

**Frederico Jorge de Passos e Castro Fernandes Lyra**

**Caracterização da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos do  
Estuário do Rio Minho – Sua Relação com a Distribuição de Poluentes no  
Sedimento**



**Dissertação submetida à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto para obtenção  
do grau de Mestre em Ecologia Aplicada**

**Departamento de Zoologia e Antropologia  
Faculdade de Ciências da Universidade do Porto  
Janeiro/2007**



Ao meu pai

e a todos os que querem um mundo melhor

Ao Gaston Lagaffe pelo ânimo que coloca no  
aproveitar da vida



## AGRADECIMENTOS

Começo por agradecer ao Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental – CIIMAR, na pessoa do professor João Coimbra, e ao Departamento de Química da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, na pessoa da professora Maria Teresa Vasconcelos, todo o apoio prestado em termos logísticos durante o período em que decorreu o trabalho.

Aos meus orientadores, professores Maria Clara Basto e José Carlos Antunes, o meu profundo reconhecimento pela paciência e espírito crítico com que avaliaram o meu trabalho.

À minha amiga Joana Campos sem a qual esta aventura não teria tido início. Como ela foram fundamentais os meus maninhos, Isabel Praça e Renato Bispo.

À Vânia Freitas sem quem eu provavelmente não teria chegado no dia e horas certas aos locais onde devia.

O meu sincero agradecimento ao Instituto de Oceanografia – IO, nas pessoas das professoras, Maria José Costa e Isabel Domingos, pela cedência de espaço e disponibilização do equipamento óptico usado durante a fase de identificação dos taxa de macrobentos.

Foram ainda várias as pessoas e amigos que contribuíram para que todo o trabalho realizado chegasse a bom porto: um muito obrigado para todos aqueles que de uma forma ou de outra facilitaram todo o processo de amostragem e tratamento primário das amostras, entre os quais quero salientar os nomes da Cindy Pedrosa, Joana Rodrigues, Ester Dias, Thaís Picanço, e do grande comandante da embarcação, o intrépido Eduardo Martins.

Ao Pedro Carvalho tenho a agradecer toda a análise dos pesticidas organoclorados.

À Ana Paula Mucha e à Mafalda Baptista, os preciosos ensinamentos na utilização do equipamento de quantificação de metais.

Às minhas colegas Gilda Silva e Ana Rego um muito grande obrigado por todo o auxílio prestado na identificação dos taxa de macrobentos obtidos durante o estudo. Sem a sua ajuda, incentivo e espírito de companheirismo teria sido muito difícil e demorado.

Às professoras Maria de Fátima Araújo e Maria Leonor Fidalgo agradeço todo o interesse e facilitação de informação prestada.

Ao Ronaldo Sousa devo não só um agradecimento pelo apoio prestado na compreensão do programa PRIMER mas também todas as oportunidades, e não foram poucas, em que discutimos alguns dos aspectos do meu trabalho.

À Maria Alice Jorge agradeço todas as sugestões dadas na revisão do texto.

A todos os meus amigos que sempre me apoiaram e não me deixam esquecer um grande abraço.

À minha família devo um muito obrigado por existir ao meu lado. Quero ainda deixar um abraço especial à minha mãe pelo que sofreu comigo e também pela revisão do texto.

E à Catarina não posso deixar de agradecer tudo o que aceitou colocar de lado para me apoiar na conclusão desta tarefa.

