:1 (geralmente 5:7); a variedade de habitats é a chave. Em rios onde os rápidos são contínuos a localização de blocos ou outros obstáculos naturais assumem grande importância.					Ocorrência pouco frequente de rápidos; razão distância entre rápidos/largura do rio é de cerca de 7:15.					Rápidos e curvas de rio ocasionais; contorno do leito do rio pode propiciar alguns habitats; razão distância entre rápidos/largura do rio é 15:25					Geralmente águas calmas ou presença de pequenos rápidos; razão distância entre rápidos/largura do rio é superior a 25.					
Pontuação	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
<b>8. Estabilidade das margens (pontuação para cada margem)</b>	Margens estáveis; pouca ou nenhuma evidência de erosão ou de derrocada das margens; fraco potencial para problemas futuros; menos de 5% das margens com problemas.					Margens moderadamente estáveis; pouca frequência de pequenas áreas erodidas; 5-30% das margens são áreas de erosão.					Margens moderadamente instáveis; 30-60% das margens em risco de erosão; grande potencial de erosão durante um aumento de caudal.					Margens instáveis; muitas zonas erodidas; áreas "feridas" frequentes; 60-100% das margens têm marcas de erosão.					
Pontuação (M.E.)	M. E.	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
Pontuação (M.D.)	M. D.	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
<b>9. Corredor ripário (pontuação para cada margem)</b>	Mais de 90% da superfície da margem e da zona ripária coberta por vegetação autóctone, incluindo árvores, vegetação rasteira ou vegetação herbácea; nudez do solo mínima ou não evidente; praticamente todas as plantas com um crescimento natural.					70-90% da superfície das margens coberta por vegetação autóctone, mas com um dos tipos de plantas mal representado; ruptura evidente da vegetação rasteira, mas que não afecta o seu potencial de crescimento.					50-70% da superfície das margens coberta por vegetação; grandes manchas sem vegetação; apenas metade do terreno apresenta potencial de crescimento.					Menos de 50% dos terrenos marginais se encontram com cobertura vegetal; grandes espaços sem vegetação. Pouca ou nenhuma capacidade de crescimento de cobertura vegetal.					
Pontuação (M.E.)	M. E.	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
Pontuação (M.D.)	M. D.	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
<b>10. Largura do corredor ripário (pontuação para cada margem)</b>	Largura do corredor ripário maior que 18m; as actividades humanas (parqueamento de automóveis, campismo, campos agrícolas, pastagens) não têm impacto na área.					Largura do corredor ripário entre 12 e 18m. O impacto de actividades humanas é mínimo.					Largura do corredor ripário entre 6 e 12 m. O impacto das actividades humanas é considerável.					Largura do corredor ripário inferior a 6m; pouca ou nenhuma vegetação ripária devido a actividades humanas.					
Pontuação (M.E.)	M. E.	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
Pontuação (M.D.)	M. D.	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			


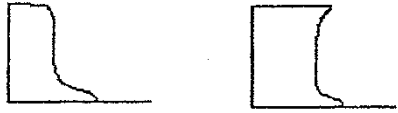
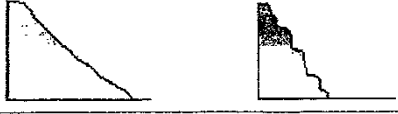
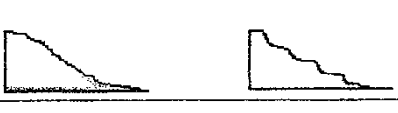
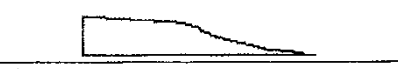
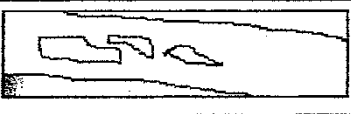
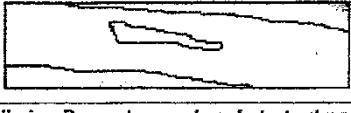
Parâmetros a avaliar



Quadro 11.1 – Tabela para o cálculo do índice de qualidade do bosque de ribeira (QBR) (Munné et al., 1998).

