



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

**Impacte da exploração de pedreiras na qualidade da água do  
Rio Manco, por análise da comunidade de  
macroinvertebrados bentónicos**

**Dissertação**

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

**Ana Rita Oliveira Pereira de Carvalho**

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

**Co-orientador: Professor Doutor José Carlos Antunes**

**Ponte de Lima, 2012**



## DECLARAÇÃO

**Nome:** Ana Rita Oliveira Pereira de Carvalho

**E-mail:** anarita.carvalho31@gmail.com

**B. I.:** 13452692

**Título da Dissertação:**

Impacte da exploração de pedreiras na qualidade da água do Rio Manco, por análise da comunidade de macroinvertebrados bentónicos

**Orientadora:**

Professora Doutora Isabel de Maria C. G. Mourão

**Co-Orientador:**

Professor Doutor José Carlos Antunes

**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, 10/02/2012

Assinatura: \_\_\_\_\_



As doutrinas expressas neste  
trabalho são da exclusiva  
responsabilidade do autor



## **Agradecimentos**

Dedico este trabalho a todas as pessoas que, directa ou indirectamente, contribuíram para a sua elaboração:

À Professora Doutora Isabel Mourão, por ter aceite ser minha orientadora, pela força aquando da escolha do tema, pela dedicação, compreensão e permanente disponibilidade.

Ao Professor Doutor Carlos Antunes, por ter aceite co-orientar esta tese, pela ajuda na escolha do tema, por todo o apoio científico, pelo apoio durante a parte prática e pelo auxílio ao longo da escrita, pela revisão do trabalho e pela boa disposição.

Ao Aquamuseu do Rio Minho, por todo o apoio logístico, sem o qual seria impossível realizar este trabalho.

Ao pessoal do Aquamuseu, por todos os momentos de descontração, tão importantes durante a minha estadia. A todos os estagiários. Ao Jorge, ao Toni e à Catarina, pelos bons momentos no laboratório e pela ajuda na identificação. Ao Patrício, à D. Cidália e à D. Ana Pita, pelos bons momentos. À Tânia, pelas pausas e pelas nossas conversas. Ao Cláudio, pela amizade, pela ajuda e compreensão, pelos momentos na biblioteca, pelas viagens animadas de comboio e por todas as gargalhadas.

Aos meus colegas de Mestrado, principalmente ao Paulo Bogas pela informação disponibilizada e à Patrícia Silva pela amizade e companheirismo.

Aos meus pais Paula e António, irmã Sara, avós Lano e Maria, tia Cristina, tio Rui e primo Pedro, por todo o apoio, carinho, mimos e por me fazerem acreditar que era capaz. À minha mãe e minha irmã de uma forma especial, porque, por estarem mais tempo comigo, me ouviram queixar tantas vezes, de tantas coisas!...

Aos meus amigos, por todo o amor que me dão, pelas risadas, pela preocupação e por estarem sempre, sempre pertinho de mim. À Inês e à Susana, minhas amigas-irmãs; a todo o SS, porque nunca me esqueço de nós; à Aninhas, pelo apoio e amizade; à Mrs. Grace, pela amizade, pela preocupação, pelas conversas intermináveis na “salinha de inglês”, que significa tanto para mim, e por ter tanto contribuído para o meu crescimento acadêmico e pessoal; à Claudia, por estar sempre pertinho de mim, ainda que longe, por nunca me deixar desanimar, por todas as conversas e confidências e por todas as lamentações. ☺ Aos meus colegas do GFSMP, por todos os bons momentos, nos ensaios e actuações, pelo nosso trabalho e esforço e pela nossa união.

Ao Nelson, por tudo. Por estar sempre ao pé de mim, por acreditar sempre no meu valor, pela compreensão e apoio, pela paciência e pelas tardes passadas em casa a trabalhar. Por ser o meu confidente, por ouvir as minhas lamentações, por me fazer (sor)rir. E por ter sido o melhor companheiro de trabalho de campo de sempre. ☺



## RESUMO

Com o crescimento da população e principalmente após a Revolução Industrial, aumentaram significativamente as fontes e tipos de poluição, nomeadamente das águas superficiais. A indústria de extracção de recursos geológicos constitui uma fonte de poluição a vários níveis, nomeadamente dos cursos de água. Na bacia hidrográfica do rio Manco, estão identificadas pedreiras, pelo que se torna importante realizar uma análise da qualidade da água deste rio, de forma a identificar o possível impacte desta actividade nas águas superficiais. O objectivo do presente trabalho foi o estudo do impacte das pedreiras na qualidade da água do rio Manco, através da análise das comunidades de macroinvertebrados bentónicos.

Foram realizadas amostragens em três pontos do rio Manco: a jusante da zona das pedreiras, perto da foz (A), num local intermédio, numa zona de confluência de afluentes provenientes de zonas de extracção (B) e a montante da zona das pedreiras (C). Foram analisadas as variáveis ambientais e os parâmetros físico-químicos da água. Calculou-se a riqueza em famílias dos macroinvertebrados (s), assim como os índices de Shannon-Weaver ( $H'$ ), de equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) e percentagem de *taxa Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera* (EPT). Os índices bióticos calculados foram o *Iberian Biological Monitoring Working Party* (IBMWP), o *Average Score Per Taxon* (ASPT) e o Índice Biótico de Famílias (IBF). Os organismos foram também analisados ao nível dos grupos tróficos.

O maior valor de riqueza em famílias registou-se no ponto B, assim como a maior percentagem de EPT. O índice de Shannon-Weaver e de Pielou foram superiores no ponto A. Quanto aos índices bióticos, todas as estações pertenceram à Classe I do IBMWP, correspondendo à classe de melhor qualidade da água. Contudo, o ponto A apresentou um baixo valor dentro desta categoria. O ASPT aumentou de jusante para montante e o IBF, contraditoriamente, mostrou que a qualidade da água melhorou de jusante para montante. Sugere-se a não inclusão deste índice em estudos como o do presente trabalho, uma vez que muitas das famílias colectadas não são contabilizadas neste índice, o que poderá provocar uma avaliação menos precisa. Quanto ao modo de alimentação, nos três pontos de amostragem, os colectores estavam representados em mais de 50%, tendo sido o ponto A o que apresentou menor variabilidade de grupos

tróficos. No presente estudo, o índice biótico IBMWP foi o índice aparentemente mais adequado para a determinação da qualidade da água deste rio.

O ponto de amostragem A foi o local que apresentou pior qualidade da água, o que poderá estar relacionado com o facto de este se localizar numa zona com maior influência antrópica, desenvolvendo-se ao longo de uma zona habitacional com actividade agrícola. O ponto de amostragem B, apesar de ter apresentado uma maior concentração de nitrato, provavelmente resultante da actividade de extracção de pedra a montante e/ou de actividades agrícolas, não apresentou sinais de alterações ao nível da comunidade de macroinvertebrados, apresentando um elevado valor de riqueza em famílias, diversidade, equitabilidade e EPTs, assim como uma elevada pontuação do índice biótico IBMWP.

Possivelmente, os afluentes do rio Manco restabeleceram a sua qualidade ao longo do seu percurso, desde as zonas de extracção até à confluência com o curso principal. Em estudos posteriores, deveria proceder-se à amostragem em vários pontos ao longo dos afluentes, de forma a verificar os impactes das pedreiras na qualidade da água nos troços mais próximos das mesmas, assim como a partir de que ponto a água poderá restabelecer a sua qualidade. É importante que as entidades competentes e a sociedade em geral estejam alertas para os impactes que a actividade de extracção de recursos geológicos pode gerar, no sentido da preservação dos recursos naturais, nomeadamente da água.

**Palavras Chave:** pedreiras; macroinvertebrados bentónicos; águas superficiais; índices bióticos; qualidade da água.

## ABSTRACT

The increase in world population, especially after the Industrial Revolution, also increased significantly the sources and types of pollution, including contamination of the surface waters. The mining industry of geological resources is a source of pollution at different levels, including water courses. In Manco River's basin quarries are identified, so it is important to perform an analysis of water quality of this river, in order to identify possible impact of this activity in surface waters of the area. The aim of this thesis was to study the impact of quarrying in the Manco River's water quality, through the analysis of benthic macroinvertebrate communities.

Samples were taken at three stations in this river: downstream of the quarry area, near the mouth (A), at a midpoint, in the area of confluence of tributaries from mining areas (B) and upstream of the quarry area (C). Environmental variables and water physico-chemical parameters were analysed. It was estimated the macroinvertebrates family richness (s), as well as the Shannon-Weaver index ( $H'$ ), Pielou equitability index ( $J'$ ) and the *Ephemeroptera*, *Plecoptera* and *Trichoptera* (EPT) percentage. The biotic indices calculated were the Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP), the Average Score Per Taxon (ASPT) and the Family Biotic Index (FBI). The organisms were also analysed in terms of trophic groups.

The highest family richness was recorded at station B, as well as the highest EPT percentage. The Shannon-Weaver and Pielou indices were higher at station A. For the biotic indices, all the stations belonged to IBMWP Class I, corresponding to the class of better water quality. However, station A showed a low value within this category. ASPT increased from downstream to upstream and FBI, contradictorily, showed that water quality improves downstream to upstream. It was suggested to not include this index in studies as the present work, since many families collected are not counted in this index, which may lead to a less precise evaluation. Concerning the feeding groups, collectors represented more than 50% of the total macroinvertebrates in the three stations and station A showed the lowest variability of trophic groups. In this study, the biotic index IBMWP seemed to be the most effective to determine water quality.

The point with worst water quality was the sampling station A, which may be related to its location in an area with greater anthropogenic influence, both as a residential area and agriculture activities. The sampling station B, despite having a higher nitrate

concentration probably due to the upstream mining activity and/or agriculture activity, showed no changes in macroinvertebrate community, a high value of family richness, diversity, equitability and EPT, as well as a high biotic index IBMWP score. Possibly the Manco River's streams restored its quality along its route, from mining areas to confluence with the main course. Further studies should include sampling at various stations along the streams, to determine the quarrying impacts on water quality in the sections close to them and also, the point from which the water may restores its quality. It's important that the competent authorities and society are aware of impacts that geological resources extraction activities can generate, towards the preservation of natural resources, especially water.

**Key words:** quarries; bentic macroinvertebrates; superface water; biotic indices; water quality.

## Índice

Agradecimentos .....	i
RESUMO .....	iii
ABSTRACT .....	v
Índice .....	vii
Índice de Figuras .....	ix
Índice de Quadros .....	xi
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Enquadramento legal .....	1
1.2. Caracterização da área de estudo .....	3
1.2.1. Enquadramento geográfico .....	3
1.2.2. Hidrografia, Topografia e Geomorfologia.....	4
1.2.3. Habitats e Biodiversidade .....	5
1.2.4. Usos do Solo .....	7
1.2.5. Bacia Hidrográfica do rio Manco .....	9
1.2.6. Indústrias de extracção na sub-bacia hidrográfica do rio Manco .....	10
1.3. Bioindicadores da qualidade da água.....	12
1.4. Objectivos .....	15
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	17
2.1. Amostragens .....	17
2.1.1. Épocas de amostragem.....	17
2.1.2. Material e reagentes .....	17
2.1.3. Procedimento de amostragem.....	18
2.1.3.1. Selecção dos locais e troços de amostragem.....	18
2.1.3.2. Quantificação dos habitats e registo de variáveis ambientais .....	20
2.1.3.3. Parâmetros físico-químicos .....	21
2.1.3.4. Esforço de amostragem .....	22

2.1.3.5.	Método .....	22
2.1.3.6.	Acondicionamento das amostras.....	22
2.2.	Processamento laboratorial .....	23
2.2.1.	Material e equipamento .....	23
2.2.2.	Método .....	23
2.2.2.1.	Triagem e identificação .....	23
2.3.	Controlo de qualidade .....	24
2.4.	Análise dos Dados .....	24
3.	RESULTADOS .....	29
3.1.	Variáveis ambientais e parâmetros físico-químicos .....	29
3.2.	Macroinvertebrados bentónicos .....	31
3.2.1.	Riqueza e Diversidade .....	31
3.2.2.	Índices Bióticos.....	35
3.2.3.	Grupos Tróficos .....	36
4.	DISCUSSÃO .....	39
4.1.	Variáveis Físico-Químicas.....	39
4.2.	Macroinvertebrados bentónicos .....	40
4.2.1.	Diversidade e Índices Bióticos .....	40
4.2.2.	Grupos tróficos .....	45
5.	CONCLUSÕES .....	49
	Referências bibliográficas .....	51
	ANEXOS .....	A1

## Índice de Figuras

Figura 1.1 – Mapa da bacia hidrográfica do rio Minho. Fonte: Braga <i>et al.</i> (2011). .....	3
Figura 1.2 - Usos do solo na bacia hidrográfica do rio Minho, segundo os dados Corine Land Cover 2006. Fonte: Antunes <i>et al.</i> (2011). .....	8
Figura 1.3 - Sub-bacia hidrográfica do rio Manco. Fonte: Braga <i>et al.</i> (2011). .....	9
Figura 1.4 – Pedreira localizada na sub-bacia hidrográfica do rio Manco (Abril 2011). 10	
Figura 1.5 - Ortofotomapa de 2009 da sub-bacia hidrográfica do rio Manco, com a indicação (círculos vermelhos) das zonas com actividade extractiva. Fonte: adaptado da cartografia de MV (2011). .....	12
Figura 2.1 – Local de amostragem na zona a montante do rio Manco (ponto C). .....	18
Figura 2.2 - Local de amostragem na zona intermédia do rio Manco (ponto B). .....	19
Figura 2.3 – Local de amostragem na zona a jusante do rio Manco (ponto A). .....	19
Figura 2.4 - Sub-bacia hidrográfica do rio Manco, com indicação dos pontos de amostragem A, B e C. Fonte: cortesia de Cláudio Ramos (2011). .....	20
Figura 3.1 - Variação dos índices bióticos IBMWP, ASPT e IBF, nos três pontos de amostragem (A, B e C). .....	36
Figura 3.2 - Estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentónicos em relação aos grupos tróficos, nos vários pontos de amostragem (A, B e C). PR: predadores, GC: colectores, FC: filtradores, OM: omnívoros, SH: cortadores, SC: raspadores, PA: parasitas. ....	37





## Índice de Quadros

Quadro 1.1 – Quadro síntese da situação actual da exploração de pedreiras no concelho de Valença. Fonte: adaptado de MV (2011).....	10
Quadro 2.1 - Tipos de habitats mais importantes para as comunidades de macroinvertebrados bentónicos e escala empírica para a respectiva identificação. Fonte: adaptado de INAG (2008). .....	21
Quadro 2.2 - Tipos de corrente e respectivas características. Fonte: adaptado de INAG (2008). .....	21
Quadro 2.3 – Pontuação atribuída às famílias de macroinvertebrados bentónicos, para cálculo do índice biótico IBMWP, segundo Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988).25	
Quadro 2.4 – Classes de qualidade e significado dos valores do IBMWP, segundo Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988). .....	26
Quadro 2.5 – Pontuações de cada família de macroinvertebrados bentónicos para o cálculo do Índice Biótico de Famílias, segundo Zimmerman (1993).....	27
Quadro 2.6 – Interpretação do valor do Índice Biótico de Famílias, em relação à qualidade da água e do grau de poluição orgânica, segundo Zimmerman (1993). .....	28
Quadro 3.1 - Coordenadas, variáveis ambientais e características do habitat recolhidas <i>in situ</i> , correspondentes aos três pontos de amostragem (A, B e C).....	29
Quadro 3.2 – Parâmetros físico-químicos da água nos três pontos de amostragem (A, B e C), recolhidos <i>in situ</i> : temperatura (T, °C), condutividade eléctrica (mS cm <sup>-1</sup> ), salinidade, pH, potencial redox. ....	30
Quadro 3.3 – Parâmetros químicos da água nos três pontos de amostragem (A, B e C), analisados em laboratório: amónia LR (mg L <sup>-1</sup> ), cloro livre (mg L <sup>-1</sup> ), fosfato LR (mg L <sup>-1</sup> ), nitrato (mg L <sup>-1</sup> ), nitrito LR (mg L <sup>-1</sup> ) e dureza (ppm). .....	30
Quadro 3.4 – Número de organismos capturados nos três pontos de amostragem (A, B e C): número parcial, correspondente aos vários <i>taxa</i> , e número total em cada estação. .	31
Quadro 3.5 – Número de indivíduos capturados pertencentes às várias famílias, nos três pontos de amostragem (A, B e C).....	33

Quadro 3.6 – Valor de riqueza em famílias (s), índice de Shannon-Weaver (H'), índice de equitabilidade de Pielou (J') e percentagem de EPTs, nos três pontos de amostragem (A, B e C). .....	34
Quadro 3.7 - Análise SIMPER sobre os <i>taxa</i> colectados nos três pontos de amostragem (A, B, C): percentagem de dissimilaridade entre os vários pontos, três <i>taxa</i> mais contributivos e respectiva percentagem de contribuição cumulativa. ....	35
Quadro 3.8 - Índices bióticos: IBMWP (pontuação, classe e significado), ASPT (pontuação) e IBF (pontuação e significado em termos de qualidade da água), nos três pontos de amostragem (A, B e C).....	36

# 1. INTRODUÇÃO

## 1.1. Enquadramento legal

O principal instrumento da Política da União Europeia relativamente à água é a Directiva 2000/60/CE (JO L 327, 2000), vulgarmente denominada Directiva-Quadro da Água, que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. Esta foi alterada pela Directiva 2008/105/CE (JO L 348, 2008) que estabelece normas de qualidade ambiental para substâncias prioritárias e outros poluentes. A Directiva-Quadro da água foi transposta para a lei portuguesa pela Lei da Água (Lei nº 58/2005, DR, 2005) e pelo Decreto-Lei nº 77/2006 (DR, 2006).