## RESUMO

A estrutura da comunidade macrobentônica e as características de sedimentos subtidais foram estudadas em amostras recolhidas sazonalmente em seis locais do estuário do rio Minho e do sapal do Coura. Além da caracterização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos do estuário do rio Minho pretendeu-se averiguar a possível relação entre a distribuição de contaminantes no sedimento e a estrutura da comunidade benthica. Foram determinadas as características do sedimento (granulometria e matéria orgânica), os parâmetros físico-químicos da água de fundo (temperatura, salinidade e oxigénio dissolvido), assim como identificados os organismos presentes no sedimento. Determinaram-se os metais totais recuperáveis (Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Pb, Cr, Ni e Cd), quantificaram-se oito pesticidas organoclorados ( $\alpha$ -lindano,  $\gamma$ -lindano, aldrina, heptacloro, heptacloro epóxido, DDT, DDE e metoxicloro), em quantidades inferiores a  $15 \text{ ng g}^{-1}$  e detectou-se a presença de dieldrina, endrina e DDD. Para os metais, excepto o Cr, verificou-se que a variação espacial das concentrações foi maior do que a variação temporal. A avaliação do grau de contaminação dos sedimentos por metais não permitiu clarificar a eventual existência de contaminação antropogénica. Para os pesticidas organoclorados não se observou um padrão definido de variação sazonal, existindo ainda uma grande variabilidade espacial. As concentrações dos contaminantes, metais e pesticidas organoclorados, presentes nos sedimentos caracterizados estão, em geral, abaixo dos valores (disponíveis) associados a efeitos biológicos adversos.

Foram recolhidos 3554 indivíduos de 54 taxa diferentes e pertencentes a 6 filos. Tanto a densidade como a diversidade variam espacial e temporalmente. A densidade variou entre  $47 \text{ ind.m}^{-2}$  e  $3113 \text{ ind.m}^{-2}$  com uma média de  $987 \text{ ind.m}^{-2}$ . Os índices de riqueza específica e de diversidade variaram entre 0 e 4 e 0 e 2,42 respectivamente. Os diferentes locais apresentaram espécies predominantes diferentes. No cômputo geral a distribuição da comunidade macrobentônica parece apresentar uma periodicidade que tem, em relação à densidade, um mínimo durante o mês de Abril e um incremento durante os meses de Julho a Outubro. As 24 amostras foram, em relação à comunidade macrobentônica, agrupadas em quatro grupos através de uma análise MDS. Um dos grupos junta as amostras provenientes

dos locais com água dulciaquícola e em que predomina *Corbicula fluminae*. Outro grupo junta as amostras que apresentam as características mais marinhas e onde se regista a maior diversidade de espécies. Apresenta espécies tais como *Nephtys hombergii*, *Glycera tridactyla* e um conjunto de espécies pertencentes a **Scrobicularidae**. Um terceiro grupo junta apenas duas amostras referentes ao único local e meses onde se identificou *Bathyporeia pilosa*. O quarto grupo apresenta uma maior variação ao nível das espécies e das condições ambientais. A análise conjunta dos diagramas ACP e MDS permitiu individualizar as amostras sazonais de dois dos seis locais de amostragem.

A combinação das variáveis fracção granulométrica <0,063 mm e salinidade foram seleccionadas com recurso à rotina BIO-ENV como os factores que melhor se correlacionam com a estrutura da comunidade macrobentónica. Os contaminantes cobre e aldrina foram identificados como podendo influenciar a distribuição da comunidade macrobentónica.



## ABSTRACT

Macrobenthic community structure and sediment characteristics from six subtidal locations were seasonally sampled along river Minho estuary and Coura salt marsh. Benthic community was characterized and a possible relationship between contaminants distribution and community structure was evaluated. Sediment characteristics (grain size and organic matter content), bottom water parameters (temperature, salinity and dissolved oxygen) along with macrobenthic identification was carried out. Total recoverable metals (Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Pb, Cr, Ni e Cd) were determined, eight organochlorinated pesticides ( $\alpha$ -lindane,  $\gamma$ -lindane, aldrin, heptachlor, heptachlor epoxide, DDT, DDE e metoxychlor) were quantified, in values lower than  $15 \text{ ng g}^{-1}$ . Dieldrin, endrin and DDD were detected but not quantified. All metals concentrations, with the exception of Cr, showed bigger spatial than seasonal variation. It was not possible to determine the existence of anthropogenic metal contamination. For organochlorinated pesticides no seasonal change was identified and a large spatial variability was also observed. Both metals and pesticides sediments concentrations are under the limits associated with negative biological effects.