<b>Grau de cobertura da zona ripária</b>		<b>Pontuação entre 0 e 25</b>		
<b>Pontuação</b>				
<b>25</b>	>80% de cobertura vegetal na zona ripária (as plantas anuais não são contabilizadas)			
<b>10</b>	50-80% de cobertura vegetal na zona ripária			
<b>5</b>	10-50% de cobertura vegetal na zona ripária			
<b>0</b>	<10% de cobertura vegetal na zona ripária			
<b>+10</b>	Se a conectividade entre o bosque de ribeira e o ecossistema florestal adjacente é total			
<b>+5</b>	Se a conectividade entre o bosque de ribeira e o ecossistema florestal adjacente é maior que 50%			
<b>-5</b>	Se a conectividade entre o bosque de ribeira e o ecossistema florestal adjacente é entre 25 e 50%			
<b>-10</b>	Se a conectividade entre o bosque de ribeira e o ecossistema florestal adjacente é menor que 25%			
<b>Estrutura da cobertura vegetal (contabiliza-se toda a zona de ribeira)</b>		<b>Pontuação entre 0 e 25</b>		
<b>Pontuação</b>				
<b>25</b>	cobertura de árvores superior a 75%			
<b>10</b>	cobertura de árvores entre 50 e 75%, ou cobertura de árvores entre 25 e 50% e de arbustos superior a 25%			
<b>5</b>	cobertura de árvores inferior a 50% e o resto da cobertura efectuada por arbustos entre os 10 e os 25%			
<b>0</b>	sem árvores e arbustos abaixo dos 10%			
<b>+10</b>	Se na zona de inundação a concentração de helófitos ou arbustos é superior a 50%			
<b>+5</b>	Se na zona de inundação a concentração de helófitos ou arbustos é entre 25 e 50%			
<b>+5</b>	Se existe uma boa conexão entre a zona de arbustos e árvores coma a zona de bosque adjacente			
<b>-5</b>	Se existe uma distribuição regular dos pés de árvores e o bosque é superior a 50%			
<b>-5</b>	Se as árvores e os arbustos se distribuem em manchas, sem continuidade			
<b>-10</b>	Se existe uma distribuição regular das árvores e dos arbustos e o bosque é inferior a 50%			
<b>Qualidade da cobertura vegetal (depende do tipo geomorfológico da zona de ribeira)</b>		<b>Pontuação entre 0 e 25</b>		
<b>Pontuação</b>		<b>Tipo 1</b>	<b>Tipo 2</b>	<b>Tipo 3</b>
<b>25</b>	número de espécies diferentes de árvores autóctones	>1	>2	>3
<b>10</b>	número de espécies diferentes de árvores autóctones	1	2	3
<b>5</b>	número de espécies diferentes de árvores autóctones	-	1	1-2
<b>0</b>	sem árvores autóctones			
<b>+10</b>	se existe uma continuidade da comunidade ao longo do rio uniforme e ocupando mais de 75% da zona de ribeira			
<b>+5</b>	se existe uma continuidade da comunidade ao longo do rio uniforme e ocupando entre 50 a 75% da zona de ribeira			
<b>+5</b>	Se existe uma disposição em galeria das diferentes comunidades			
<b>+5</b>	Se o número de espécies diferentes é:	>2	>3	>4
<b>-5</b>	Se existem estruturas construídas pelo homem			
<b>-5</b>	Se existe alguma árvore introduzida isolada			
<b>-10</b>	Se existem espécies de árvores introduzidas formando comunidades			
<b>-10</b>	Se existem descargas de efluentes			
<b>Grau de naturalidade do canal fluvial</b>		<b>Pontuação entre 0 e 25</b>		
<b>Pontuação</b>				
<b>25</b>	O canal do rio não está modificado			
<b>10</b>	Modificações das zonas adjacentes ao rio com redução do canal			
<b>5</b>	Sinais de alteração e estruturas rígidas intermitentes que modificam o canal do rio			
<b>0</b>	Rio canalizado na totalidade do sector			
<b>-10</b>	Se existe alguma estrutura sólida dentro do leito do rio			
<b>-10</b>	Se existe alguma represa ou outra infra-estrutura transversal no leito do rio			