A União Europeia estabelece, assim, um quadro para a protecção das águas interiores de superfície, das águas subterrâneas, das águas de transição e das águas costeiras. Esta Directiva-Quadro tem vários objectivos, como a prevenção e a redução da poluição, a promoção de uma utilização sustentável da água, a protecção do ambiente, a melhoria do estado dos ecossistemas aquáticos e a atenuação dos efeitos das inundações e das secas, com o objectivo principal de alcançar um “bom estado” ecológico e químico de todas as águas comunitárias até 2015 (JO L 327, 2000; UE, 2010). Esta Directiva contempla a realização de planos de gestão das bacias hidrográficas de cada Estado-Membro, que devem ser actualizados até 2015 e, posteriormente, de 6 em 6 anos. Estes planos de gestão devem ser elaborados com o objectivo de (JO L 327, 2000; UE, 2010):

- prevenir a deterioração, melhorar e restaurar o estado das massas de água de superfície, assegurar um bom estado químico e ecológico das mesmas, o mais tardar até finais de 2015, assim como reduzir a poluição proveniente das descargas e emissões de substâncias perigosas;
- proteger, melhorar e restaurar o estado das águas subterrâneas, prevenir a sua poluição e deterioração e assegurar um equilíbrio entre a sua captação e renovação;
- preservar as zonas protegidas.

Segundo a Lei da Água (DR, 2005), que estabelece as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas, a Bacia Hidrográfica do rio Minho, à qual pertence o rio Manco, integra a Região Hidrográfica do Minho e Lima (RH1). Esta região encontra-se na área de jurisdição da Administração da Região Hidrográfica do Norte,

I.P. (ARH do Norte, I.P.) (ARHN, 2011a), sendo esta instituição responsável pela gestão sustentável dos recursos hídricos da Região Norte (planeamento, licenciamento e fiscalização), reconhecendo que a água representa uma significativa valia económica e social (ARHN, 2011b). Este instituto público encontra-se sob tutela do Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. O Plano de Bacia Hidrográfica do rio Minho encontra-se neste momento em actualização, estando no período de consulta pública (DR, 2005; DR, 2011).

Na sub-bacia hidrográfica do rio Manco localizam-se diversas pedreiras, a maior parte ainda em laboração, tornando-se importante estudar os impactes decorrentes desta indústria de extração. A indústria extractiva em Portugal é regulada pelo Decreto-Lei nº 340/2007, de 12 de Outubro (DR, 2007), que veio alterar e republicar o Decreto-Lei nº 270/2001, de 6 de Outubro (DR, 2001), que aprova o regime jurídico de pesquisa e exploração de massas minerais (pedreiras). Este diploma procurou introduzir no procedimento de licenciamento e fiscalização das pedreiras normas que garantissem a adequação das explorações existentes à lei e a necessária ponderação dos valores ambientais. Contudo, este diploma veio a revelar-se, na prática, demasiado exigente ao pretender regular através de um regime único um universo tão vasto e diferenciado como é o do aproveitamento das massas minerais das diversas classes de pedreiras. Assim, o Decreto-Lei nº 340/2007, de 12 de Outubro tem como objectivo principal a adequação do anterior diploma à realidade do sector, permitindo que sejam cumpridos os fins a que inicialmente se propôs, tornando possível o necessário equilíbrio entre os interesses públicos do desenvolvimento económico, por um lado, e da protecção do ambiente, por outro. Com as alterações introduzidas, pretende-se alcançar um melhor e continuado acompanhamento das explorações no terreno, em detrimento de uma carga administrativa desajustada para a grande maioria das explorações, muitas das quais com pequena dimensão.

## 1.2. Caracterização da área de estudo

### 1.2.1. Enquadramento geográfico

O rio Minho é um rio internacional, localizado no Noroeste da Península Ibérica em território português e espanhol. Tem origem na Serra da Meira, província de Lugo, em Espanha, a uma altitude de 750 m e estende-se ao longo de 343 km, seguindo uma orientação NNE-SSW, até ao Oceano Atlântico, onde desagua em frente a Caminha (Portugal) e La Guardia (Espanha). Os últimos 76 km do curso do rio delimitam a fronteira entre Portugal e Espanha. A bacia hidrográfica ocupa uma área total de 17080 km<sup>2</sup>, dos quais apenas 799 km<sup>2</sup> (cerca de 5%), estão localizados em território português (INAG, 2001; Antunes *et al.*, 2011). Está delimitada a sul pela bacia hidrográfica do rio Lima e as ribeiras da costa atlântica, a sudeste pela bacia do Douro e a norte pelas bacias hidrográficas da costa norte de Espanha (Figura 1.1).

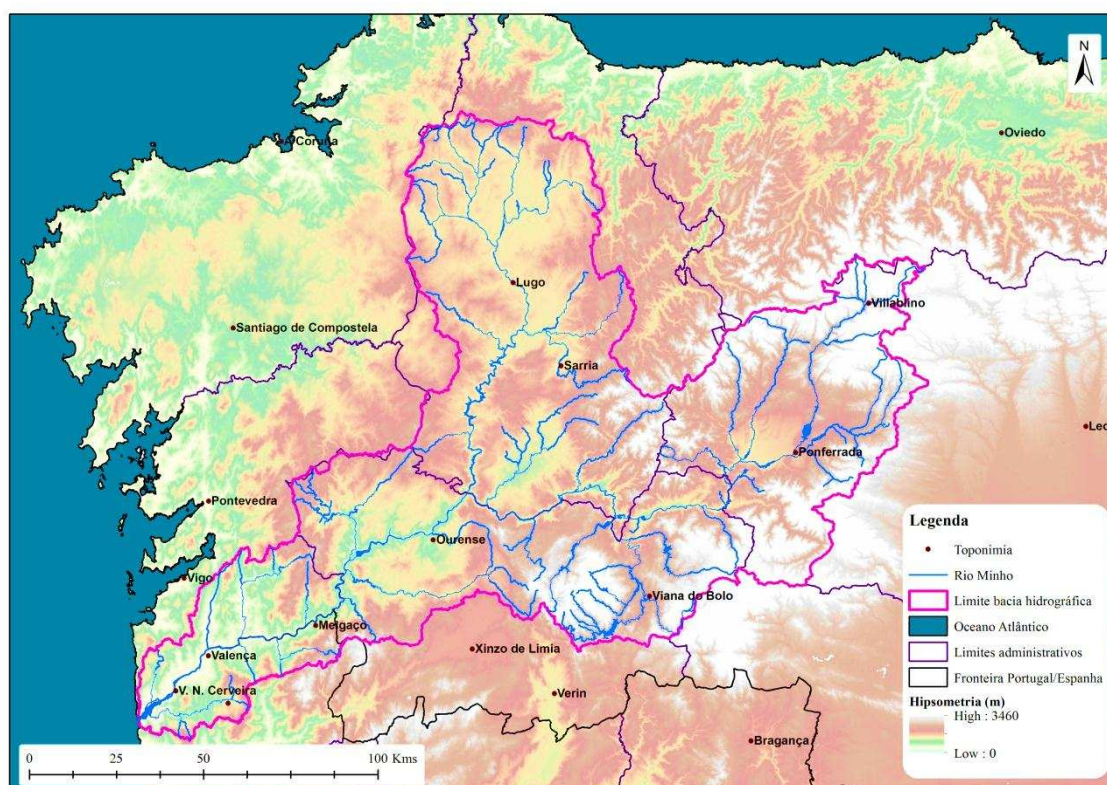


Figura 1.1 – Mapa da bacia hidrográfica do rio Minho. Fonte: Braga *et al.* (2011).

O estuário do rio localiza-se no noroeste da Península Ibérica e estende-se desde Caminha até Valença, desenvolvendo-se numa área total de cerca de 23 km<sup>2</sup>. Consiste

numa zona húmida de elevada importância a nível nacional, devido ao seu importante valor ecológico. Este estuário possui uma grande diversidade de habitats de elevado interesse e importância ecológica, sendo de salientar as zonas húmidas do Sapal do Rio Coura e do Paúl da Ribeira do Cerdal, entre outros habitats importantes, que ocorrem no rio e nas margens, com espécies importantes ao nível da conservação. Devido a esta diversidade, o estuário do rio Minho encontra-se sob a protecção de vários estatutos: está classificado como um Sítio da Rede Natura 2000, Important Bird Area (IBA), Zona de Protecção Especial para as Aves (ZPE) e constitui ainda um Biótopo CORINE (INAG, 2001).

### **1.2.2. Hidrografia, Topografia e Geomorfologia**

Existem duas linhas de água principais, que caracterizam a rede hidrográfica deste rio: o rio Minho propriamente dito e o rio Sil, que constitui o maior afluente do rio Minho. O rio Sil tem origem a cerca de 1500 m de altitude, na Serra da Jistreda, na Cordilheira Cantábrica, percorre 226 km até se juntar com o rio Minho numa zona a 70 km a montante do troço internacional. A sua sub-bacia constitui cerca de 50% da área total da bacia do rio Minho, cobrindo 7989 km<sup>2</sup>. Os principais afluentes da margem esquerda são o rio Neira, Sil Arnoia, Mouro e Coura e na margem direita o Avia, Tea e Louro (INAG, 2001; Antunes *et al.*, 2011).

A bacia hidrográfica do rio Minho localiza-se na denominada Zona Centro-Ibérica do Maciço Antigo, que sofreu deformações, metamorfismo e magmatismo intensos na Era Primária (345 a 280 M.a.), estando relacionada com a Orogenia Hercínica. Nesta fase, a metamorfização de xistos e grauvaques foi auxiliada pelos processos magmáticos, ocorrendo diferentes tipos de granitos na bacia. Em termos de constituição, cerca de 79% da área da bacia é composta por granitos, xistos, Piçarras e derivados; 9% corresponde a áreas antigas do Câmbrico e Pré-câmbrico; 3,5% corresponde a rochas calcárias do Mesozoico e Carboníferos; a restante percentagem corresponde a áreas de deposição de materiais (INAG, 2001; Antunes *et al.*, 2011).

Em relação ao relevo, este é muito irregular, com a ocorrência de serras e montes com altura considerável, sendo que algumas delas se encontram em território português, como é o caso da Serra de Castro Laboreiro e a Serra da Peneda. Ocorrem também vales profundos, como o próprio vale do rio Minho. O troço final do rio adaptou-se à direcção

de uma das fracturas do maciço Hercínico, tendo direção predominante NW-SW, sendo então este canal uma consequência da erosão pela água sobre materiais muito resistentes, formando um vale estreito com declives acentuados (INAG, 2001; Antunes *et al.*, 2011).

Quanto à geomorfologia, a bacia é caracterizada pela oposição entre elevados relevos e planaltos descontínuos preservados no topo de blocos individualizados entre vales. O resultado desta morfologia é um reticulado rígido que sugere um controlo por fracturas, geralmente de difícil identificação no terreno, e vales profundos e largos, de fundo plano. O troço do rio Minho em Portugal pode, então, ser dividido em três zonas (INAG, 2001):

- zona de montante – zona rochosa, com escarpas íngremes cobertas de mato e afloramentos rochosos, depressões de fundos largos e pequenas deposições aluviais;
- zona intermédia – corresponde ao troço entre Monção e Valença, onde surgem deposições de matérias em suspensão e as correntes se tornam mais lentas. Ocorre o aparecimento de ilhas e praias nas margens;
- zona inferior – desde Valença até à foz, nesta zona a influência da maré faz-se sentir. Aqui ocorrem as maiores deposições e correntes muito lentas, levando à formação de bancos de areia. Existem várias ilhas importantes nesta zona: ilhas da Boega, dos Amores, de S. Pedro, de Canosa, das Arenas e de Morraceira.

### **1.2.3. Habitats e Biodiversidade**

Existe um conjunto relativamente diversificado de valores ecológicos na Bacia Hidrográfica do rio Minho. A distribuição destas áreas de conservação da natureza está associada, pelas suas características inerentes, às zonas de desenvolvimento de actividades antrópicas.

O coberto vegetal na bacia hidrográfica tem sido, ao longo do tempo, alterado profundamente pelo Homem, apresentando-se hoje em dia como um mosaico complexo e de difícil caracterização. As matas ribeirinhas são um claro exemplo: devido ao interesse dos solos para a agricultura, estas foram sendo eliminadas, tendo sido mantidas apenas sebes junto às linhas de água. Após o abandono da agricultura nestes locais, ocorre a reconstituição da cobertura vegetal, devido à resiliência característica destas zonas. Podem ainda encontrar-se associadas às linhas de água, nalgumas zonas

menos intervencionadas, formações ripárias bem desenvolvidas de amieiro (*Alnus glutinosa*), salgueiro (*Salix alba*), freixo (*Fraxinus angustifolia*) e vidoeiros (*Betula celtibérica*), estes últimos em zonas de altitude (INAG, 2001).

Em termos de fauna, estão inventariadas 118 espécies de vertebrados terrestres na região da bacia hidrográfica. Das 24 espécies de mamíferos identificadas, 5 são mencionadas no Anexo II da Directiva Habitats, que estabelece quais as espécies animais e vegetais de interesse comunitário, cuja conservação requer a designação de zonas especiais de conservação, e no Anexo IV, que determina as espécies animais e vegetais de interesse comunitário que exigem protecção rigorosa. É o caso da lontra (*Lutra lutra*) e da toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*), que detêm o estatuto de espécies ameaçadas (INAG, 2001).

Relativamente às aves, 26 das 112 espécies inventariadas estão mencionadas no Anexo I da Directiva Aves (JO L 103, 2007), que estabelece as espécies que são objecto de medidas de conservação especial dos seus habitats de forma a garantir a sua sobrevivência e reprodução na sua área de distribuição. Quanto à herpetofauna, estão identificados 10 espécies de anfíbios e 42 de répteis, num total de 52 espécies, sendo importante evidenciar a presença de duas espécies de répteis que constituem dois endemismos ibéricos: o lagarto-de-água (*Lacerta schreiberi*) e a víbora de Seoane (*Vipera seoanei*). Na classe dos anfíbios, 4 espécies estão mencionadas no Anexo IV da Directiva Habitats (JO L 206, 2004): o tritão-marmorado (*Triturus marmoratus*), a rã-castanha-de-focinho-pontiagudo (*Discoglossus pictus*), o sapo-corredor (*Bufo calamita*) e a salamandra-lusitânica (*Chioglossa lusitanica*). Uma outra espécie, a rã-verde (*Rana perezi*) está mencionada no Anexo V da mesma Directiva, relativo a espécies animais e vegetais de interesse comunitário cuja captura ou colheita na natureza e exploração podem ser objecto de medidas de gestão (INAG, 2001).

No que toca à ictiofauna, esta é composta por várias espécies autóctones. A comunidade piscícola é assim constituída por espécies que vivem parte ou todo o seu ciclo de vida em águas continentais e também por algumas espécies marinhas que se deslocam para os grandes troços de água doce (o caso das tainhas (*Mugil spp.*) e a solha (*Platichthys flesus*)). Das espécies inventariadas, existe também um número considerável de migradores, que apresentam estatuto de ameaça a nível nacional. É o caso da lampreia-marinha (*Petromyzon marinus*), a lampreia-do-rio (*Lampetra fluviatilis*), a lampreia-



pequena (*Lampetra planeri*), a enguia (*Anguilla anguilla*), o salmão (*Salmo salar*), o sável (*Alosa alosa*), a savelha (*Alosa fallax*) e a truta-marisca (*Salmo truta*) (INAG, 2001). Contudo, estudos recentes demonstram que as espécies *Lampetra fluviatilis* e *Lampetra planeri* não estão presentes na bacia hidrográfica do rio Minho, ocorrendo apenas nos rios da zona centro e sul do país (Almeida *et al.*, 2011).