3554 specimens from six fila and 54 different taxa were identified. Both density and diversity changed spatially and seasonally. Density varied between  $47 \text{ ind.m}^{-2}$  and  $3113 \text{ ind.m}^{-2}$  with an average  $987 \text{ ind.m}^{-2}$ . Diversity and richness index varied between 0 and 2,42 and 0 and 4 respectively. Different species dominated the different locations. Regarding density, a seasonal periodicity, with the lower values in April and an increase from July to October, was observed. All 24 macrobenthic samples were grouped into four clusters through an MDS routine. One of the clusters is composed of samples where *Corbicula fluminae* is dominant and represents fresh water locations. A second cluster groups the samples with marine characteristics and the higher species diversity values. Among those species are *Nephtys hombergii*, *Glycera tridactyla* and the species belonging to **Scrobicularidae**. A third cluster groups the samples where *Bathyporeia pilosa* was identified. The fourth cluster shows a larger diversity of species and environmental conditions. MDS and PCA analysis together grouped the sample from two out of six sample locations. Salinity and grain size  $<0,063 \text{ mm}$  were chosen as the best macrobenthic community related variables using the BIO-ENV

routine. Copper and aldrine were selected as possible contaminants influencing the benthic community distribution.

## RÉSUMÉ

La structure de la communauté macrobenthique et les caractéristiques des sédiments subtidales ont été étudiées dans des échantillons récoltés trimestriellement en six locaux de l'estuaire de la fleuve Minho et du marais de la Coura. Au-delà de la caractérisation de la communauté de macroinvertébrés benthiques de l'estuaire de la rivière Minho on a eu l'intention de rechercher la possible relation entre la distribution de contaminants dans le sédiment et la structure de la communauté benthique. Les caractéristiques du sédiment (granulométrie et matière organique) et les paramètres physico-chimiques de l'eau du fond (température, salinité et oxygène dissout) ont été déterminés. Les organismes des sédiments ont été identifiés. Les métaux totaux récupérables (Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Pb, Cr, Ni et Cd) ont été déterminés, huit pesticides ( $\alpha$ -lindane,  $\gamma$ -lindane, aldrine, heptachlore, heptachlore époxyde, DDT, DDE et méthoxychlore) ont été quantifiés, dans des quantités inférieures à  $15 \text{ ng g}^{-1}$  et on a détecté l'existence de dieldrine, endrine et DDD. Dans les métaux, à l'exception du Cr, on a trouvé que la variation des concentrations a été plus grande que la variation temporelle. L'évaluation du niveau de contamination par métaux des sédiments n'a pas permis de clarifier l'éventuelle existence de contamination anthropogénique. Dans les métaux organochlorés on n'a pas observé un patron défini de variation saisonnière, il y avait aussi une grande variation spatiale.

Les concentrations de contaminants, métaux et pesticides organochlorés, présents dans les sédiments caractérisés sont, en générale, au-dessous des valeurs (disponibles) associées aux effets biologiques adverses.

3554 spécimens appartenant à 54 taxes et six files ont été récoltés. La densité et la diversité ont changé spatialement et temporellement. La densité a varié entre  $47 \text{ ind.m}^{-2}$  et  $3113 \text{ ind.m}^{-2}$  avec une moyenne de  $987 \text{ ind.m}^{-2}$ . Les indices de richesse et diversité ont varié entre 0 et 4 et 0 et 2,42 respectivement. Différents locaux ont été colonisés par des espèces différentes. De manière générale, la densité de la communauté macrobenthique semble présenter une périodicité qui a, en ce qui concerne la densité, un minimum pendant le mois d'avril et une incrémentation pendant les mois de Juillet à Octobre. Utilisant la routine MDS du logiciel PRIMER la communauté macrobenthique a été groupée en quatre groupes. Les