Quadro 11.2 – Determinação do tipo geomorfológico da zona ripária (Munné et al., 1998)

<i>Tipos de desnível da zona ripária</i>		<i>Pontuação</i>	
		<i>Esquerda</i>	<i>Direita</i>
Vertical/côncavo (declive >75%), com uma altura não superada pelas maiores cheias		6	6
Igual mas com um pequeno talude ou zona de inundação periódica		5	5
Declive entre 45 e 75°, em escada ou não. O declive conta-se como o ângulo entre a horizontal e a recta entre a zona de inundação e o último ponto da zona de ribeira.		3	3
Declive entre 20 e 45°, em escada ou não.		2	2
Declive menor que 20°, zona de ribeira uniforme ou plana		1	1
<b><i>Existência de uma ou mais ilhas no meio do leito do rio</i></b>			
Largura do conjunto superior a 5 m		-2	-2
Largura do conjunto entre 1 e 5 m		-1	-1
<b><i>Potencialidade de suportar uma massa vegetal de ribeira. Percentagem de substrato duro com incapacidade para enraizar uma massa vegetal permanente.</i></b>			
>80%	Não se pode medir		
60-80%	+6		
30-60%	+4		
20-30%	+2		
<b><i>Pontuação total</i></b>			
<b><i>Tipo geomorfológico segundo a pontuação</i></b>			
>8	<b>Tipo 1</b>	Ribeiras fechadas, normalmente de cabeceira, com baixa potencialidade de uma zona ripária extensa	
5 a 8	<b>Tipo 2</b>	Ribeiras com uma potencialidade intermédia para suportar uma zona de vegetação, zonas médias dos rios	
<5	<b>Tipo 3</b>	Ribeiras extensas, nas zonas baixas dos rios, com elevada potencialidade para possuir um bosque extenso	