#### **1.2.4. Usos do Solo**

Devido à complexa estrutura de relevo e às características bioclimáticas atlânticas que caracterizam a bacia hidrográfica do rio Minho, esta apresenta uma grande variedade de paisagens, desde a zona litoral aos vales e montanhas.

Segundo os dados Corine Land Cover 2006 (Figura 1.2), a progressão florestal estende-se a toda a bacia, prevalecendo sobre todos os outros usos do solo. Cerca de 64% da área da bacia é ocupada por bosque ou ocupações semi-naturais, enquanto que as zonas agrícolas que representam cerca de 33% do território constituem o segundo uso mais importante. As zonas urbanas e as grandes áreas artificiais não excedem os 2%, incluindo-se aqui as grandes cidades e áreas industriais e empresariais. A água está presente em cerca de 1% (Antunes *et al.*, 2011).

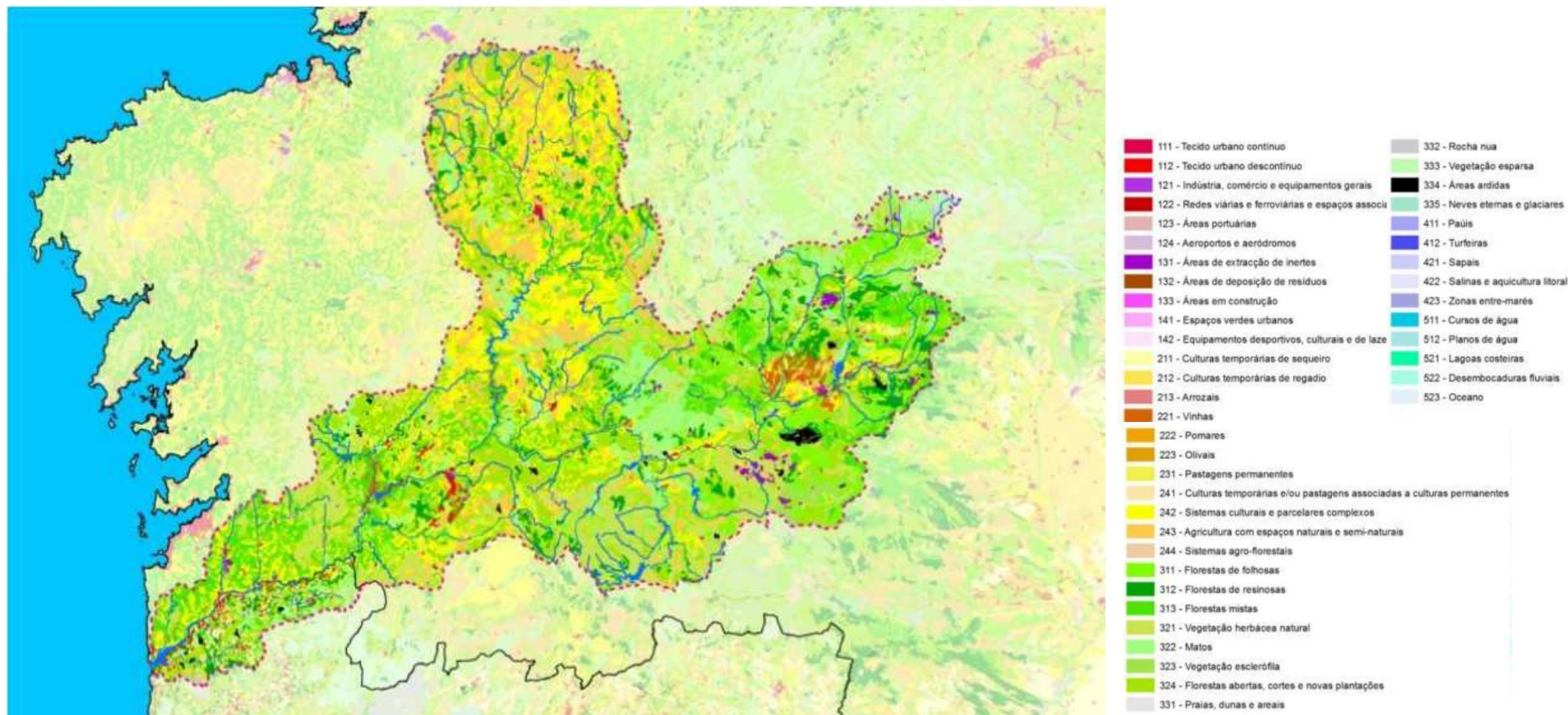


Figura 1.2 - Usos do solo na bacia hidrográfica do rio Minho, segundo os dados Corine Land Cover 2006. Fonte: Antunes *et al.* (2011).

### 1.2.5. Bacia Hidrográfica do rio Manco

O rio Manco está incluído na bacia hidrográfica do rio Minho. Tem origem na freguesia de Boivão, entre Valença e Monção (Figura 1.3). A sua sub-bacia desenvolve-se numa área de cerca de 2162 ha, tendo a linha de água uma extensão de 8404 metros (Antunes *et al.*, 2011).

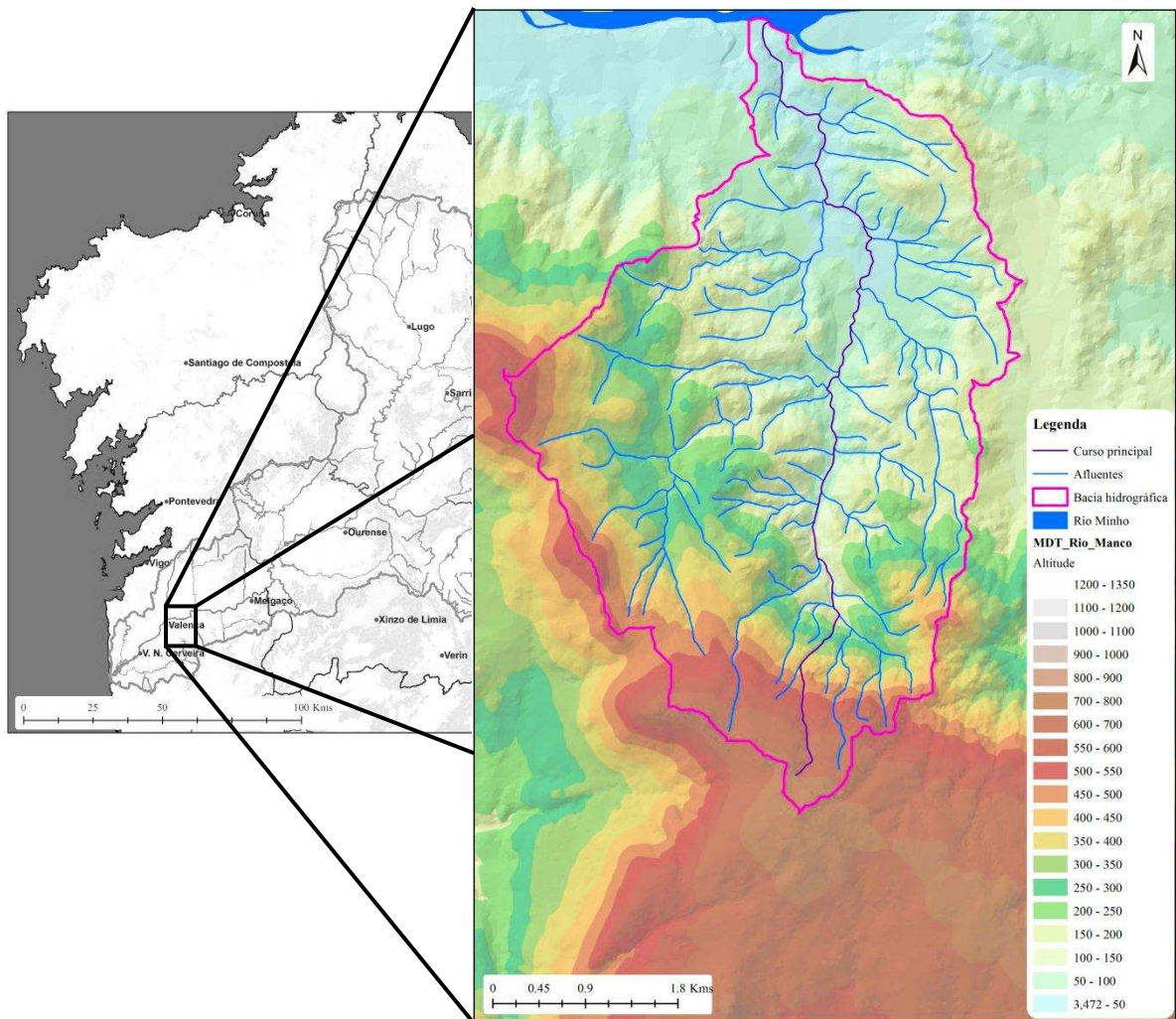


Figura 1.3 - Sub-bacia hidrográfica do rio Manco. Fonte: Braga *et al.* (2011).

Ao longo do seu percurso, atravessa as freguesias de Boivão, Gondomil, Sanfins e Friestas, desenvolvendo-se em áreas pertencentes à Reserva Ecológica Nacional (REN) e à Reserva Agrícola Nacional (RAN). O seu trajecto inicial e médio está incluído numa zona de exploração de pedreiras, algumas delas já inactivas (Figura 1.4).





Figura 1.4 – Pedreira localizada na sub-bacia hidrográfica do rio Manco (Abril 2011).

### 1.2.6. Indústrias de extracção na sub-bacia hidrográfica do rio Manco

Segundo o PDM de Valença, revisto em 2010 (DR, 2010; MV, 2011), no concelho apenas algumas indústrias de extracção estão licenciadas, apresentando-se no Quadro 1.1 aquelas que possuem licença. De acordo com o mesmo plano, devido ao número de pedreiras em laboração e pelo impacte na paisagem e na população (o pó residual resultante da movimentação de veículos pesados de carga deixa marcas nas habitações e estradas), está interdita a criação de novas áreas industriais deste tipo, mantendo-se em laboração apenas as pedreiras que já possuem licença.

Quadro 1.1 – Quadro síntese da situação actual da exploração de pedreiras no concelho de Valença. Fonte: adaptado de MV (2011).

Nome	Substância	Freguesia	Situação	Explorador	Entidade Licenciadora
Lage da Bouça da Gralheira	Granito Ornamental	Boivão	Em laboração	ETESPO Rochas Ornamentais, Lda.	CM
Maceira ou Banela ou Costa do Incarnadouro	Granito Ornamental	Boivão	Em laboração	Pedra do Minho, Granitos, Lda.	ME
Tomada do Parachão	Granito Ornamental	Boivão	Parada	Manuel Esteves Fernandes	CM
Lage do Rouxinol	Granito Ornamental	Boivão	Em laboração	Pedra do Minho, Granitos, Lda.	CM

Quadro 1.1 – Quadro síntese da situação actual da exploração de pedreiras no concelho de Valença. Fonte: adaptado de MV (2011) (continuação).

Nome	Substância	Freguesia	Situação	Explorador	Entidade Licenciadora
Tocas do Vinho	Granito Ornamental	Boivão	Parada	Manuel Fernandes Fernandes	CM
Tocas do Vinho nº 2	Granito Ornamental	Boivão	Em laboração	Augusto Ferreira Fernandes; Cabaleiro Nogueira e Fernandez, Lda.	CM
Lage do Monte do Cabo	Granito Ornamental	Friestas	Em laboração	José António Lemos Romero	ME
Penedo da Linhaça	Granito Ornamental	Gondomil	Parada	Manuel Fernandes Fernandes	CM
Lage da Maceira	Granito Ornamental	Gondomil	Parada	Monteiro & Ribas S.A.	CM
Lage Negra	Granito Ornamental	Gondomil	Em laboração	Granitos São Martinho, Lda.	ME
Lordelo nº 2	Granito Ornamental	Boivão	Parada	Granipetra, Lda.	CM

Na Figura 1.5 apresentam-se as áreas relativas à indústria extractiva ao longo da sub-bacia hidrográfica do rio Manco (MV, 2011).

A indústria de extracção apresenta impactes ambientais a vários níveis, nomeadamente, na qualidade do ar e da água, no solo, na fauna e flora e ao nível do ruído e vibrações (Langer, 2001).

Em termos de qualidade da água, os impactes estão relacionados com a descarga de efluentes carregados de partículas sólidas em suspensão, modificação da drenagem superficial e do regime hidrogeológico e contaminação das águas subterrâneas e superficiais (Langer, 2001).

A descarga de efluentes carregados de sólidos em suspensão em linhas de água provoca turvação da água, com consequências negativas ao nível da actividade fotossintética no rio e da comunidade de organismos planctónicos e bentónicos, comprometendo a quantidade de alimento disponível para organismos superiores e, conseqüentemente, pondo em causa toda a cadeia alimentar.

Em relação à contaminação das águas subterrâneas e superficiais, esta pode ocorrer devido à descarga directa de efluentes nas linhas de água ou através da infiltração de poluentes nos aquíferos (Langer, 2001).

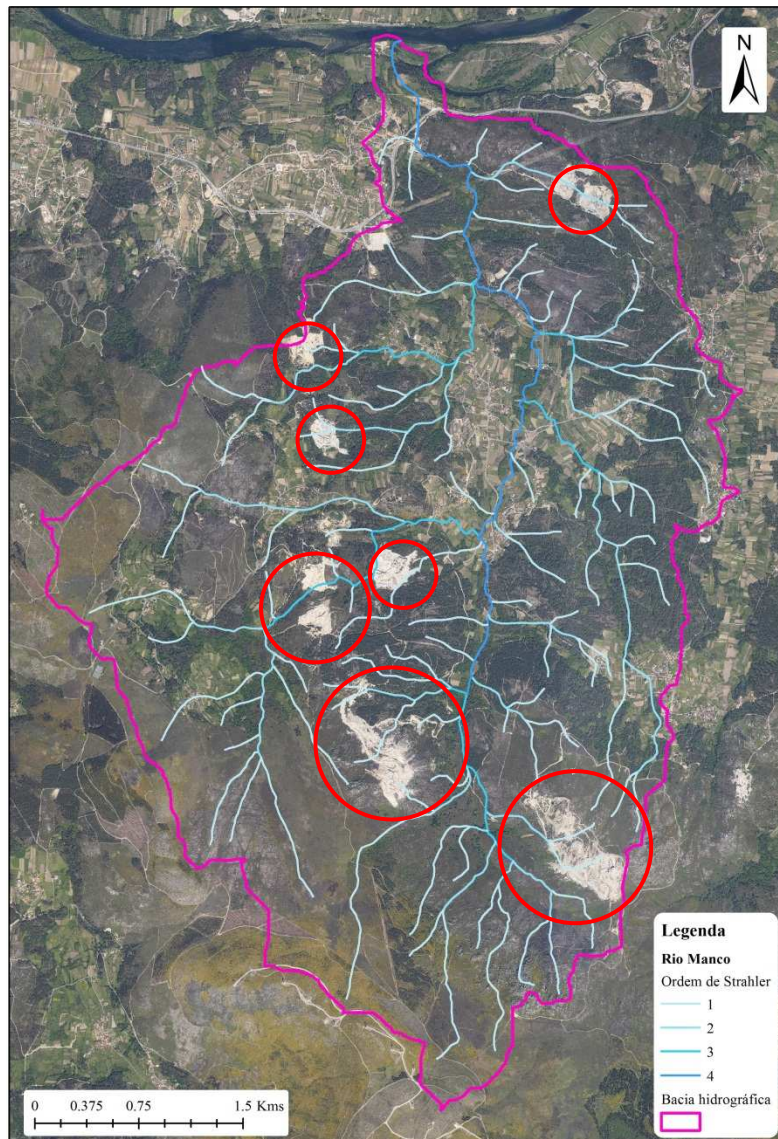


Figura 1.5 - Ortofotomapa de 2009 da sub-bacia hidrográfica do rio Manco, com a indicação (círculos vermelhos) das zonas com actividade extractiva. Fonte: adaptado da cartografia de MV (2011).

### 1.3. Bioindicadores da qualidade da água

Nas últimas décadas, os ecossistemas aquáticos têm vindo a ser alterados significativamente devido a vários impactos ambientais originários das actividades antropogénicas, como a construção de barragens, lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados, exploração mineira e de pedreiras, desflorestação, utilização inadequada do solo, sobreexploração dos recursos pesqueiros, introdução de espécies exóticas, entre outros (Goulart & Callisto, 2003).