échantillons de l'eau douce, en lesquelles *Corbicula fluminea* domine, ont formé un groupe. Un deuxième groupe réunit les échantillons représentatives de caractéristiques plus marines et avec la plus grande diversité. Celui-là réunit, parmi d'autres, les espèces *Nephtys hombergii*, *Glycera tridactyla* et un assemblage d'espèces qui appartiennent à **Scrobicularidae**. Le troisième groupe contient les deux seuls échantillons où le *Bathyporeia pilosa* a été identifié. Le dernier groupe associe une variabilité d'espèces et de conditions environnementales. La combinaison des routines PCA et MDS a groupé deux entre les six locaux d'échantillonnage.

La combinaison des variables fraction granulométrique <0,063 mm et salinité a été sélectionnée recourant à la routine BIO-ENV comme les facteurs qui mieux établissent une relation avec la structure de la communauté macrobenthonique. Les contaminants cuivre et aldrine ont été identifiés comme possibles d'influer sur la distribution de la communauté macrobenthonique.





# ÍNDICE

1	INTRODUÇÃO.....	21
1.1	O sistema estuarino.....	23
1.2	Comunidade macrobentónica.....	26
1.3	Poluição do ambiente aquático.....	28
1.3.1	Contaminação por metais.....	30
1.3.2	Contaminação por pesticidas organoclorados.....	31
1.4	Estuário do rio Minho.....	32
1.4.1	Caracterização Física.....	32
1.4.1.1	Geografia e Morfometria.....	32
1.4.1.2	Clima e Hidrologia.....	33
1.4.1.3	Hidrodinâmica.....	33
1.4.1.4	Geomorfologia e Sedimentologia.....	34
1.4.2	Biogeoquímica e Qualidade da Água.....	34
1.4.3	População humana e Usos.....	35
1.4.3.1	População humana.....	35
1.4.3.2	Usos.....	36
1.4.3.3	Valores conservacionistas.....	37
1.5	Objectivos.....	37
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	39
2.1	Estratégia de amostragem.....	41
2.2	Características do sedimento.....	43
2.3	Comunidade macrobentónica.....	44
2.4	Análise de dados.....	45
3	RESULTADOS.....	47
3.1	Características dos sedimentos.....	49
3.1.1	Granulometria.....	49
3.1.2	Conteúdo em matéria orgânica.....	50
3.1.3	Parâmetros físico-químicos da água de fundo.....	51
3.1.4	Profundidade.....	52
3.1.5	Metais totais recuperáveis.....	54
3.1.6	Pesticidas organoclorados.....	57
3.2	Comunidade Macrobentónica.....	59
3.3	Relação entre as variáveis biológicas e ambientais.....	66
4	DISCUSSÃO.....	69
4.1	Características dos sedimentos.....	71
4.1.1	Granulometria, matéria orgânica e parâmetros físico-químicos da água de fundo.....	71
4.1.2	Metais totais recuperáveis.....	72
4.1.3	Pesticidas Organoclorados.....	73
4.2	Comunidade Macrobentónica.....	74
4.3	Relação entre as variáveis biológicas e ambientais.....	76
5	CONCLUSÕES.....	77
6	APÊNDICES.....	81

APÊNDICE 1 – Índices Biológicos – Fórmulas de Cálculo .....	83
APÊNDICE 2 – Referências utilizadas na identificação dos taxa .....	84
APÊNDICE 3 – Granulometria .....	86
APÊNDICE 4 – Matéria orgânica.....	87
APÊNDICE 5 – Parâmetros físico-químicos.....	88
APÊNDICE 6 – Variáveis ambientais.....	89
APÊNDICE 7 – Concentração de metais totais-recuperáveis .....	90
APÊNDICE 8 – Comparação da concentração de metais .....	91
APÊNDICE 9 – Concentração de pesticidas organoclorados .....	92
APÊNDICE 10 – Taxa identificados .....	93
APÊNDICE 11 – Indivíduos capturados por local de amostragem.....	95
APÊNDICE 12 – Indivíduos capturados por mês de amostragem .....	96
APÊNDICE 13 – Densidade dos taxa capturados por mês de amostragem.....	100
APÊNDICE 14 – Valores dos índices biológicos.....	101
LISTA DE REFERÊNCIAS.....	103



## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.4.1.1. Limite da bacia hidrográfica do rio Minho e sua localização no contexto da Península Ibérica.....	27
Figura 1.4.3.2.1. Carta de uso do solo expressa através da carta Corine Land Cover.....	31
Figura 2.1.1. Locais de amostragem ao longo do estuário do rio Minho.....	36
Figura 2.1.2. Determinações realizadas nos quatro replicados (A, B, C e D) colhidos nos locais de amostragem indicados na figura 2.1.1.....	37
Figura 3.1.1.1. Variação sazonal das diferentes fracções do sedimento nos diversos locais de amostragem.....	45
Figura 3.1.2.1. Conteúdo em matéria orgânica por mês e estação de amostragem.....	46
Figura 3.1.3.1. Variação sazonal da salinidade na água de fundo no estuário do rio Minho.....	47
Figura 3.1.3.2. Variação sazonal da temperatura no canal do rio Minho.....	47
Figura 3.1.3.3. Análise de componentes principais (ACP) com 11 dimensões correspondentes às variáveis da granulometria, conteúdo em matéria orgânica, parâmetros físico-químicos e profundidade.....	48
Figura 3.1.4.1. Conteúdo em metais totais recuperáveis por mês e estação de amostragem.....	49
Figura 3.1.4.2. Concentração dos metais totais recuperáveis (Mn, Zn, Pb, Cu, Cr, Cd e Ni) em relação ao Fe (%).....	51
Figura 3.1.4.3. Análise de componentes principais (ACP) com 20 dimensões correspondentes às variáveis da granulometria, conteúdo em matéria orgânica, parâmetros físico-químicos, profundidade e metais totais recuperáveis.....	52
Figura 3.1.5.1. Concentrações de pesticidas nos diferentes locais de amostragem.....	53
Figura 3.1.5.2. Análise de componentes principais (ACP) com 18 dimensões correspondentes às variáveis da granulometria, conteúdo em matéria orgânica, parâmetros físico-químicos, profundidade e pesticidas (excepto $\alpha$ -lindano).....	54
Figura 3.2.1. Variação sazonal do número de espécies para cada local de amostragem.....	56
Figura 3.2.2. Sazonalidade da densidade, por m <sup>2</sup> , para cada local de amostragem.....	56
Figura 3.2.3. Índices biológicos calculados, número de espécies e de indivíduos capturados.....	58
Figura 3.2.4. Ordenação MDS das 24 amostras utilizadas através da densidade das espécies da comunidade macrobentónica.....	60
Figura 3.2.5. CLUSTER das 24 amostras utilizadas na ordenação MDS da figura 3.2.3 usando a similaridade de Bray-Curtis.....	60
Figura 3.2.6. Ordenação MDS das 24 amostras utilizadas através da densidade das espécies da comunidade macrobentónica. Inseridos os agrupamentos da figura 3.2.4 com níveis de similaridade de 20 % e 50%.....	61
Figura 3.3.1. Análise de componentes principais (ACP) com 27 dimensões correspondentes às variáveis da granulometria, conteúdo em matéria orgânica, parâmetros físico-químicos, profundidade, metais e pesticidas.....	62



## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1.1. Características das estações de amostragem.....	37
Tabela 2.2.1. Escala de Wenworth relacionando a fracção e a classe dos sedimentos.....	38
Tabela 3.1.1. Variáveis ambientais quantificadas durante o estudo.....	44
Tabela 3.2.1. Número de indivíduos e de taxa identificados por Filo.....	55
Tabela 3.2.2. Densidades total e por filo para os três filios mais representativos da macrofauna bentónica do estuário do rio Minho. São apresentados os resultados de polichaeta, bivalvia e crustacea.....	57
Tabela 3.2.3. Espécimes capturados por Filo e Classe por número de indivíduos e em percentagem para cada local de amostragem.....	57
Tabela 3.2.4. Média, desvio-padrão e valores máximo e mínimo dos índices biológicos calculados.....	59
Tabela 3.3.1. Melhores correlações entre as variáveis ambientais e a comunidade macrobentónica (rotina BIO-ENV).....	62
Tabela A.3.1. Divisão do sedimento em sete fracções em função da malha utilizada.....	81
Tabela A.4.1. Conteúdo em matéria orgânica do sedimento.....	82
Tabela A.5.1. Parâmetros fisico-químicos (salinidade, temperatura, oxigénio dissolvido) da água de fundo e profundidade de cada local.....	83
Tabela A.6.1. Valores das variáveis ambientais utilizadas nos procedimentos estatísticos....	84
Tabela A.7.1. Concentração dos metais totais-recuperáveis.....	85
Tabela A.8.1. Comparação dos valores médios da concentração de metais (ppm e %) com os resultados dos estudos executados por Moreno <i>et al.</i> , 2005 e Paiva, 1993 no estuário do rio Minho.....	86
Tabela A.9.1. Concentração, em $\text{ng g}^{-1}$ , dos pesticidas organoclorados.....	87
Tabela A.11.1. Número de indivíduos capturados para cada local de amostragem.....	90
Tabela A.12.1. Número de indivíduos capturados por cada um dos replicados (A, B, C) para cada local de amostragem no mês de Janeiro.....	91
Tabela A.12.3. Número de indivíduos capturados por cada um dos replicados (A, B, C) para cada local de amostragem no mês de Julho. ....	92
Tabela A.12.2. Número de indivíduos capturados por cada um dos replicados (A, B, C) para cada local de amostragem no mês de Abril. ....	93
Tabela A.12.4. Número de indivíduos capturados por cada um dos replicados (A, B, C) para cada local de amostragem no mês de Outubro. ....	94
Tabela A.13.1. Densidade, por $\text{m}^2$ , dos taxa capturados e densidade total para cada local e mês de amostragem. ....	95
Tabela A.14.1. Índices biológicos, número de espécies e de indivíduos capturados.....	96



# 1 INTRODUÇÃO





# 1. INTRODUÇÃO

Actualmente, o problema da contaminação do ambiente aquático tem vindo a aumentar em vários locais, em todo o mundo, sendo alvo da atenção da comunidade científica. A contaminação proveniente de fontes diversas coloca problemas ambientais complexos dependentes do nível e natureza dos contaminantes e de possíveis mecanismos de antagonismo e sinergismo. A contaminação dos sedimentos estuarinos pode ter impacto na comunidade macrobentónica, dependendo a sua estrutura dos diferentes níveis de tolerância aos contaminantes inorgânicos e orgânicos. Deste modo, a estrutura de uma comunidade pode ser relacionada com a natureza e distribuição dos contaminantes nos sedimentos e o modo como aqueles afectam os macrobentos que a constituem.

Associada a esta relação contaminante/sedimento/macrobentos surge a necessidade de estudos toxicológicos. Existem já alguns métodos desenvolvidos para testar esta toxicidade, no entanto, é ainda uma área em crescente desenvolvimento. Apesar de tudo, a comunidade macrobentónica constitui um bom indicador da integridade biótica. Estes organismos podem permitir avaliar alterações ambientais e o impacto dos contaminantes ambientais.

No caso particular dos sedimentos estuarinos que actuam como reservatórios e fontes de contaminantes, é de crucial importância a sua monitorização para avaliação do impacto da contaminação antropogénica.