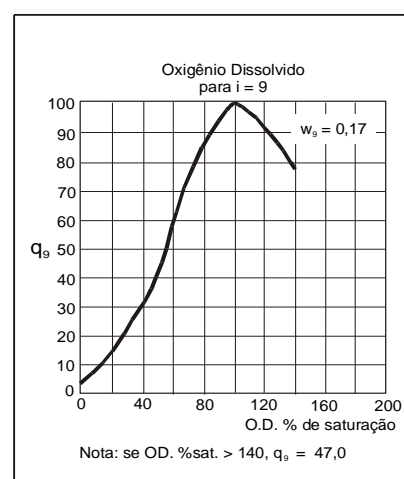
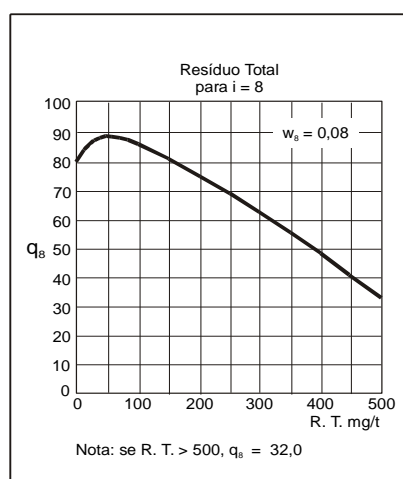
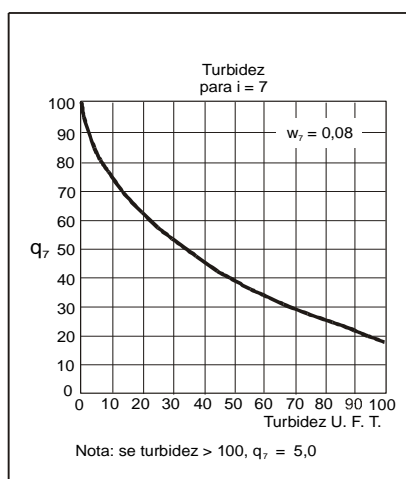
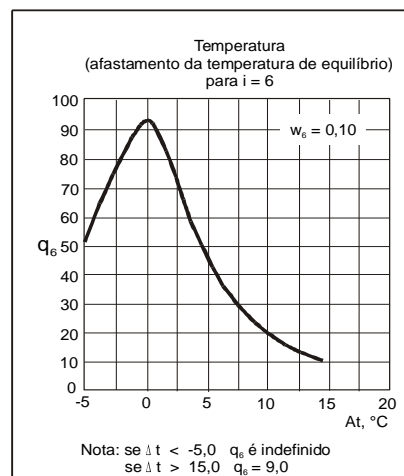
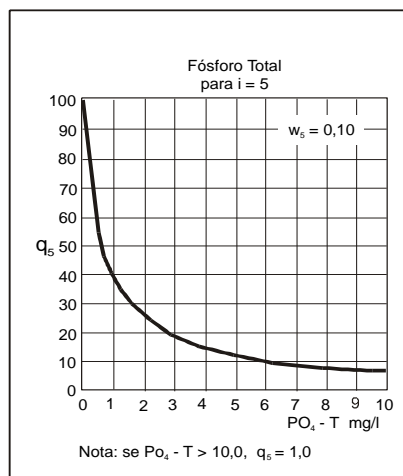
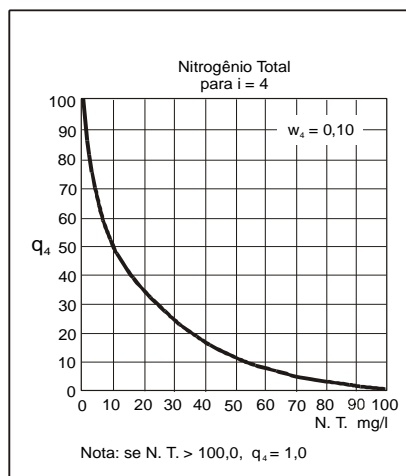
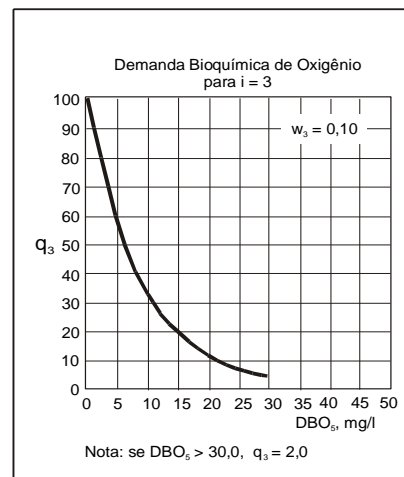
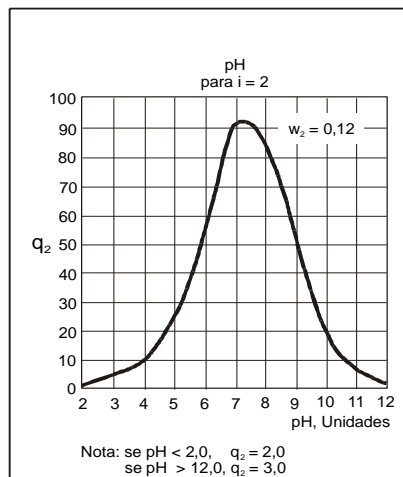
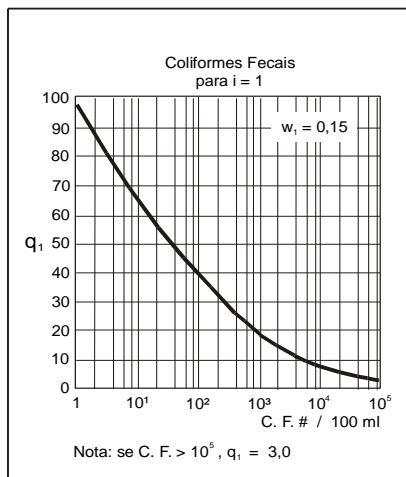
Quadro 11.3 – Classes de qualidade do índice QBR (Munné et al., 1998)