A avaliação da qualidade da água é um procedimento importante de forma a permitir monitorizar a evolução dos ecossistemas e determinar os possíveis efeitos das actividades do Homem nos mesmos.

Assim, a monitorização da qualidade da água apresenta-se como um precioso instrumento no planeamento e gestão dos recursos hídricos. A monitorização da qualidade da água era tradicionalmente realizada através da medição de variáveis químicas e físicas, de acordo com as normas de qualidade da água em vigor. Hoje em dia, juntamente com a avaliação de parâmetros microbiológicos (coliformes fecais, entre outros (JO L 327, 2000), este procedimento constitui uma ferramenta essencial na classificação de cursos de água em termos de qualidade de água e padrões de potabilidade e balneabilidade (Goulart & Callisto, 2003).

A utilização das variáveis físicas e químicas para este fim tem algumas vantagens, como a identificação imediata de modificações nas propriedades da água e a detecção precisa da variável modificada e da concentração alterada. Contudo, apresenta também algumas desvantagens, como a descontinuidade temporal e espacial das amostragens; a amostragem de variáveis físicas e químicas apenas fornece informação momentânea de uma situação que pode ser altamente dinâmica (Alonso & Camargo, 2005), na medida em que os ecossistemas lóticos possuem um movimento unidireccional e têm capacidade de autodepuração. Os poluentes descarregados para um curso de água podem ser diluídos ou causar apenas uma pequena modificação nos valores das variáveis. Desta forma, a utilização de variáveis físico-químicas poderia não demonstrar qualquer alteração significativa no meio. A avaliação dos parâmetros físico-químicos é também pouco eficiente na detecção de alterações na diversidade de habitats e na determinação das consequências da alteração da qualidade da água nas comunidades biológicas (Goulart & Callisto, 2003).

Com a aprovação da Directiva Quadro da Água (JO L 327, 2000), – transposta para a legislação nacional pela Lei da Água e pelo Decreto-Lei nº 77/2006 (DR, 2005 e DR, 2006), como já foi referido, a monitorização dos ecossistemas aquáticos passou a centrar-se na água como suporte de ecossistemas (perspectiva ecocêntrica), em detrimento da abogagem da água como recurso (perspectiva antropocêntrica) (INAG, 2008). Assim, nesta Directiva é exigido o uso de métodos biológicos para estimar o

estado ecológico dos rios, utilizando-se para tal indicadores biológicos que se têm revelado uma ferramenta importante e com vantagens perante os métodos físico-químicos clássicos.

A utilização de bioindicadores (espécies, grupos de espécies ou comunidades) permite uma avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por várias fontes de poluição (Callisto *et al.*, 2001), fornecendo, inclusive, informação acerca de poluentes que já não estão presentes no momento da amostragem, mas que tiveram implicações no ecossistema, nomeadamente nas comunidades biológicas. Esta monitorização é realizada através da utilização de índices biológicos e multimétricos baseados em bioindicadores da qualidade da água e habitats (Goulart & Callisto, 2003). Os índices bióticos constituem expressões numéricas que quantificam a presença e abundância de *taxa* de acordo com níveis conhecidos de tolerância à poluição. Baseiam-se na premissa de que a tolerância à poluição difere entre os organismos (Abelho, 2007).

As comunidades bióticas são compostas por organismos que apresentam diferentes adaptações evolutivas, de acordo com as condições ambientais do ecossistema, e diferentes limites de tolerância a alterações dessas condições (Alba-Tercedor, 1996). Reflectem a integridade ecológica total dos ecossistemas, nas suas componentes física, química e biológica (Barbour *et al.*, 1999).

A interacção dos seres vivos com o meio ambiente leva-os a responder de forma diferente de acordo com as alterações introduzidas no meio (e não apenas da poluição directa), originando informações acerca da presença de poluentes e da forma como estes interagem com a natureza (Souza, 2001).

Assim, a avaliação das respostas das biocenoses aquáticas a modificações nas condições ambientais originais apresenta-se como uma ferramenta fidedigna importante para a monitorização biológica da qualidade da água e a caracterização dos cursos de água (Goulart & Callisto, 2003).

Para a análise da qualidade e do estado ecológico da água mediante indicadores biológicos, podem utilizar-se vários organismos, como algas, diatomáceas, macrófitas, vegetação ripária, invertebrados e peixes.

As comunidades de macroinvertebrados têm sido amplamente utilizadas como bioindicadores para a monitorização de alterações nos ecossistemas aquáticos,



resultantes de impactes antropogénicos, tanto em Portugal, como a nível internacional (Vieira *et al.*, 1998; Callisto *et al.*, 2001; Camargo *et al.*, 2004; Oscoz *et al.*, 2006; Pinto, 2009). Os macroinvertebrados aquáticos são organismos de dimensão superior a 0,5 mm, essencialmente moluscos e insectos (adultos e em estado larvar), que habitam na água em pelo menos um período do seu ciclo de vida. Possuem determinadas características pelas quais são utilizados com este fim, entre as quais (Metcalf-Smith, 1994):

- são comunidades com diferentes níveis de sensibilidade aos vários poluentes, sendo esses efeitos manifestados rápida e gradualmente, de acordo com a sua intensidade e magnitude;
- são organismos abundantes na maioria dos ecossistemas aquáticos e a sua captura é fácil e de baixos custos;
- estão organizados em grupos taxonómicos bem definidos e os índices bióticos mais gerais não necessitam de identificação até à espécie;
- são comunidades relativamente sedentárias e representativas das condições do meio;
- possuem ciclos de vida longos, comparativamente a outros organismos, o que permite perceber alterações temporais causadas pelas perturbações;
- são comunidades heterogéneas, de modo que reagem a determinadas alterações de forma diferente.

Alterações hidrológicas que provoquem a modificação da velocidade, do substrato, dos teores de matéria orgânica, entre outros, provocam também alterações nas comunidades de macroinvertebrados, já que estes são sensíveis a estas. Em rios regularizados, constituem excelentes indicadores de alterações (Zamora-Muñoz *et al.*, 1995).

#### **1.4. Objectivos**

Este trabalho teve como objectivo a avaliação da qualidade ecológica do rio Manco, através da caracterização da comunidade de macroinvertebrados bentónicos. Tal como descrito anteriormente, este rio é parte integrante da bacia hidrográfica do rio Minho,

que consiste num ecossistema de extrema importância, tendo inclusive estatutos de conservação (sítio da Rede Natura 2000, por exemplo). Adicionalmente, dentro da sub-bacia hidrográfica deste rio localizam-se diversas pedreiras, a maior parte ainda em laboração, havendo registos anteriores de observação presencial de grande turvação e aspecto leitoso da água. Torna-se, por isso, de extrema importância o estudo da água a nível físico-químico e biológico, de forma a verificar a existência ou não de impactes decorrentes da indústria de extração ali praticada, como forma de contribuir para estudos de impacte ambiental.

Após uma abordagem dos aspectos mais importantes acerca da área de estudo e dos organismos utilizados neste trabalho, apresenta-se a metodologia utilizada para a realização do estudo. Posteriormente são apresentados os resultados dos parâmetros físico-químicos da água, riqueza e diversidade de organismos, índices bióticos e estrutura trófica da comunidade de macroinvertebrados, seguidos da interpretação dos mesmos e principais conclusões do estudo.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

A metodologia para amostragem de macroinvertebrados bentónicos adoptada neste trabalho teve como base o protocolo descrito na Directiva Quadro da Água (DQA) pelo Instituto da Água (INAG, 2008). De forma a minimizar erros associados a diferentes operadores das equipas de campo, é fundamental que os procedimentos de campo e laboratório sejam padronizados, surgindo neste contexto este protocolo.

Foram também contactadas as empresas responsáveis pela exploração das pedreiras da sub-bacia hidrográfica do rio Manco, de forma a obter informações acerca do estado de actividade, ritmo de laboração e existência de sistemas de tratamento e/ou monitorização da água antes de alcançar os cursos de água.

### **2.1. Amostragens**

#### **2.1.1. Épocas de amostragem**

A amostragem de macroinvertebrados bentónicos realizada no âmbito do presente trabalho ocorreu no final de Abril de 2011. As amostragens devem ser realizadas no final da Primavera/início do Verão, época do ano em que o troço fluvial apresenta caudal e mantém a diversidade de habitats (*riffles*, *runs* e *pools*). As colheitas não devem ser realizadas em épocas de enxurradas, de forma que o caudal intenso não influencie os resultados.

#### **2.1.2. Material e reagentes**

- Ficha de campo para registo de dados relativos ao troço de amostragem
- Botas de borracha
- Frascos de plástico de boca larga
- Rede de mão de arrasto, com malha de 0,5 mm e 25 cm de largura
- Vara graduada para medição da profundidade
- Sonda multimétrica, para medição de condições abióticas do troço de amostragem, como pH, temperatura da água, salinidade, etc.
- Pinças
- Crivo de malha de 0,5 mm

- Etiquetas
- Lápis
- Caneta de acetato
- Tabuleiros de plástico
- Solução de Formol a 4%

### **2.1.3. Procedimento de amostragem**

#### **2.1.3.1. Selecção dos locais e troços de amostragem**

Foram seleccionados três pontos de amostragem ao longo do curso do rio Manco, tendo em conta as acessibilidades, através da análise de cartas militares (Instituto Geográfico do Exército, escala 1:25000) e do reconhecimento prévio do terreno.

O ponto C (Figura 2.1) localiza-se na zona mais a montante do rio, num local onde não há influência das pedreiras, sendo por isso considerado como ponto de referência. O segundo ponto de amostragem (B) (Figura 2.2) localiza-se numa zona intermédia do rio, onde ocorre a confluência de vários afluentes provenientes de áreas onde ocorre a exploração de pedreiras. O terceiro ponto de amostragem (A) (Figura 2.3) localiza-se mais a jusante, após atravessar a área habitacional da freguesia de Gondomil e antes de alcançar a zona urbana junto à foz e as infra-estruturas viárias mais importantes, nomeadamente a estrada nacional 13.



Figura 2.1 – Local de amostragem na zona a montante do rio Manco (ponto C).



Figura 2.2 - Local de amostragem na zona intermédia do rio Manco (ponto B).



Figura 2.3 – Local de amostragem na zona a jusante do rio Manco (ponto A).

Em cada ponto de amostragem, foi escolhido um troço de rio com 50 metros de comprimento, que fosse representativo da diversidade de habitats presentes e que incluísse uma unidade de transporte no centro. A partir desta zona de fluxo turbulento, foram amostrados 25 metros para jusante e 25 metros para montante, abrangendo as unidades de sedimentação adjacentes.



Na Figura 2.4 estão representadas as várias estações de amostragem no rio em estudo neste trabalho.

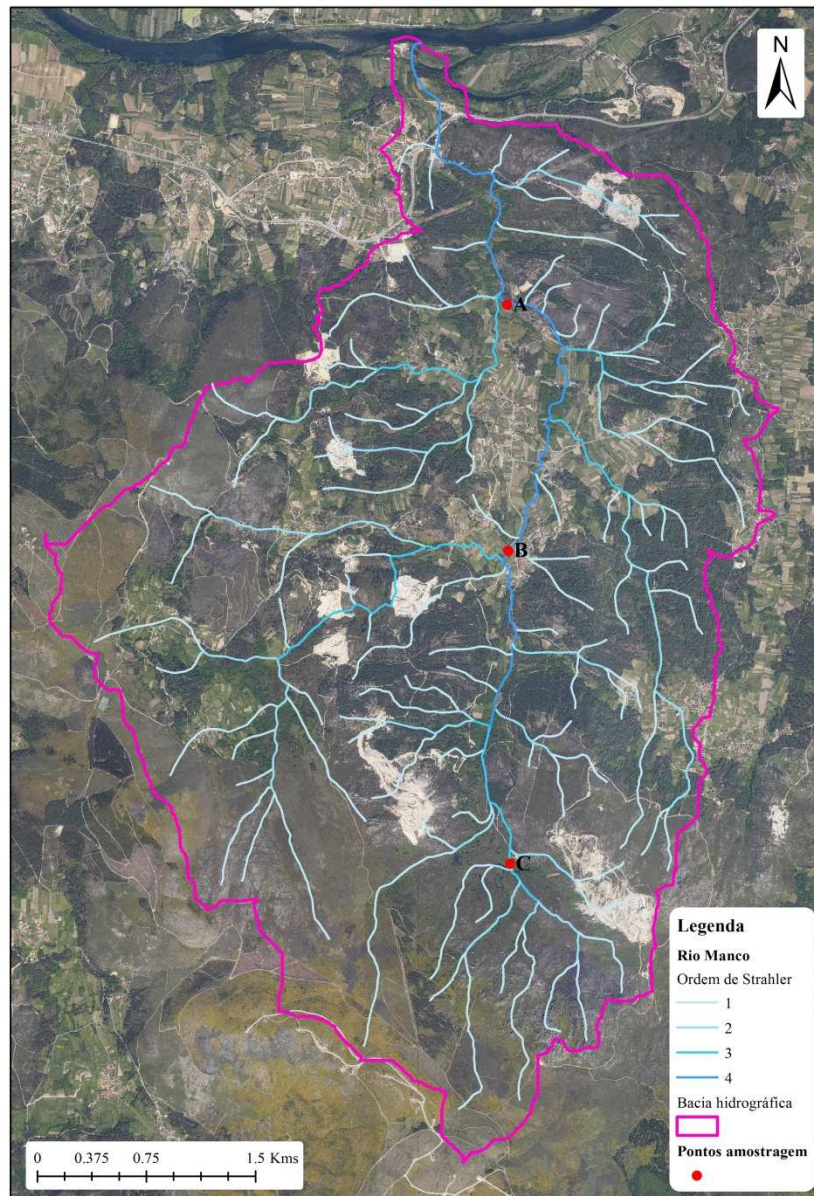


Figura 2.4 - Sub-bacia hidrográfica do rio Manco, com indicação dos pontos de amostragem A, B e C. Fonte: cortesia de Cláudio Ramos (2011).

### 2.1.3.2. Quantificação dos habitats e registo de variáveis ambientais

Antes da colheita das amostras, procedeu-se à identificação dos habitats presentes e das respectivas representatividades no troço. Para tal, consideraram-se 6 habitats em função

dos substratos inorgânicos e orgânicos, de acordo com o estabelecido na DQA, que estão especificados no Quadro 2.1.

Quadro 2.1 - Tipos de habitats mais importantes para as comunidades de macroinvertebrados bentônicos e escala empírica para a respectiva identificação. Fonte: adaptado de INAG (2008).

	<b>Habitats</b>	<b>Dimensão</b>	<b>Escala empírica</b>
<b>Habitats inorgânicos</b>	Blocos	> 256 mm	> Folha A4
	Pedras	64 – 256 mm	Ovo < Pedras < Folha A4
	Cascalho	2 – 64 mm	Grão de café < Cascalho < Ovo
	Areias, siltes e argilas	< 2 mm	
<b>Habitats orgânicos</b>	Macrófitos e algas		
	Matéria Orgânica		
	Particulada Grosseira (CPOM)		

Em cada arrasto, foram medidas e registadas características importantes do habitat, como a profundidade e largura médias do troço, o tipo de corrente (Quadro 2.2), presença de espumas, cor ou cheiro e outras características, que permitissem obter uma maior informação acerca do local. Algumas destas características estão já contempladas na ficha de campo standardizada (Anexo I).

Quadro 2.2 - Tipos de corrente e respectivas características. Fonte: adaptado de INAG (2008).

<b>Tipo de corrente</b>	<b>Definição</b>
<b>Sem corrente</b>	Ausência de fluxo de água.
<b>Reduzida</b>	Fluxo de água não é suficiente para provocar ondulação superficial (fluxo laminar).
<b>Moderada</b>	Ondulação superficial pequena, simétrica, com altura de aproximadamente 1 cm.
<b>Rápida</b>	Ondulação superficial (ondas estacionárias e quebradas)
<b>Muito rápida</b>	Rápidos, fluxo superficial é caótico com formação de espuma.

### 2.1.3.3. Parâmetros físico-químicos

Nos vários locais de amostragem, foram registados alguns parâmetros, utilizando uma sonda multimétrica (YSI 6820), como a temperatura da água, a condutividade eléctrica, a salinidade, o oxigénio dissolvido, o pH e o potencial redox.

Foi recolhida uma amostra de água em cada ponto de amostragem, acondicionada num frasco de plástico devidamente etiquetado, para posterior análise dos parâmetros químicos. Em laboratório, procedeu-se à para análise dos seguintes parâmetros: amónia LR, cloro livre, fosfato LR, nitrato, nitrito LR e a dureza (kits Hanna Instruments; fotómetro HANNA C200).