## 1.1 O SISTEMA ESTUARINO

Os estuários são locais de grande variação quer espacial quer temporal (Little, 2000) o que levanta a questão da respectiva definição. A maior parte das definições tem em linha de conta o encontro da água marinha com a água fluvial o que implica a existência de salinidades intermédias no seu seio. Uma das definições mais simples de estuário é aquela que o apresenta como sendo um corpo de água semifechado que possui uma conexão com o mar em que a água salgada se dilue de um modo mensurável com a água doce proveniente da drenagem continental (Cameron e Pritchard, 1963). Esta definição exclui diversos tipos de

estuários, entre os quais os hipersalinos e os que ficam isolados do mar na época seca, bem como exclui a influência da maré (Dyer, 1977; Ré, 1999; Little, 2000; Sousa, 2003). Como a palavra estuário deriva do latim *aestus*, que significa maré, esta deve ser contida numa definição, ainda que aproximada e falível em comparação com as situações extremas existentes. A definição dada por Dyer (1977) é uma boa possibilidade de compromisso: “O estuário é um corpo de água costeiro semifechado com uma ligação livre com o mar, estendendo-se pelo rio até ao limite da influência da maré e no qual a água salgada se dilue de um modo mensurável com a água doce proveniente da drenagem continental.”

A origem dos estuários actuais deve-se a fenómenos climáticos ocorridos à escala geológica. Os estuários formaram-se após a última idade do gelo, iniciada há cerca de 10 mil anos, com a subida do nível das águas do mar (Dyer, 1977, Little, 2000), pelo que, do ponto de vista geológico, os estuários podem ser considerados como estruturas temporárias cuja existência está sujeita ao nível da água e a fenómenos de subsidência de origem tectónica (Sousa, 2003). Os estuários podem ser classificados quanto à sua topografia, morfologia, estrutura salina e estratificação/circulação (Pritchard, 1952; Dyer, 1977; Pickard e Emery, 1990; Little, 2000). São diversos os factores físico-químicos que condicionam as características dos estuários. Entre eles temos: amplitude e força da maré, vento, circulação, caudal fluvial, intensidade luminosa, potencial redox, oxigénio dissolvido, temperatura, Muitos desses factores interrelacionam-se como, por exemplo, o tipo de substrato e o conteúdo em oxigénio. Nos sedimentos mais finos a porosidade dos mesmos diminui devido à “colmatação” dos poros o que diminui a mistura da água nos sedimentos diminuindo a renovação de oxigénio, fazendo com que a camada anóxica do sedimento fique mais superficial. Desta forma reduz-se a possibilidade de habitat dos organismos aeróbicos. A relação entre a distribuição da comunidade bêntica está, portanto, intimamente relacionada com a distribuição da granulometria nos sedimentos, em particular a proporção de lama (silte e argilas), o que demonstra a importância da hidrodinâmica dos estuários. Essa importância deve-se ao facto de ser através da circulação estuarina que os sedimentos são distribuídos pelo sistema. A hidrodinâmica controla os processos de ressuspensão/sedimentação das partículas do sedimento. Ao estar relacionada com a velocidade da corrente a distribuição dos sedimentos segue, grosso modo, uma distribuição de montante para jusante correspondente à deposição de materiais grosseiros até atingir o baixo estuário, onde a diminuição das correntes e os fenómenos de floculação devido à mistura da água salgada, promovem a sedimentação dos materiais finos. Da mesma forma que o material inorgânico sedimenta também ocorre sedimentação de matéria orgânica que servirá de substrato para diversas comunidades de