<b>Qualidade do bosque de Ribeira</b>	<b>QBR</b>	<b>Cor no mapa</b>
Sem alteração, estado natural	95-100	Azul
Ligeiramente perturbado, boa qualidade	75-90	Verde
Início de alteração importante, qualidade aceitável	55-70	Amarelo
Fortemente alterado, má qualidade	30-50	Laranja
Degradação extrema, péssima qualidade	0-25	Vermelho

Fonte: Rocha, 2001

Curvas Médias de Variação de Qualidade das Águas

No caso de não se dispor do valor de alguma das nove variáveis, o cálculo do IQA é inviabilizado.



Fonte: Cetesb, 2009

Quadro 13.1 – Ilustra as variáveis componentes do IPMCA e suas ponderações, de acordo com os três níveis de qualidade

Variáveis componentes do IPMCA e suas ponderações.				
Grupos	Variáveis	Níveis	Faixa de variação	Ponderação
Variáveis Essenciais (VE)	OD (mg/L)	A	≥5,0	1
		B	3,0 a 5,0	2
		C	<3,0	3
	pH (Sörensen)	A	6,0 a 9,0	1
		B	(5,0a <6,0) (> 9,0a 9,5)	2
		C	<5,0 e > 9,5	3
	Toxicidade	A	Não Tóxico	1
		B	Efeito Crônico	2
		C	Efeito Agudo	3
Substâncias Tóxicas (ST)	Cádmio (mg/L)	A	≤0,001	1
		B	> 0,001a 0,005	2
		C	> 0,005	3
	Cromo (mg/L)	A	≤0,05	1
		B	> 0,05 a 1,00	2
		C	> 1,00	3
	Cobre dissolvido (mg/L)	A	=0,009	1
		B	>0,009 a 0,05	2
		C	>0,05	3
	Chumbo Total (mg/L)	A	≤0,01	1
		B	> 0,01 a 0,08	2
		C	> 0,08	3
	Mercúrio (mg/L)	A	≤0,0002	1
		B	> 0,0002 a 0,001	2
		C	> 0,001	3
	Níquel (mg/L)	A	≤0,025	1
		B	> 0,025 a 0,160	2
		C	> 0,160	3
	Fenóis a Totais (mg C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH/L)	A	≤1,0	1
		B	>1,0 a 7,5	2
		C	>7,5	3
	Surfactantes b (mg/L)	A	≤0,5	1
		B	> 0,5 a 1,0	2
		C	> 1,0	3
Zinco (mg/L)	A	≤0,18	1	
	B	>0,18 a 1,00	2	
	C	> 1,00	3	

a = Substâncias que reagem com 4 aminoantipirina

b = Substâncias tensoativas que reagem com azul de metileno

Fonte: CETESB, 2009. ([www.cetesb.sp.gov.br](http://www.cetesb.sp.gov.br))

Se, em uma dada amostra, não houver o resultado do teste de toxicidade, mas existirem resultados de oxigênio dissolvido e pH, o IVA será calculado nas seguintes condições:

- Quando a concentração do oxigênio dissolvido for menor do que 3 mg/L;
- Quando o teste de toxicidade for semestral.

Nesses casos, a ausência de resultados do grupo de Substâncias Tóxicas do IPMCA não implicará na inviabilidade do cálculo do IVA.

---

Inventário do número de indivíduos identificados.