#### **2.1.3.4. Esforço de amostragem**

Em cada estação de amostragem, realizaram-se 6 arrastos de 1 metro de comprimento, distribuídos proporcionalmente pelos habitats presentes no troço, que foram todos amostrados, e pelas várias situações de hidro-dinamismo.

#### **2.1.3.5. Método**

A amostragem foi realizada sempre de jusante para montante. Colocou-se a abertura da rede de mão contra a corrente e, simultaneamente, o operador removeu o substrato junto à boca da rede, deslocando-se gradualmente para montante 1 metro. Os organismos desalojados foram, desta forma, arrastados pela corrente do rio para dentro da rede. Os organismos com maior capacidade de fixação ao substrato foram removidos com o auxílio de uma pinça. Nos casos em que o habitat era composto por macrófitos, a amostragem realizou-se através de raspagem com a abertura da rede.

#### **2.1.3.6. Acondicionamento das amostras**

A rede de mão foi esvaziada para um tabuleiro de plástico e examinada cuidadosamente para retirar qualquer organismo que restasse no seu interior. O material foi colocado em frascos de plástico de boca larga, que foram devidamente identificados, recorrendo-se a etiquetas externas e internas.

Após o seu acondicionamento em frascos e de ser retirado o máximo possível de água das amostras, estas foram fixadas com uma solução de formol 4%, ficando as amostras totalmente mergulhadas no fixador.



## **2.2. Processamento laboratorial**

### **2.2.1. Material e equipamento**

- Laboratório equipado com pia de triagens e sistema de arejamento e escoamento de ar
- Crivos de malha calibrada de 0,5 mm
- Tabuleiros de plástico lisos, preferencialmente de cor branca
- Pinças de bicos grossos
- Pinças de bicos finos
- Agulha de dissecação
- Esguichos
- Álcool a 70%
- Lupa binocular (Nikon SMZ800)
- Frascos para armazenar organismos triados
- Caixas de Petri
- Etiquetas
- Lápis e caneta de acetato
- Chaves de identificação

### **2.2.2. Método**

#### **2.2.2.1. Triagem e identificação**

No laboratório, o material fixado foi crivado, recorrendo a um crivo de malha calibrada com 0,5 mm de diâmetro, e lavado em água corrente, de forma a remover a totalidade do fixador e o sedimento fino.

De seguida, todo o material foi colocado em tabuleiros de plástico com um pouco de água, realizando-se uma pesquisa pormenorizada da amostra, a olho nú, de forma a serem retirados todos os organismos presentes com o auxílio de uma pinça. Estes organismos foram separados por grandes grupos taxonómicos, colocados em frascos devidamente etiquetados e conservados em álcool a 70%.

Recorrendo a uma lupa binocular (Nikon SMZ800) e a chaves de identificação (Macan, 1975; Campaioli *et al.*, 1994; Campaioli *et al.*, 1999; Tachet *et al.*, 2006; Fernández,

2007), procedeu-se à identificação dos organismos até ao nível da Classe para os Oligochaeta e Família para os demais grupos.

### 2.3. Controlo de qualidade

Os parâmetros de controlo de qualidade constantes na ficha de campo (Anexo I) foram integralmente preenchidos no campo no final de cada procedimento.

Em laboratório, foram tidos em conta cuidados relativos ao processo de lavagem do material, para evitar a degradação do material biológico. Durante a manipulação de formaldeído, garantiu-se sempre que este se realizava sob condições adequadas de arejamento.

### 2.4. Análise dos Dados

Depois da identificação dos organismos e respectiva contagem, procedeu-se à determinação da riqueza em famílias (s) em cada uma das estações, correspondente ao número de famílias que ocorreram em cada estação, no momento da amostragem.

Foi realizada uma análise SIMPER dos *taxa* de macroinvertebrados bentónicos recolhidos em cada estação, de forma a verificar a percentagem de dissimilaridade entre os pontos e quais os *taxa* que mais contribuem para essa dissimilaridade.

A diversidade de macroinvertebrados foi expressa pelo índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) (Shannon & Weaver, 1949; Odum & Barret, 2007), através da seguinte equação:

$$H' = \sum_{i=1}^s Pi. \ln Pi$$

onde  $Pi$  representa a proporção de indivíduos que pertencem à  $i$ -ésima espécie e  $s$  é o número total de grupos taxonómicos diferentes presentes no ambiente.

A equitabilidade foi também calculada através do índice de equitabilidade de Pielou (Pielou, 1966):

$$\frac{H'}{H'_{max}} = \frac{\sum_{i=1}^s Pi. \ln Pi}{\ln s}$$

O índice biótico *Iberian Biological Monitoring Working Party* (IBMWP) (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988) constitui uma modificação do *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) (Hellawell, 1978), que foi elaborado originalmente para a avaliação da qualidade da água na Grã-Bretanha, para a Península Ibérica. A cada família foi atribuído um nível de tolerância, de acordo com os dados do Quadro 2.3 (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988), sendo os organismos com maior pontuação mais sensíveis a contaminantes orgânicos, enquanto os de menor pontuação são mais tolerantes à poluição. Através da soma destas pontuações, é atribuído um determinado valor à qualidade da água, de acordo com o Quadro 2.4.

Quadro 2.3 – Pontuação atribuída às famílias de macroinvertebrados bentônicos, para cálculo do índice biótico IBMWP, segundo Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988).

Famílias	Pontuação
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae Chloroperlidae Aphelocheiridae	10
Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae Athericidae, Blephariceridae	
Astacidae	
Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae Corduliidae, Libellulidae Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
Ephemerellidae Nemouridae	7
Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae	
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae Hydroptilidae Unionidae	6
Corophiidae, Gammaridae Platycnemididae, Coenagriidae	
Oligoneuriidae Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae Hydropsychidae Tipulidae, Simuliidae	5
Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiiidae	
Baeiidae, Caenidae Halplidae, Curculionidae, Chrysomelidae Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae Sialidae Piscicolidae Hidracarina	4

Quadro 2.3 – Pontuação atribuída às famílias de macroinvertebrados bentônicos, para cálculo do índice biótico IBMWP, segundo Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988) (continuação).

Famílias	Pontuação
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Pleidae Notonectidae, Corixidae	3
Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyridae Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae	
Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeridae Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae	
Asellidae, Ostracoda	
Chironomidae, Culicidae, Muscidae, Thaumaleidae, Ephyridae	
<i>Oligochaeta</i> (todas as Classes)	1

Quadro 2.4 – Classes de qualidade e significado dos valores do IBMWP, segundo Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988).

Classe	Valor IBMWP	Significado
I	> 150	Águas muito limpas
	101-120	Águas não contaminadas ou não alteradas
II	61-100	São evidentes alguns efeitos de contaminação
III	36-60	Águas contaminadas
IV	16-35	Águas muito contaminadas
V	< 15	Águas fortemente contaminadas

O ASPT (*Average Score Per Taxon*) (Armitage *et al.*, 1983) foi calculado através da divisão da pontuação obtida no IBMWP pelo número total de famílias com valor indicador presentes na amostra. Este índice tem a vantagem de os seus resultados serem mais independentes do tamanho da amostra, da técnica de amostragem e da estação do ano (Abelho, 2002).

O IBF (Índice Biótico de Famílias) (Hilsenhoff, 1988a, b; Zimmerman, 1993) foi também calculado. Este índice permite uma avaliação rápida dos cursos de água, através da atribuição de uma pontuação a cada família aplicada na seguinte fórmula:

$$IBF = \frac{\sum n_i a_i}{N}$$

onde  $n_i$  é o número de indivíduos de cada família,  $a_i$  é a pontuação de cada família de acordo com a tolerância à poluição e  $N$  é o número total de organismos na amostra. No

Quadro 2.5 encontram-se as pontuações de cada família de macroinvertebrados bentônicos e no Quadro 2.6 apresenta-se a interpretação dos valores do IBF.

Quadro 2.5 – Pontuações de cada família de macroinvertebrados bentônicos para o cálculo do Índice Biótico de Famílias, segundo Zimmerman (1993).

Plecoptera	Capniidae 1, Chloroperlidae 1, Leuctridae 0, Nemouridae 2, Perlidae 1, Perlodidae 2, Pteronarcyidae 0, Taeniopterygidae 2
Ephemeroptera	Baetidae 4, Baetiscidae 3, Caenidae 7, Ephemerellidae 1, Ephemeridae 4, Heptageniidae 4, Leptophlebiidae 2, Metretopodidae 2, Oligoneuriidae 2, Polymitarcyidae 2, Potomanthidae 4, Siphonuridae 7
Tricorythidae	4
Odonata	Aeshnidae 3, Calopterygidae 5, Coenagrionidae 9, Cordulegastridae 3, Corduliidae 5, Gomphidae 1, Lestidae 9, Libellulidae 9, Macromiidae 3
Trichoptera	Brachycentridae 1, Glososomatidae 0, Helicopsychidae 3, Hydropsychidae 4, Hydroptilidae 4, Lepidostomatidae 1, Leptoceridae 4, Limnephilidae 4, Molannidae 6, Odontoceridae 0, Philopotamidae 3, Phryganeidae 4, Polycentropodidae 6, Psychomyiidae 2, Rhyacophilidae 0, Sericostomatidae 3
Megaloptera	Corydalidae 0, Sialidae 4
Lepidoptera	Pyralidae 5
Coleoptera	Dryopidae 5, Elmidae 4, Psephenidae 4
Diptera	Athericidae 2, Blephariceridae 0, Ceratopogonidae 6, Blood-red Chironomidae (Chironomini) 8, Other (including pink) Chironomidae 6, Dolichopodidae 4, Empididae 6, Ephydriidae 6, Psychodidae 10, Simuliidae 6, Muscidae 6, Syrphidae 10, Tabanidae 6, Tipulidae 3
Amphipoda	Gammaridae 4, Talitridae 8
Isopoda	Asellidae 8
Acariformes	4
Decapoda	6
Gastropoda	Amnicola 8, Bithynia 8, Ferrissia 6, Gyraulus 8, Helisoma 6, Lymnaea 6, Physa 8, Sphaeriidae 8
Oligochaeta	Chaetogaster 6, Dero 10, Nais barbata 8, Nais behningi 6, Nais bretscheri 6, Nais communis 8, Nais elinguis 10, Nais pardalis 8, Nais simplex 6, Nais variabilis 10, Pristina 8, Stylaria 8, Tubificidae: Aulodrilus 8, Limnodrilus 10
Hirudinea	Helobdella 10
Turbellaria	4

Quadro 2.6 – Interpretação do valor do Índice Biótico de Famílias, em relação à qualidade da água e do grau de poluição orgânica, segundo Zimmerman (1993).

Valor IBF	Qualidade da água	Grau de poluição orgânica
0,00-3,50	Excelente	Poluição orgânica não aparente
3,51-4,50	Muito boa	Poluição orgânica leve
4,51-5,50	Boa	Alguma poluição orgânica
5,51-6,50	Razoável	Poluição orgânica razoavelmente significativa
6,51-7,50	Bastante pobre	Poluição orgânica significativa
7,51-8,50	Pobre	Poluição orgânica muito significativa
8,51-10,0	Muito pobre	Poluição orgânica severa

Para além dos índices bióticos e para uma melhor compreensão do funcionamento do ecossistema, os organismos foram também identificados tendo em conta a sua actividade trófica, tendo sido calculadas as percentagens relativas de cada grupo trófico, de acordo com Merritt & Cummins (1996).

O tratamento dos dados foi realizado utilizando os softwares Microsoft Office Excel 2007 e o pacote estatístico Primer (Plymouth Marine Laboratory, PRIMER v6).

### 3. RESULTADOS

Após contacto com as empresas responsáveis pela exploração das pedreiras, estas apenas forneceram informação sobre o estado de actividade, encontrando-se em laboração aquelas que estão referidas como tal no PDM de Valença (MV, 2011). Não foram cedidas informações sobre o ritmo de laboração, nem relativamente a eventuais sistemas de tratamento ou monitorização da água.

#### 3.1. Variáveis ambientais e parâmetros físico-químicos

No Quadro 3.1 estão apresentados os registos das variáveis ambientais e das características do habitat nas várias estações de amostragem. Verificou-se que nos três pontos de amostragem existia uma contínua presença de vegetação ripária. A profundidade média dos troços variou entre 0,20 e 0,30 m, enquanto a largura média variou entre 1,4 m no local mais a montante e 2,5 m no local mais a jusante. Não se verificou ocorrência de cheiros nem espuma em nenhum dos locais, assim como materiais em suspensão ou qualquer composto que alterassem a cor da água.

No ponto C, correspondente ao ponto a montante, o substrato era composto maioritariamente por blocos e pedras (60%), registando-se um aumento dos materiais de menor tamanho granulométrico do ponto C para o ponto A (de jusante para montante).

Quadro 3.1 - Coordenadas, variáveis ambientais e características do habitat recolhidas *in situ*, correspondentes aos três pontos de amostragem (A, B e C).

Pontos de amostragem	Coordenadas	Variáveis ambientais	Habitat
A	42.03623° N 8.55501° O	Profundidade média do troço: 0,30 m Largura média do troço: 2,5 m Tipo de corrente: moderada Cor da água: transparente Cheiro: não Presença de espuma: não	Substrato: 0% blocos; 5% pedras; 40% cascalho; 40% areia, limo e argila; 15% macrófitas e algas; 0% matéria orgânica particulada. Vegetação ripária: forte presença.
B	42.01986° N 8.55449° O	Profundidade média do troço: 0,25 m Largura média do troço: 1,5 m Tipo de corrente: moderada/rápida Cor da água: transparente Cheiro: não Presença de espuma: não	Substrato: 15% blocos; 30% pedras; 15% cascalho; 35% areia, limo e argila; 5% macrófitas e algas; 0% matéria orgânica particulada. Vegetação ripária: forte presença Campos agrícolas nas duas margens.

Quadro 3.1 - Coordenadas, variáveis ambientais e características do habitat recolhidas *in situ*, correspondentes aos três pontos de amostragem (A, B e C) (continuação).

Pontos de amostragem	Coordenadas	Variáveis ambientais	Habitat
C	42.00177° N 8.55407° O	Profundidade média do troço: 0,20 m Largura média do troço: 1,4 m Tipo de corrente: rápida Cor da água: transparente Cheiro: não Presença de espuma: não	Substrato: 20% blocos; 40% pedras; 20% cascalho; 10% areia, limo e argila; 10% macrófitas e algas; 0% matéria orgânica particulada. Vegetação ripária: forte presença

Os parâmetros físico-químicos recolhidos no campo, nos três pontos de amostragem, encontram-se registados no Quadro 3.2 e os resultados das análises laboratoriais das amostras de água recolhidas no rio, encontram-se no Quadro 3.3. Os resultados do oxigénio dissolvido (OD) não foram considerados, devido a uma falha técnica relacionada com a descalibração da sonda.

Quadro 3.2 – Parâmetros físico-químicos da água nos três pontos de amostragem (A, B e C), recolhidos *in situ*: temperatura (T, °C), condutividade eléctrica (mS cm<sup>-1</sup>), salinidade, pH, potencial redox.

	T	Condutividade	Salinidade	pH	Potencial Redox
	°C	mS cm <sup>-1</sup>			
A	14,59	0,058	0,03	6,55	190,1
B	14,55	0,047	0,02	6,41	194,4
C	13,92	0,041	0,02	6,48	187,8

Quadro 3.3 – Parâmetros químicos da água nos três pontos de amostragem (A, B e C), analisados em laboratório: amónia LR (mg L<sup>-1</sup>), cloro livre (mg L<sup>-1</sup>), fosfato LR (mg L<sup>-1</sup>), nitrato (mg L<sup>-1</sup>), nitrito LR (mg L<sup>-1</sup>) e dureza (ppm).

	Amónia LR	Cloro livre	Fosfato LR	Nitrato	Nitrito LR	Dureza	
	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	ppm	Classificação
A	0,00	0,09	1,30	1,8	0,00	25	Muito macia
B	0,00	0,03	0,25	6,7	0,00	35	Muito macia
C	0,00	0,12	0,22	1,7	0,00	35	Muito macia

Não foi registada amónia LR nem nitrito LR em nenhuma das estações de amostragem. A maior quantidade de cloro livre verificou-se no ponto C, enquanto o valor mais alto



de fosfato LR se registou na estação A. O maior valor de nitrato foi registado na estação B, verificando-se uma diferença expressiva para as outras estações.

Quanto à dureza, nos três pontos de amostragem, a água revelou-se “muito macia”.