Classe	Ordem	Familia	GTF	22-10-2010					15-04-2011					Total indiv.	Média	Desvio	%
				1	2	3	4	5	1	2	3	4	5				
Insecta	<b>Diptera</b>																
		Chironomidae	CF	6	0	1	3	1	19	23	29	28	1	111	11,1	12,16	8,08
		Athericidae	PS	0	2	10	5	5	9	0	13	6	1	51	5,1	4,48	3,71
		Ceratopogonidae	CS	1	0	1	0	0	3	0	11	7	0	23	2,3	3,77	1,68
		Tipulidae	SD	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0,32	0,07
		Psychodidae	RO	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	4	0,4	0,97	0,29
		Simuliidae	CF	7	14	3	2	4	15	29	29	9	2	114	11,4	10,36	8,30
	Empididae	PS	0	0	0	1	0	0	0	3	7	0	11	1,1	2,28	0,80	
Insecta	<b>Coleoptera</b>																
		Hydrophilidae	CS	0	0	4	1	1	9	3	0	0	1	19	1,9	2,85	1,38
		Helophoridae	SH	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0,8	2,53	0,58
		Dytiscidae	PM	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	2	0,2	0,42	0,15
		Dryopidae	CS	0	3	1	1	1	2	1	0	0	1	10	1	0,94	0,73
		Gyrinidae	PM	12	0	0	1	0	0	0	0	3	0	16	1,6	3,78	1,17
		Elmidae	RM	10	9	2	3	3	9	19	27	17	2	101	10,1	8,48	7,36
	Hydrochidae	SH	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	6	0,6	1,26	0,44	
Insecta	<b>Heteropta</b>																
		Corixidae	RO	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0,1	0,32	0,07
		Aphelocheiridae	L	3	0	0	1	0	2	0	0	0	0	6	0,6	1,07	0,44
		Naucoridae	PS	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	5	0,5	1,08	0,36
		Gerridae	CS	7	2	0	0	2	9	5	17	17	1	60	6	6,51	4,37
		Mesoveliidae	PS	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0,1	0,32	0,07
	Hydrometridae	PS	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0,3	0,95	0,22	
Insecta	<b>Odonata</b>																
		Libellulidae	PM	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0,32	0,07
		Calopterygidae	PM	4	2	3	1	1	6	3	7	1	0	28	2,8	2,30	2,04
		Coenagrionidae	PM	6	0	5	0	0	9	0	1	0	0	21	2,1	3,31	1,53
		Aeshnidae	PM	4	4	1	1	2	0	3	1	3	2	21	2,1	1,37	1,53
		Lestidae	PM	0	1	1	0	0	0	3	0	0	0	5	0,5	0,97	0,36
		Cordulegasteridae	PM	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	3	0,3	0,67	0,22
		Corduliidae	PM	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0,3	0,95	0,22
		Gomphidae	PM	3	2	2	10	11	3	9	5	9	1	55	5,5	3,84	4,01
	Platynemididae	PM	3	1	5	0	0	0	1	0	0	0	10	1	1,70	0,73	
Insecta	<b>Trichoptera</b>																
		Hydroptilidae	PS	0	0	0	0	0	3	5	0	0	1	9	0,9	1,73	0,66
		Limnephilidae	SD	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	7	0,7	2,21	0,51
		Leptoceridae	SH	0	4	7	3	0	3	5	0	9	1	32	3,2	3,12	2,33
		Hydropsychidae	CF	15	0	0	1	18	3	7	0	3	0	47	4,7	6,63	3,42
		Phryganeidae	SH	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0,1	0,32	0,07
		Philopotamidae	CF	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0,1	0,32	0,07
		Polycentropodidae	PM	4	1	2	0	2	9	6	0	3	0	27	2,7	2,95	1,97
	Calamoceratidae	PM	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0,32	0,07	

Insecta	<b>Ephemeroptera</b>																
	Baetidae	CS	9	1	3	9	1	19	21	17	11	0	91	9,1	7,87	6,63	
	Oligoneuriidae	CS	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,2	0,63	0,15	
	Heptageniidae	CS	9	0	0	0	7	9	0	0	0	0	25	2,5	4,06	1,82	
	Ephemereidae	CS	0	1	0	0	1	0	3	0	0	0	5	0,5	0,97	0,36	
	Caenidae	CS	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0,32	0,07	
	Leptophlebiidae	CS	6	2	0	0	7	9	15	5	5	3	52	5,2	4,52	3,79	
Insecta	<b>Plecoptera</b>																
	Taeniopterygidae	PM	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	5	0,5	1,08	0,36	
	Nemouridae	PM	9	0	0	9	43	19	6	9	9	10	114	11,4	12,34	8,30	
	Neuctridae	PM	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0,5	1,58	0,36	
	Leuctridae	PM	19	6	5	0	0	15	25	0	3	0	73	7,3	9,12	5,32	
Mala	<b>Amphipoda</b>																
	Gammaridae	CS	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0,5	1,58	0,36	
<b>Oligochaetas</b>																	
	Oligochetas	L	30	21	9	6	5	9	3	19	39	5	146	14,6	12,24	10,63	
Turbellaria	<b>Tricladida</b>																
	Dugesidae	PM	3	2	1	5	1	0	0	0	0	0	12	1,2	1,69	0,87	
	Hidracarina																
	Hidracarina		0	0	0	0	3	2	2	0	5	0	12	1,2	1,75	0,87	
Total de Individuos			188	84	73	65	123	206	203	204	194	33	1373	137,3	68,76		
Total de familias			25	20	24	20	24	27	24	18	20	15	217	21,7	3,68		
Total de grupos Faunisticos			10	9	8	9	10	9	9	8	9	8	89	8,9	0,74		



Número de indivíduos e respectiva percentagem de cada grupo trófico alimentar

GTF	Ordem	Familia	Contagem	%	Grupo %	
<b>Retalhador herbívoro (SH)</b>	Coleoptera	Helophoridae	8	3,45	4,04	
		Hydrochidae	6			
	Trichoptera	Leptoceoridae	32			
		Phryganeidae	1			
Total			47			
<b>Retalhador detritivo (SD)</b>	Díptera	Tipulidae	1	0,59		
	Trichoptera	Limnephilidae	7			
Total			8			
<b>Colectores filtradores (CF)</b>	Díptera	Chironomidae	111	20,06		41,59
		Simuliidae	114			
	Trichoptera	Hydropsychidae	47			
		Philopotamidae	1			
Total			273			
<b>Colectores detritivos (CS)</b>	Díptera	Ceratopogonidae	23	21,53		
	Coleoptera	Hydrophilidae	19			
		Dryopidae	10			
		Gerridae	60			
	Ephemeroptera	Baetidae	91			
		Oligoneuriidae	2			
		Heptageniidae	25			
		Ephemereidae	5			
		Caenidae	1			
		Leptophlebiidae	52			
	Amphipoda	Gammaridae	5			
Total			293			
<b>Raspadores minerais (RM)</b>	Coleoptera	Elmidae	101	7,42	7,79	
Total			101			
<b>Raspadores orgânicos (RO)</b>	Díptera	Psychodidae	4	0,37		
	Heteropta	Corixidae	1			
Total			5			
<b>Predadores mastigadores (PM)</b>	Coleoptera	Dytiscidae	2	29,54	35,42	
		Gyrinidae	16			
	Odonata	Libellulidae	1			
		Calopterygidae	23			
		Coenagrionidae	21			
		Aeshnidae	21			
		Lestidae	5			
		Cordulegasteridae	3			
		Corduliidae	3			
		Calopterygidae	5			
		Gomphidae	55			
		Platycnemididae	10			
		Trichoptera	Polycentropodidae			27
	Calamoceratidae		1			
	Plecoptera	Taeniopterygidae	5			
		Nemouridae	114			
		Neutridae	5			
	Tricladida	Leuctridae	73			
Dugesidae		12				
Total			402			
<b>Predadores sugadores (PS)</b>	Díptera	Athericidae	51	5,88		
		Empididae	11			
	Heteropta	Naucoridae	5			
		Mesoveliidae	1			
		Hydrometridae	3			
	Trichoptera	Hydroptilidae	9			
Total			80			
<b>Limníveros</b>	Heteroptera	Aphelocheiridae	6	11,17	11,17	
	Oligochetas	Oligochetas	146			
Total			152			
<b>Total do Grupo Trófico Funcional</b>			<b>1361</b>			