### 3.2. Macroinvertebrados bentónicos

#### 3.2.1. Riqueza e Diversidade

Foram colectados no total 832 organismos, pertencentes a 29 famílias de 12 ordens. A ordem mais representada foi a ordem Diptera, com 59,74% dos organismos identificados, seguida da ordem Ephemeroptera, com 17,55% (Quadro 3.4). A ordem Basommatophora foi a menos representada, com uma percentagem de cerca de 0,12% da totalidade dos organismos amostrados.

O ponto de amostragem B foi aquele em que foi recolhido um maior número de organismos (387 indivíduos), representando 46,5% do total dos organismos colectados, seguido do ponto C e por último o ponto A.

Quadro 3.4 – Número de organismos capturados nos três pontos de amostragem (A, B e C): número parcial, correspondente aos vários *taxa*, e número total em cada estação.

<i>Taxa</i>		Pontos de amostragem			Total
		A	B	C	
Arachnida	Acari	4	0	1	5
Gastropoda	Basommatophora	0	1	0	1
	Coleoptera	4	6	2	12
	Diptera	89	236	172	497
	Ephemeroptera	35	83	28	146
Insecta	Heteroptera	1	1	0	2
	Odonata	11	7	4	22
	Plecoptera	0	10	1	11
	Trichoptera	5	30	32	67
Nematoda		0	3	1	4
Oligochaeta		34	6	15	55
Turbellaria	Tricladida	5	4	1	10
Nº total indivíduos		188	387	257	832
Percentagem (%)		22,6	46,5	30,9	

Em todos os pontos de amostragem, a ordem Diptera foi a mais representativa (Quadro 3.4).

No ponto de amostragem A, correspondente ao local mais a jusante, 47,3% dos organismos recolhidos pertenciam à ordem Diptera. As ordens Ephemeroptera e Oligochaeta estavam representadas em cerca de 18% cada uma e a ordem Heteroptera apresentou-se com a menor percentagem, cerca de 0,5%.

No ponto de amostragem B, os dois *taxa* com maior representação foram as ordens Diptera e Ephemeroptera, respectivamente, cerca de 61% e 21% dos organismos recolhidos neste ponto. As ordens Basommatophora e Heteroptera foram as ordens com menores percentagens neste ponto, correspondentes a cerca de 0,25% para cada táxon.

Por último, no ponto de amostragem a montante, ponto C, 67% dos organismos colectados pertenciam à ordem Diptera, seguida das ordens Trichoptera e Ephemeroptera, com 12,5% e 10,9% respectivamente. Com menor representatividade, cerca de 0,4%, surgiram as ordens Tricladida e Plecoptera.

O número de indivíduos de cada família recolhidos nos três pontos de amostragem encontra-se no Quadro 3.5 e o valor de riqueza em famílias, índice de Shannon-Weaver, índice de equitabilidade de Pielou e percentagem de EPTs, para cada ponto de amostragem, encontram-se no Quadro 3.6.

No ponto B registou-se o maior valor de riqueza em famílias (s), sendo que o menor valor se registou no ponto A. O maior valor do índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) foi registado no ponto de amostragem A, enquanto o menor se registou no ponto C. O índice de equitabilidade de Pielou ( $J'$ ), tal como o  $H'$ , registaram o maior valor no ponto A e o menor no ponto C. A maior percentagem de EPTs registou-se no ponto intermédio, B, com 31,78% dos organismos recolhidos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera. No ponto C registou-se 23,74% de EPTs e no ponto A 21,27%, sendo este o local com menor percentagem destes organismos (Quadro 3.6).

Quadro 3.5 – Número de indivíduos capturados pertencentes às várias famílias, nos três pontos de amostragem (A, B e C).

	Nº indivíduos/Ponto de amostragem		
	Pontos de amostragem		
	A	B	C
<b>Arachnida</b>			
Acari			
Hydrachnellae	4	0	1
<b>Gastropoda</b>			
Basommatophora			
Ancylidae	0	1	0
<b>Insecta</b>			
Coleoptera			
Elmidae	4	5	2
Spercheidae	0	1	0
Diptera			
Athericidae	9	1	4
Blephariceridae	0	1	0
Ceratopogonidae	7	6	4
Chironomidae	27	105	133
Cylindrotomidae	1	0	0
Empididae	0	1	2
Limoniidae	3	1	0
Sciomyzidae	0	1	0
Simuliidae	42	119	27
Tipulidae	0	1	0
Ephemeroptera			
Baetidae	0	40	7
Ephemerellidae	30	42	13
Heptageniidae	0	1	1
Leptophlebiidae	5	0	7
Heteroptera			
Notonectidae	0	1	0
Veliidae	1	0	0
Odonata			
Aeshnidae	0	1	1
Calopterygidae	6	2	3
Cordulegasteridae	3	4	0
Gomphidae	2	0	0
Plecoptera			
Leuctridae	0	0	1
Nemouridae	0	9	0
Taeniopterygidae	0	1	0

Quadro 3.5 - Número de indivíduos capturados pertencentes às várias famílias, nos três pontos de amostragem (A, B e C) (continuação).

	Nº indivíduos/Ponto de amostragem		
	Pontos de amostragem		
	A	B	C
Trichoptera			
Beraeidae	0	7	0
Brachycentridae	0	0	2
Ecnomidae	0	0	1
Glossosomatidae	0	10	4
Hydropsychidae	1	8	2
Lepidostomatidae	0	0	13
Leptoceridae	0	0	1
Phryganeidae	0	1	0
Polycentropodidae	0	0	1
Rhyacophilidae	1	4	0
Sericostomatidae	3	0	7
Thremmatidae	0	0	1
Nematoda	0	3	1
Oligochaeta	34	6	15
Turbellaria			
Tricladida			
Planariidae	4	4	1
DugesIIDae	1	0	0

Quadro 3.6 – Valor de riqueza em famílias (s), índice de Shannon-Weaver (H'), índice de equitabilidade de Pielou (J') e percentagem de EPTs, nos três pontos de amostragem (A, B e C).

Ponto de amostragem	s	H'	J'	% EPT
A	20	2,322	0,775	21,27
B	29	2,119	0,629	31,78
C	27	1,991	0,604	23,74

Da análise SIMPER dos *taxa* de macroinvertebrados encontrados em cada estação, obtiveram-se os resultados expressos no Quadro 3.7. A maior dissimilaridade registou-se entre os pontos de amostragem A e B, onde as famílias Baetidae, Glossosomatidae e Nemouridae são responsáveis por 22% desta dissimilaridade.

A menor dissimilaridade ocorreu entre os pontos A e C, com 40%; verificando-se, no entanto, que a dissimilaridade entre os vários pontos não foi muito elevada, variando entre 40 e 45%.

Quadro 3.7 - Análise SIMPER sobre os *taxa* colectados nos três pontos de amostragem (A, B, C): percentagem de dissimilaridade entre os vários pontos, três *taxa* mais contributivos e respectiva percentagem de contribuição cumulativa.

Pontos de amostragem	Dissimilaridade (%)	SIMPER <i>Taxa</i> discriminados	Contribuição cumulativa (%)
A vs B	45,27	Baetidae	9,81
		Glossosomatidae	16,14
		Nemouridae	22,22
A vs C	40,09	Lepidostomatidae	8,56
		Baetidae	15,30
		Glossosomatidae	20,52
B vs C	43,11	Lepidostomatidae	6,87
		Nemouridae	12,87
		Leptophlebiidae	18,28

### 3.2.2. Índices Bióticos

Quanto ao índice biótico IBMWP, cujos valores se encontram no Quadro 3.8, este permitiu categorizar os 3 troços de rio quanto à qualidade da água. Pela pontuação deste índice biótico, puderam incluir-se os três pontos de amostragem na Classe I. Os pontos B e C apresentaram “águas muito limpas”, enquanto o ponto A, por possuir uma pontuação menor que 120 (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988), foi classificado por “águas não contaminadas ou não alteradas”.

O maior valor do índice ASPT foi de 6,96 e registou-se no ponto C. O Índice Biótico de Famílias (Quadro 3.8) variou entre 4,16 (ponto A) e 4,86 (ponto C), sendo que no ponto A a qualidade da água revelou ser a melhor dos 3 pontos de amostragem: “muito boa”, com a presença de poluição orgânica leve.

A tendência de aumento destes três índices, de jusante para montante, encontra-se ilustrada na Figura 3.1.

Quadro 3.8 - Índices bióticos: IBMWP (pontuação, classe e significado), ASPT (pontuação) e IBF (pontuação e significado em termos de qualidade da água), nos três pontos de amostragem (A, B e C).

Ponto de amostragem	IBMWP			ASPT	IBF	
	Pontuação	Classe	Significado		Pontuação	Qualidade da água
A	111	I	Águas não contaminadas ou não alteradas	5,84	4,16	Muito boa – poluição orgânica leve
B	170	I	Águas muito limpas	6,29	4,68	Boa – alguma poluição orgânica
C	174	I	Águas muito limpas	6,96	4,86	Boa – alguma poluição orgânica

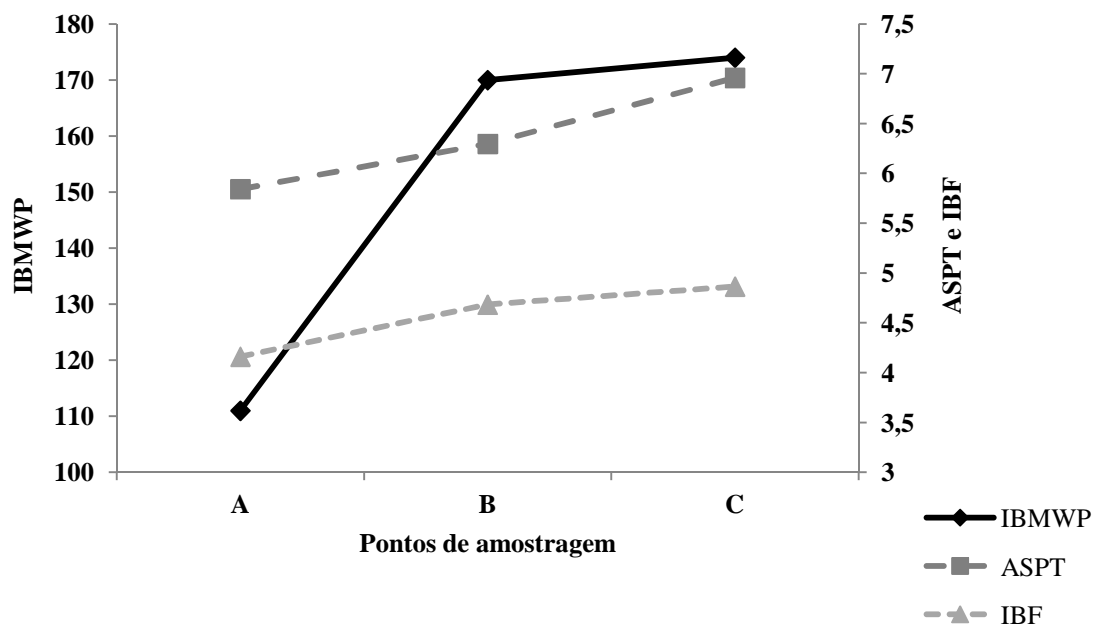


Figura 3.1 - Variação dos índices bióticos IBMWP, ASPT e IBF, nos três pontos de amostragem (A, B e C).

### 3.2.3. Grupos Tróficos

O grupo trófico que foi encontrado em maior quantidade em cada um dos três pontos de amostragem foi o grupo dos colectores, registando-se uma percentagem superior a 50% em todos os pontos (Figura 3.2). No ponto C, os colectores correspondem a quase 70%

dos organismos recolhidos. O segundo grupo mais representado nos três pontos de amostragem foi o dos filtradores-colectores e foi nos pontos de amostragem B e C que se registou a maior diversidade de grupos tróficos, tendo sido identificadas 7 categorias tróficas. No ponto A registaram-se 5 categorias (Figura 3.2).

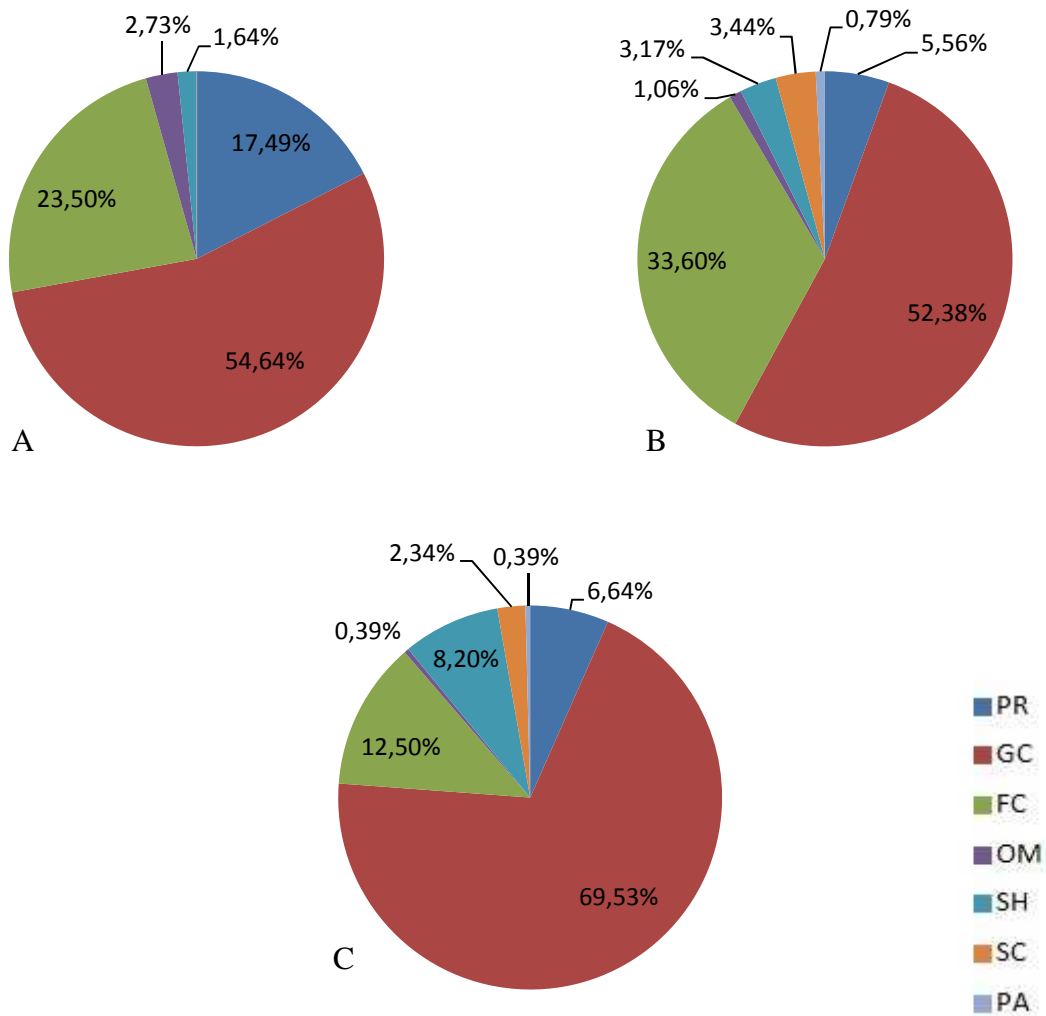


Figura 3.2 - Estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentónicos em relação aos grupos tróficos, nos vários pontos de amostragem (A, B e C). PR: predadores, GC: colectores, FC: filtradores, OM: omnívoros, SH: cortadores, SC: raspadores, PA: parasitas.





## 4. DISCUSSÃO

### 4.1. Variáveis Físico-Químicas

As variáveis ambientais e de habitat registados *in situ* são características dos meios em estudo. Verificou-se um aumento gradual da profundidade e largura média do troço de montante para jusante, devido ao curso de água principal ter sofrido influência dos vários afluentes ao longo do seu percurso, sendo mais largo e com mais água a jusante.

Em relação às condições do habitat, no ponto C (montante) existem blocos, pedras e cascalho em maior quantidade que a jusante, onde há predominância de areias e outros materiais de menor tamanho. A corrente torna-se mais lenta de montante para jusante, sendo “rápida” no ponto de amostragem mais a montante. Ao longo do seu percurso, os rios experimentam modificações no substrato, com a acumulação de materiais mais finos a jusante decorrentes da erosão a montante, que são transportados pela corrente, estando presentes a montante materiais de maior tamanho granulométrico (Odum & Barret, 2007).

Os parâmetros químicos da água recolhida não variaram muito entre os três pontos de amostragem, à excepção do cloro livre, do fosfato LR e do nitrato.