Quadro 16.1 – Calculo do índice IPMCA na data de recolha 22/10/2010

IPMCA		P1			P2			P3			P4			P5		
25-01-2011		Valor	Nível	Ponderação	Valor	Nível	Ponderação	Valor	Nível	Ponderação	Valor	Nível	Ponderação	Valor	Nível	Ponderação
Variáveis Essenciais (VE)	DO (mg/l)	6,24	A	1	4,18	B	2	4,66	B	2	4,92	B	2	4,76	B	2
	pH	5,92	B	2	5,88	B	2	5,78	B	2	5,8	B	2	5,63	B	2
	Toxidade	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-
Substâncias tóxicas (ST)	Cd (mg/l)	ald	-	-	0,005	B	2	0,003	B	2	ald	-	-	0,006	C	3
	Cr (mg/l)	1,21	C	3	1,28	C	3	1,35	C	3	1,41	C	3	1,43	C	3
	Cu (mg/l)	3	C	3	4	C	3	4	C	3	4	C	3	5	C	3
	Pb (mg/l)	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-
	Hg (mg/l)	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-
	Ni (mg/l)	0,34	C	3	0,35	C	3	0,37	C	3	0,39	C	3	0,39	C	3
	Fenóis	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-
	Surfactant	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-
Zn (mg/l)	5	C	3	8	C	3	7	C	3	8	C	3	9	C	3	
IPMCA = VE*ST		6			6			6			6			6		
Categoria		Péssima			Péssima			Péssima			Péssima			Péssima		

Quadro 16.2 – Calculo do índice IPMCA na data de recolha 15/04/2011

IPMCA		P1			P2			P3			P4			P5		
15-04-2011		Valor	Nível	Ponderação	Valor	Nível	Ponderação	Valor	Nível	Ponderação	Valor	Nível	Ponderação	Valor	Nível	Ponderação
<b>Variáveis Essenciais (VE)</b>	DO (mg/l)	4,15	B	2	3,72	B	2	4,38	B	2	5,55	B	2	4,24	B	2
	pH	6,09	A	1	5,9	B	2	6,44	A	1	5,97	B	2	5,89	B	2
	Toxicidade	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-
<b>Substâncias tóxicas (ST)</b>	Cd (mg/l)	Ald	-	-	0,005	B	2	0,003	B	2	Ald	-	-	0,006	C	3
	Cr (mg/l)	1,21	C	3	1,28	C	3	1,35	C	3	1,41	C	3	1,43	C	3
	Cu (mg/l)	6	C	3	3	C	3	3	C	3	4	C	3	3	C	3
	Pb (mg/l)	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-
	Hg (mg/l)	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-
	Ni (mg/l)	0,34	C	3	0,35	C	3	0,37	C	3	0,39	C	3	0,39	C	3
	Fenóis	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-
	Surfactant	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-	nd	-	-
Zn (mg/l)	4	C	3	6	C	3	6	C	3	7	C	3	8	C	3	
<b>IPMCA = VE*ST</b>		<b>6</b>			<b>6</b>			<b>6</b>			<b>6</b>			<b>6</b>		
<b>Categoria</b>		<b>Péssima</b>			<b>Péssima</b>			<b>Péssima</b>			<b>Péssima</b>			<b>Péssima</b>		

---

Quadro 17.1- Correlações estabelecidas com todas as variáveis utilizadas.

(pequeno extracto da tabela das correlações estabelecidas, efectuado no Software SPSS.15)



PAULO SÉRGIO RAMOS DE ARAÚJO BOGAS