No ponto de amostragem B verificou-se um grande aumento da concentração de nitrato nas águas, comparativamente com os outros dois pontos de amostragem. Tal pode estar relacionado com a utilização de explosivos, combustíveis e lubrificantes nas pedreiras (Bacci *et al.*, 2006; Neto, 2006), já que esta estação se localiza imediatamente depois da convergência dos vários afluentes provenientes das zonas próximas às de extracção. Este aumento da concentração de nitrato no ponto B pode também estar relacionado com o facto de existirem campos agrícolas nas duas margens do rio, sendo provável que os fertilizantes químicos possam contaminar a água. (Allan, 1996). Uma outra substância que poderia estar relacionada com a agricultura no ponto B seria o fosfato, o que não se verificou. No entanto, registou-se um aumento de fosfato de montante para jusante, tendo sido registada a maior diferença do ponto B para o ponto A, verificando-se neste ponto a jusante o maior valor. Dado que o ponto de amostragem A se localizava após uma zona habitacional, maioritariamente de carácter rural, este aumento de fosfato

poderá estar relacionado com as actividades humanas, incluindo a agricultura, que ocorrem a montante desta estação (Allan, 1996).

Nos pontos a montante, a corrente é rápida, existindo zonas de turbulência e pequenas quedas de água que podem contribuir para a oxigenação da água. Nos pontos a jusante, a corrente é mais lenta e menos turbulenta. Quanto à dureza, que está relacionada com a quantidade de cálcio presente na água, a água “muito macia” é característica desta área geográfica, já que é sustentada principalmente por granito, que induz a formação de águas macias, com conteúdo iónico relativamente baixo (Camargo *et al.*, 2004).

O ponto de amostragem C foi utilizado como “ponto controlo”, por se localizar na parte superior do rio, com muito pouca interferência antropogénica, onde não existem zonas habitacionais, industriais ou rede viária. O ponto B, numa zona intermédia do rio, já sofre influência das acções do homem. De facto, este ponto intermédio, que se localiza imediatamente abaixo da convergência das linhas de água provenientes das zonas das pedreiras, não apresentou sinais evidentes de contaminação pela análise das variáveis químicas, não se tendo verificado diferenças claras entre este ponto e o ponto A. Segundo alguns trabalhos (Milisa *et al.*, 2010), nos cursos de água nas zonas de influência de pedreiras, nas estações mais próximas da zona de extracção, verificou-se uma elevada turbidez, devido às partículas em suspensão provenientes da pedreira. Contudo, neste estudo, não se verificaram águas turvas.

## **4.2. Macroinvertebrados bentónicos**

### **4.2.1. Diversidade e Índices Bióticos**

O facto da ordem de macroinvertebrados bentónicos mais representada ter sido a ordem Diptera, quer na totalidade das amostras, quer em cada uma das 3 amostras, deverá estar relacionado com o facto de os organismos desta ordem terem uma distribuição muito generalizada. Os Dípteros possuem grandes possibilidades de adaptação a todas as condições ambientais, mesmo em condições mais extremas, ocorrendo por isso nos mais variados habitats (Tachet *et al.*, 2006).

A ordem Plecoptera, sendo um dos *taxa* de insectos mais sensíveis à poluição, ocorreu em baixa quantidade em todas as estações, sendo que no ponto A não se registou a sua ocorrência. No trabalho de Lekka *et al.* (2004), esta baixa ocorrência também se

registou. No mesmo trabalho, as ordens Trichoptera e Ephemeroptera foram encontradas em elevadas percentagens nas estações localizadas nas zonas superiores, devido à melhor qualidade da água nesses pontos. Os *taxa* mais tolerantes, como as famílias de Diptera e Oligochaeta, foram mais abundantes nas estações mais a jusante, reflectindo a fraca qualidade da água nestes locais. Neste estudo, verificou-se também a ocorrência de Trichoptera e Ephemeroptera em maior quantidade nos pontos B e C e quanto aos Oligochaeta, estes foram encontrados em maior quantidade no ponto A, sugerindo que este será o ponto com menor qualidade da água. A ordem Diptera surgiu em maior quantidade no ponto B. Contudo, tendo em conta que no ponto A foi registado um menor número total de indivíduos, a abordagem deve ser feita em termos de percentagem, ocorrendo neste ponto quase 50% de organismos da ordem Diptera.

As famílias Chironomidae e Simuliidae (ordem Diptera) foram encontradas em grande quantidade em todos os pontos de amostragem. A família Chironomidae apresenta tolerância a um alargado espectro de agentes de stress (Metcalf-Smith, 1994), tal como se verificou no trabalho de Lekka *et al.* (2004). A família Simuliidae apresenta uma ampla distribuição e é um componente importante da fauna dos insectos aquáticos em muitos tipos de águas correntes (Feld *et al.*, 2002).

No ponto C, sem influência das pedreiras, foi registado um valor elevado de riqueza em famílias. De um modo geral, uma alta riqueza em famílias corresponde a uma comunidade diversa e estável, que pode variar dentro da mesma zona, ao longo do ano, devido ao ciclo biológico das espécies que a compõem ou a outras causas naturais ou alheias ao ecossistema, como a contaminação. Assim, um elevado valor de riqueza neste ponto estará relacionado com elevada diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentónicos. O índice de Shannon-Weaver e o índice de equitabilidade de Pielou registaram os menores valores, sugerindo que neste local a diversidade de organismos e a uniformidade da sua distribuição são baixas. A percentagem de EPTs não é muito elevada, verificando-se assim a não existência de uma grande fracção dos organismos sensíveis à contaminação aquática (Alba-Tercedor, 2006).

Apesar destes dados, os resultados do IBMWP demonstram que as águas neste local a montante pertencem à classe I, “muito limpas”, sem sinais de poluição orgânica

significativa, o que é confirmado pelo elevado valor do ASPT, que demonstra a existência de um grande número de *taxa* sensíveis à poluição (Jeffries & Mills, 1990). Por vezes, factores distintos da qualidade da água, como alterações esporádicas da velocidade da corrente ou a granulometria do substrato, podem causar a perda de *taxa* indicadores da boa qualidade da água, diminuindo o valor do índice biótico, sem que isso corresponda exactamente à baixa qualidade do curso de água (Jeffries & Mills, 1990). Assim, utiliza-se o Average Score per Taxon (ASPT), através da divisão da pontuação obtida no IBMWP pelo número de *taxa* presentes em cada estação de amostragem, sendo que valores altos deste índice reflectem a existência de um grande número de *taxa* sensíveis à contaminação aquática (Jeffries & Mills, 1990).

Para o ponto C, os resultados dos índices bióticos aparentemente contrariaram os resultados de diversidade e equitabilidade, assim como a percentagem de EPTs, discutidos anteriormente. Contudo, é necessário ter em conta que os resultados do H', J' e EPTs não diferiram muito entre os três pontos de amostragem, pelo que, apesar de comparativamente aos resultados dos outros pontos, o ponto C ser o que apresenta menores valores, isto não significa linearmente que as águas se encontrem contaminadas. O Índice Biótico de Famílias registou neste ponto C o maior valor, demonstrando que as águas são de “boa qualidade”, com a existência de “alguma poluição orgânica”.

No ponto de amostragem B, registou-se o maior número de indivíduos capturados, assim como o maior valor de riqueza em famílias. O valor do índice de equitabilidade de Pielou, maior de 0,5, indica uma distribuição uniforme entre as famílias encontradas. A percentagem de EPTs registada foi também a maior de todos os pontos de amostragem. Os indivíduos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera constituem na sua maioria organismos sensíveis à poluição, pelo que quanto maior o valor deste índice, menos poluído estará o curso de água (Alba-Tercedor, 2006). Assim, de acordo com estes dados, o ponto B apresentou-se como um local com grande diversidade de organismos, incluindo organismos sensíveis à poluição orgânica, bem como uma boa distribuição entre as famílias.

De acordo com os índices bióticos, o ponto B apresentou águas muito limpas (IBMWP) e de boa qualidade, com alguma poluição orgânica (IBF). Estes índices vão de encontro aos dados de riqueza e diversidade, pois locais com águas limpas apresentam

diversidade de organismos (Barbosa & Callisto, 2000). Quanto ao ASPT, em que valores altos reflectem a existência de grande número de espécies sensíveis à contaminação aquática (Jeffries & Mills 1990), neste ponto verificou-se um valor relativamente elevado, comparativamente aos restantes pontos de amostragem, o que confirma a existência de diversidade. Este ponto, que se localiza imediatamente após a confluência dos ribeiros provenientes das zonas de pedreiras em laboração, constitui então uma zona com água de boa qualidade, sugerindo que as pedreiras, aparentemente, não têm uma marcada influência na qualidade da água e na comunidade dos organismos ali presentes. É possível que os cursos de água tenham restabelecido a sua qualidade ao longo do seu percurso, até confluir com o curso principal do rio Manco, já que os afluentes provenientes das zonas de extracção percorrem uma distância de pelo menos 2 km até ao ponto de amostragem B. No trabalho de Milisa *et al.* (2010), verificou-se uma elevada turbidez no ponto de amostragem imediatamente após a pedreira, registando-se aqui também os resultados mais baixos em termos de diversidade e abundância. Neste estudo, após 1,5 km, verificou-se já uma recuperação e, a 3 km da pedreira, a abundância de macroinvertebrados foi recuperada até ao valor do ponto de controlo. De facto, deveriam analisar-se as comunidades de macroinvertebrados bentónicos em vários pontos ao longo dos afluentes, de forma a verificar se, em zonas mais próximas das áreas de extracção, as comunidades de organismos sofriam danos e a partir de que ponto estas alterações deixam de se fazer sentir.

No ponto de amostragem A, mais a jusante no rio, depois de percorrer a zona habitacional da freguesia de Gondomil, foi recolhido o menor número de organismos, assim como foi também o ponto com menor riqueza em famílias. Quanto à percentagem de EPTs, esta foi também a mais baixa dos 3 pontos de amostragem, ou seja, existiam neste ponto menos organismos sensíveis à poluição orgânica (Alba-Tercedor, 2006) dos que nos restantes pontos. Nesta estação existe já uma significativa influência antropogénica que poderá interferir na comunidade de macroinvertebrados justificando estes resultados. Nesta estação, o índice de diversidade de Shannon-Weaver  $H'$  e o índice de equitabilidade de Pielou  $J'$  foram os mais elevados dos três pontos de amostragem, o que revela uma elevada diversidade e uma elevada uniformização entre as espécies da comunidade. (Ludwig & Reynolds, 1988).

De acordo com o IBMWP, este ponto A apresentou “Águas não contaminadas ou não alteradas”, com menor pontuação que nas duas outras estações. O valor baixo do ASPT reflecte também a existência de poucos *taxa* sensíveis à contaminação aquática (Jeffries & Mills, 1990), o que está de acordo com a baixa percentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, referidos anteriormente. De facto, estes resultados deverão estar associados à localização desta estação de amostragem numa zona com influência antropogénica, como já foi referido, e que inclui a existência de habitações, campos agrícolas, circulação de veículos, com todas as consequências ao nível da poluição. Assim, estas actividades, que não se verificam tão intensamente nos pontos a montante, justificam as diferenças entre as comunidades de macroinvertebrados bentónicos e a qualidade ecológica da água deste ponto de amostragem, relativamente aos restantes. No entanto, segundo o IBF, este ponto A possui águas de “muito boa qualidade”, com uma leve poluição orgânica, apresentando a água deste ponto a melhor qualidade, o que revoga os resultados anteriores.

No trabalho de Braga *et al.* (2011), realizou-se uma amostragem de macroinvertebrados bentónicos no rio Manco, na zona próxima à do ponto B. Os resultados deste trabalho demonstram que existe uma grande diversidade (1,92), riqueza em famílias (48) e uma elevada pontuação de IBMWP (277) e ASPT (6,44), classificando a água deste local como “muito limpa”, pertencente à Classe I. Comparativamente ao presente estudo, verifica-se que no trabalho de Braga *et al.* (2001) quase todos os valores registados são mais elevados. Tal deve-se ao facto do esforço de amostragem no trabalho supracitado ter sido maior, tendo sido amostrado uma maior área do rio. Contudo, em termos qualitativos, os resultados foram equivalentes, com a classificação das águas como “muito limpas” e com existência de uma elevada diversidade e riqueza.

Assim, comparando os três pontos de amostragem, verificou-se que a utilização dos índices bióticos IBMWP e IBF sugerem resultados diferentes e contraditórios. Enquanto o IBMWP sugere que os pontos B e C apresentam melhor qualidade da água do que o ponto A, de acordo com o IBF, este último ponto apresentou melhor qualidade da água. Dado que, de acordo com os restantes resultados obtidos para o ponto A, e apesar da sua diversidade, este local aparentemente é o mais contaminado, com águas de menor

qualidade devido à pressão antropogénica, podendo-se inferir que o índice IBMWP estará mais de acordo com a realidade e, portanto, mais adaptado ao presente estudo.

O facto do IBF se mostrar inadequado para este estudo, poderá estar relacionado com o facto de muitas das famílias colectadas não terem uma pontuação para este índice, o que poderá provocar um desvio dos resultados. Assim, a interpretação destes dados deve ser ponderada e, de acordo com os restantes resultados obtidos, o Índice Biótico de Famílias não deverá ser considerado para a análise da qualidade da água neste estudo.

Numa visão geral, verificou-se um aumento do IBMWP de jusante para montante, embora este aumento tenha sido maior do ponto A para o ponto B. Quanto ao ASPT, este também aumentou de jusante para montante, podendo-se inferir que os *taxa* sensíveis à contaminação orgânica existiam em maior quantidade nos pontos a montante, verificando-se uma melhoria da qualidade ecológica da água relativamente à poluição orgânica, de jusante para as zonas mais elevadas do rio. Segundo Barbosa & Callisto, 2000, locais poluídos apresentam geralmente baixa diversidade de espécies e elevado número de organismos, restritos a *taxa* mais tolerantes. Por outro lado, em águas de boa qualidade verifica-se uma elevada diversidade de organismos, comparativamente a locais impactados por actividades antrópicas.

De acordo com Zimmerman (1993), o esgotamento do oxigénio dissolvido na água, utilizado pelos decompositores na metabolização da matéria orgânica (existente em excesso, devido à poluição), provoca perda de vida aquática com eliminação de organismos que requerem altas concentrações de oxigénio, sendo estes organismos sensíveis à poluição. Cria-se então um ambiente favorável a algumas espécies, tolerantes à poluição. Um rio “poluído” caracteriza-se assim, numa situação ideal, pela presença de muitos organismos pertencentes a poucas espécies, enquanto que num rio “limpo” ocorre um número moderado de organismos pertencentes a muitas espécies.

#### **4.2.2. Grupos tróficos**

Os colectores têm uma grande importância ao longo do rio, desde as zonas de montanha até aos troços juntos à foz, segundo a Teoria do Rio Contínuo, proposta por Vannote *et al.* (1980).

No ponto C, localizado a montante, os colectores apresentaram uma grande importância, seguidos dos cortadores e dos predadores. Segundo Vannote *et al.* (1980), em cursos de água superiores, existe uma grande influência da vegetação ripária, que reduz a produção autotrófica pelo ensombramento e contribui para a ocorrência de grandes quantidades de detritos alóctones. Assim, os cortadores utilizam a matéria orgânica particulada grosseira (CPOM), apresentando uma significativa dependência da biomassa microbiana associada. Os colectores filtram ou recolhem a matéria orgânica particulada fina (FPOM), que está em transporte ou no sedimento. Justifica-se, assim, que neste ponto C se tenham localizado maioritariamente colectores e cortadores. A percentagem de predadores não variou muito ao longo do rio, sendo que em águas de zonas altas os predadores são essencialmente insectívoros, estando representados neste ponto em quase 7%. Quanto aos raspadores, que estão adaptados para a adesão à superfície das algas e para o seu cisalhamento, estão presentes em rios de pequena ordem em pequena quantidade (Vannote *et al.*, 1980), tal como acontece no ponto de amostragem C. Estes organismos estão também dependentes do perifiton, do qual se alimentam, que pode ser influenciado pelos detritos inorgânicos (Jeffries & Mills, 1990).

O ponto de amostragem B, apresentou percentagens semelhantes ao ponto C, sendo dominado pelos colectores e filtradores-colectores que, segundo Vannote *et al.* (1980) existem em grande quantidade ao longo do percurso do rio. Verificou-se um ligeiro aumento destes, do ponto C para o ponto B, de cerca de 82% para 86%, com uma percentagem de filtradores muito maior no ponto B. Ao longo do rio a FPOM é transportada dos troços superiores, onde os cortadores e raspadores processam a matéria orgânica particulada grosseira, até zonas mais baixas, onde é filtrada e recolhida pelos colectores. Os cortadores, que utilizam a CPOM, têm menor importância nesta zona intermédia, já que com o aumento do tamanho do curso de água, ocorre uma redução do tamanho das partículas dos detritos.

Apesar de neste trabalho não terem sido recolhidos dados de sólidos suspensos totais (SST), a presença de filtradores indica também que não há uma grande concentração destes compostos na água, já que SST em excesso provocaria a colmatação das brânquias destes organismos (Bo *et al.*, 2007).

O ponto A apresentou uma menor variabilidade em termos de grupos tróficos, não tendo sido recolhidos raspadores nem parasitas. Segundo a proposta de Vannote *et al.* (1980),



em rios de maior ordem, junto à foz, os dois grandes grupos tróficos dominantes são os colectores e os predadores: os colectores recolhem a matéria orgânica particulada fina que é transportada rio abaixo, derivada dos processos de cisalhamento dos detritos a montante, e os predadores que serão piscívoros, invertívoros e planctívoros. Junto à foz, a produção primária já não terá tanta importância como a montante, assim como os detritos lenhosos alóctones, sendo diminuída a ocorrência de cortadores e raspadores. Apesar de, neste ponto, haver uma presença relativamente forte de material vegetal nas margens, não foram recolhidos organismos pertencentes a estes grupos tróficos. De referir também que a menor diversidade de grupos tróficos poderá relacionar-se também com a menor qualidade da água neste ponto de amostragem.



## 5. CONCLUSÕES

O estudo da comunidade de macroinvertebrados bentónicos neste trabalho evidenciou o seu papel como bioindicadores da qualidade da água deste rio, mostrando ser uma ferramenta eficaz para a monitorização da qualidade dos cursos de água.

No curso principal do rio Manco, nomeadamente no ponto de amostragem B, na zona de junção de vários afluentes vindos de áreas próximas às de actividade de extracção, parece não existir influência das pedreiras ao nível da comunidade de macroinvertebrados. Apesar de apresentar uma concentração de nitrato superior à registada nos outros pontos de amostragem, os índices bióticos, de diversidade e riqueza apontam para que a comunidade neste local esteja bem conservada e distribuída e que a água seja de boa qualidade, considerando-se “muito limpa”.

O ponto A apresentou-se como o local com menor qualidade da água, aparentemente não devido à actividade de extracção que ocorre a montante, mas principalmente devido à sua localização numa zona que sofre maior influência antrópica, por ser uma zona habitacional e com predomínio da agricultura.

Estudos futuros poderiam complementar estes resultados. Amostragens nos afluentes provenientes das zonas de extracção poderiam permitir a determinação do ponto a partir do qual os afluentes do rio recuperam a sua qualidade, antes de se juntarem ao curso principal do rio Manco. Poderia ainda pesquisar-se no sentido de verificar a existência de variações sazonais, relacionadas com possíveis picos de extracção nas pedreiras em determinadas épocas do ano.

É importante que o governo, as autarquias, as entidades competentes e a sociedade em geral juntem esforços no sentido de melhorar as condições de preservação dos recursos naturais, principalmente em zonas urbanas e industriais, procurando implementar medidas capazes de reverter o processo de degradação ambiental.

Relativamente às pedreiras, é importante que sejam implementadas boas práticas e medidas de minimização dos impactes, como por exemplo, o não agravamento do declive dos taludes, medidas que evitem a contaminação das águas superficiais e subterrâneas devido a sólidos em suspensão (como a construção de bacias de decantação, evitando a descarga directa sobre as linhas de água), a monitorização dos

caudais e qualidade da água (ao nível do pH, sólidos suspensos totais, gorduras, etc.) e o estabelecimento de planos de inspeção e de manutenção do material mecânico.

## Referências bibliográficas

- Abelho, M., 2002. *Ecologia Aquática*. Departamento de Ciências Exactas e do Ambiente, Escola Superior Agrária de Coimbra.
- Abelho, M., 2007. *Manual de Ecologia Aquática*. Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Coimbra.
- ARHN, 2011a. Administração Região Hidrográfica do Norte, *Área de Jurisdição*. Acedido em: 18 de Outubro de 2011. <http://www.arhnorte.pt/?co=277&tp=7&cop=234&LG=0&mop=283&it=pagina>.
- ARHN, 2011b. Administração Região Hidrográfica do Norte, *Visão, Missão e Atribuições*. Acedido em: 18 de Outubro de 2011. <http://www.arhnorte.pt/?co=276&tp=7&cop=234&LG=0&mop=282&it=pagina>.
- Alba-Tercedor, J., 1996. *Macroinvertebrados Acuaticos y Calidad de las Aguas de los Rios. IV Simposio del Agua en Andalucia (SIAGA)*, Vol. 2, Almeria, 203-213.
- Alba-Tercedor, J., 2006. 1.5 Aquatic Macroinvertebrates. In *Biological Monitoring of Rivers. Applications and Perspectives*, Eds. Ziglio, G., Siligardi, M. & Flaim, G., John Wiley & Sons, Ltd., 71-87.
- Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A., 1988. *Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978)*. *Limnética*, 4, 51-56.
- Allan, J.D., 1996. *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. Chapman & Hall, 388 pp.
- Almeida, P.R., Maia, C., Quintella, B.R., Antunes, C., Gomes, N., Alexandre, C.M., Mateus, C., Mendes, D. & Ferreira, A.F., 2011. *Plano Nacional de Conservação da Lampreia-de-riacho e Lampreia-de-rio - Relatório Final*. EDP – Energias de Portugal, S.A., 237 pp.
- Alonso, A. & Camargo, J.A., 2005. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*, 14, 3, 87-99.
- Antunes, C., Cobo, F. (coordenadores), Araújo, M.J., Braga, C., Roleira, A., Mota, M., Sanchez, J., Vieira, R., Servia, M.J., Couto, M.T., Rivas, S., Nachón, D., Silva, S., Morquecho, C., Gómez, P. & Lago, L., 2011. Contribuição para o plano de gestão da enguia-europeia, *Anguilla anguilla* no rio Minho internacional. In *Valorização dos recursos naturais da bacia hidrográfica do rio Minho - Projecto Natura Minho-Miño, relatório final*. CIIMAR, 173 pp.
- Armitage, P.D., Moss, P., Wright, J.F. & Furse, M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17, 333-347.
- Bacci, D.L.C, Landim, P.M.B. & Eston, S.M., 2006. *Aspectos e impactos ambientais de pedreira em área urbana*. *REM - Revista Escola de Minas*, 59, 1, 47-54.
- Barbosa, F.A.R. & Callisto, M., 2000. Rapid assessment of water quality and diversity of benthic macroinvertebrates in the upper and middle Paraguay river using the Aqua-RAP approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, 27, 2688-2692.

- 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*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, 2ª Ed., Washington, D.C..
- Bo, T., Stefano, S., Malacarne, G., Pessino, M. & Sgariboldi, F., 2007. Effects of clogging on stream macroinvertebrates: An experimental approach. *Limnologica*, 37, 186-192.
- Braga, A., Carvalho, A., Fernandes, M., Mota, M., Araújo M.J., Roleira, A. & Antunes, C., 2011. Caracterização biológica da bacia hidrográfica do rio Minho. In *Valorização dos recursos naturais da bacia hidrográfica do rio Minho - Projecto Natura Minho-Miño, relatório final*. CIIMAR.
- Callisto, M., Moretti, M. & Goulart, M., 2001. Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramenta para Avaliar a Saúde de Riachos. *RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6, 1, 71-82.
- Camargo, J.A., Alonso, A. & Puente, M.D.L., 2004. Multimetric Assessment of nutriente enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Assessment. Kluwer Academic Publishers*, 96, 233-249.
- Campaioli, S, Ghetti, PF, Minelli, A & Ruffo, S., 1994. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Provincia Autonoma di Trento. Trento. Vol. 1.
- Campaioli, S, Ghetti, PF, Minelli, A & Ruffo, S., 1999. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Provincia Autonoma di Trento. Trento. Vol. 2.
- DR, 2001. Aprova o regime jurídico da pesquisa e exploração de massas minerais-pedreiras, revogando o Decreto-Lei n.º 89/90, de 16 de Março. Decreto-Lei n.º 270/2001 – DR 232 SERIE I-A, de 6 de Outubro de 2001.
- DR, 2005. Aprova a Lei da Água, transpondo para a ordem jurídica nacional a Directiva n.º2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, estabelecendo as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas. Lei n.º 58/2005 – DR 249 SÉRIE I-A, de 29 de Dezembro de 2005.
- DR, 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 77/2006 – DR 64 SÉRIE I-A, de 30 de Março de 2006.
- DR, 2007. Altera o Decreto-Lei n.º 270/2001, de 6 de Outubro, que aprova o regime jurídico da pesquisa e exploração de massas minerais (pedreiras). Decreto-Lei n.º 340/2007 – DR 197 SERIE I, de 12 de Outubro de 2007.
- DR, 2010. Aprova a proposta de Revisão do Plano Director Municipal de Valença. Aviso (extracto) n.º 12235/10 – DR 117 SERIE II, de 18 de Julho de 2010.
- DR, 2011. Torna público a abertura de um período para consulta pública sobre a proposta do Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas que integram a Região Hidrográfica do Minho e Lima (RH1), Região Hidrográfica do Cávado, Ave e

Leça (RH2) e Região Hidrográfica do Douro (RH3). Aviso n.º 20102/2011 – DR 195 SERIE II, de 11 de Outubro de 2011.

- Feld, C.K., Kiel, E. & Lautenschläger, M., 2002. The indication of morphological degradation of streams and rivers using Simuliidae. *Limnologica*, 32, 273-288.
- Fernández, S.M.D., 2007. *Guía de macroinvertebrados del riachuelo de S. Gonçalo*. Tesis de Licenciatura en Ecología y Paisajismo, Escola Superior Gallaecia.
- Goulart, M. & Callisto, M., 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, Ano 2, 1.
- Hellawell, J.M., 1978. *Biological surveillance of rivers: a biological monitoring handbook*. Water Research Center. Stevenage. 332 pp.
- Hilsenhoff, W.L., 1988a. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7, 1, 65–68.
- Hilsenhoff, W.L., 1988b. Seasonal correction factors for the biotic index. *Great Lakes Entomologist*, 21, 9–13.
- INAG, 2001. *Plano de Bacia Hidrográfica do rio Minho – Relatório Final*. Instituto Nacional da Água I.P., Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Lisboa.
- INAG, 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 bentónicos*. Instituto da Água I.P., Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.
- Jeffries, M. & Mills, D., 1990. *Freshwater Ecology: Principles and Applications*. Belhaven Press, New York, 285 pp.
- 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 206, 2004. Directiva 92/43/CEE do Conselho de 21 de Maio de 1992. Jornal Oficial das Comunidades Europeias de 01.05.2004, PT L 206, 1-57.
- JO L 103, 2007. Directiva 79/409/CEE do Conselho de 2 de Abril de 1979. Jornal Oficial das Comunidades Europeias de 01.01.2007, PT L 103, 1-27.
- 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.
- Krebs, C.J., 1989. *Ecological methodology*. 1<sup>st</sup> Ed. Harper Collins Publishers. USA. 626 pp.
- Langer, W.H., 2001. *Potential Environmental Impacts of Quarrying Stone in Karst – A Literature Review*. U.S. Geological Survey, U.S. Department of the Interior, 34 pp.
- Lekka, E., Kagalou, I., Lazaridou-Dimitriadou, M., Albanis, T., Dakos, V., Lambropoulou, D. & Sakkas, V., 2004. Assessment of the Water and Habitat Quality of a Mediterranean River (Kalamas, Epirus, Hellas), in Accordance with

- the EU Water Framework Directive. *Acta hydrochimica et Hydrobiologica*, 32, 3, 175–188.
- Ludwig, J.A. & Reynolds, J.F., 1988. *Statistical ecology: a primer on methods and computing*. John Wiley e Sons, INC., 338 pp.
- Macan, T.T., 1975. *Invertebrados de Agua Dulce*. Ediciones Universidad de Navarra, Pamplona.
- Merritt, R.W. and Cummins, K.W. (Eds), 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3<sup>rd</sup> Ed, Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa.
- Metcalf-Smith, J.L., 1994. Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. In *The Rivers Handbook*, Calow, P. & Petts, G.E., Vol. 2, Blackwell Scientific Publ., Oxford, Reino Unido, 144-170.
- Milisa, M., Zivkovic, V., Kepcija, R.M. & Habdija, I., 2010. Siltation disturbance in a mountain stream: aspect of functional composition of the benthic community. *Periodicum Biologorum*, 112, 2, 173–178.
- MV, 2011. *Plano Director Municipal de Valença*. Município de Valença. Acedido em 14 de Outubro de 2011. [http://www.cm-valenca.pt/portal/page/valenca/portal\\_municipal/servicos\\_municipais/planeamento\\_ordenamento/Plano%20Director%20Municipal](http://www.cm-valenca.pt/portal/page/valenca/portal_municipal/servicos_municipais/planeamento_ordenamento/Plano%20Director%20Municipal).
- Neto, T.L.A., 2006. *Problemas gerados pela extração de rochas e propostas para mitigação do impacto sonoro*. Tese de Mestrado em Engenharia Mecânica. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, Brasil.
- Odum, E.P. & Barret, G. W., 2007. *Fundamentos de ecologia*. Thomson Learning Edições Ltda, 5<sup>a</sup> Ed., Brasil, 612 pp.
- Oscosz, J., Campos, F. & Escala, M.C., 2006. Variación de la comunidade de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica*, 25, 3, 683-692.
- Pielou, E.C., 1966. Shannon's formula as a mean of specific diversity: its use and misuse. *American Naturalist*, 100, 463–465
- Pinto, R.R., 2009. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de poluição em rios urbanos: um estudo do Rio Grande – JPA – RJ. *Biblioteca Digital Universia*.
- Shannon, C.E. & Weaver W., 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press.
- Souza, P.A.P., 2001. Importância do uso de bioindicadores de qualidade: o caso específico das águas. In *Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil*, Felicidade, N., Martins, R.C. & Leme, A.A, Rima, São Carlos, 55-66.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M. & Usseglio-Polaterra, P., 2006. *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions. Paris.
- UE, 2010. *Protecção e gestão da água (Directiva-quadro no domínio da água)*. União Europeia. Acedido em 14 de Outubro de 2011. [http://europa.eu/legislation\\_summaries/agriculture/environment/128002b\\_pt.htm](http://europa.eu/legislation_summaries/agriculture/environment/128002b_pt.htm).



- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37, 130-137.
- Vieira, P. A., Ferreira, M. T. & Albuquerque, A. J. C., 1998. *Qualidade Biológica das Ribeiras do Oeste*. Instituto Superior de Agronomia. Universidade Técnica de Lisboa.
- Zamora-Muñoz, C., Sáinz-Cantero, C., Sánchez-Ortega, A. & Alba-Tercedor, J., 1995. Are biological indices 'BMWP' and 'ASPT' and their significance regarding water quality seasonally dependent? Factors explaining their variation. *Water Resources*, 1, 285-290.
- Zimmerman, M. C., 1993. The use of the biotic index as an indication of water quality. Pp. 85-98. In *Tested studies for laboratory teaching*, Eds Goldman, C.A., Hauta, P.L., O'Donnell, M.A., Andrews, S.E. & van der Heiden, R., Proceedings of the 5<sup>th</sup> Workshop/Conference of the Association for Biology Laboratory Education (ABLE), Vol. 5.



## **ANEXOS**



**C. Distribuição dos arrastos pelos Habitats**

	%	Nº arrastos	Arrasto	Unidade de transporte	Unidade de sedimentação
Blocos					
Pedras					
Cascalho					
Areia, limo e argila					
Macrófitos e algas					
Matéria orgânica particulada					
	100%	6			

#### D. Variáveis ambientais

Arrasto	1. Profundidade (m)	2. Tipo de corrente	3. Obs.
1			
2			
3			
4			
5			
6			

4.	Largura média do troço (m):
5.	Cor da água:
6.	Cheiro:
7.	Presença de espuma:

#### E. Controlo de qualidade

1.	Todo o material colhido se encontra armazenado.	
2.	Todos os frascos foram fixados.	
3.	Número de frascos usados para armazenar a totalidade da colheita:	
4.	Todos os frascos têm etiqueta interior.	
5.	Todos os frascos têm etiqueta exterior.	
6.	Todos os frascos estão fechados de forma estanque.	
7.	Os instrumentos de colheita encontram-se todos lavados.	