organismos desde as bactérias, passando pela meiofauna até aos detritívoros. No estuário ocorrem não só variações longitudinais das variáveis físico-químicas como também variações transversais e verticais. As variações ocorrem tanto ao nível da coluna de água como em profundidade no sedimento. Entre essas variáveis a intensidade luminosa é responsável pela presença de fitobentos e de plantas, como é o caso das comunidades de *Spartina* sp. e *Zostera* sp. Estas são áreas que apresentam uma maior biodiversidade de macroinvertebrados bentónicos quando comparadas com outras zonas estuarinas (Little, 2000). É claro que a intensidade luminosa está dependente da turbidez da água, a qual depende do caudal sólido do rio. Das variações verticais que ocorrem no sedimento a do potencial redox tem uma grande importância biológica (Parsons *et al.*, 1984). A profundidade da descontinuidade redox marca a passagem de sedimentos aeróbios para anaeróbios. Se é verdade que a superfície do sedimento está em praticamente todos os casos bem oxigenada, quer devido ao contacto com a água oxigenada, quer devido à bioturbação causada pelos depositívoros, também é verdade que a sua extensão raramente excede poucos centímetros de profundidade (Little, 2000). O significado desta observação é a grande diferença encontrada ao nível das comunidades bióticas presentes, sendo que nos sedimentos em anoxia não existe macrofauna presente, tirando o caso de alguns organismos escavadores que perturbam o sedimento, permitindo a mistura de água com oxigénio em camadas mais profundas.

Os estuários devem ser encarados não como um domínio autónomo mas como um ecotono que contém um conjunto de ambientes de transição entre o mar e a água doce, cada um deles com características peculiares e onde existem amplas e imprevisíveis variações das condições hidrológicas, morfológicas e físico-químicas. Os ecossistemas estuarinos são ambientes fisiologicamente rigorosos para a maior parte dos invertebrados devido à grande variação de salinidade, marés, alterações na temperatura e disponibilidade de oxigénio em toda a extensão do estuário (DeWitt *et al.*, 1989 in Byrne e O'Halloran, 2001).

A distribuição de espécies no estuário aparenta estar relacionada com a salinidade, existindo uma maior diversidade nas estações de ambiente mais marinho com uma diminuição para montante. Ao abrigo desta variação pode-se classificar as espécies estuarinas como sendo estenohalinas que geralmente aparecem junto à foz onde as condições se assemelham à água do mar pois não suportam variações na salinidade; salobras ou eurihalinas, as verdadeiramente estuarinas e que toleram variações da salinidade acentuadas; e espécies fluviais que se localizam mais a montante e que em geral não toleram salinidades superiores a 5. (Odum, 1997; Little, 2000; Sousa, 2006). Em todos os estudos estuarinos é sempre necessário ter presente que não será só uma variável a controlar uma determinada ocorrência,

por exemplo, mudanças na salinidade são geralmente acompanhadas por mudanças do substrato, velocidade da corrente, estabilidade do sedimento, nível de oxigénio, disponibilidade alimentar entre outras (Little, 2000). Além de todas as variáveis ambientais e biológicas juntam-se algumas ameaças que afectam actualmente os estuários. Estas relacionam-se, na sua maior parte, directamente com as actividades antropogénicas (secção 1.3). Dessas a falta de ordenamento e regulamentação sobre o uso do estuário é talvez a mais premente. Contudo os esgotos domésticos, a eutrofização, diminuição do oxigénio, poluição, alteração física do estuário (quer seja pela construção de barragens ou pela reclamação de terras ribeirinhas), a pesca e aquacultura, a introdução de espécies exóticas e as mudanças climáticas são algumas das actividades com que temos de lidar.

## 1.2 COMUNIDADE MACROBENTÓNICA

Bentos são todos os organismos que vivem dentro, sobre ou que estão ocasionalmente associados com o leito (Parsons *et al.*, 1984). A definição de macrobentos é contudo mais ambígua uma vez que está dependente do tamanho do crivo escolhido para a separação dos organismos do sedimento. Este varia principalmente entre um crivo de 0,5 mm ou de 1 mm (Parsons *et al.*, 1984; Libes 1992; Schlacher e Wooldridge, 1996; Little, 2000; Sousa, 2003;). A comunidade macrobentónica não é dominada por nenhuma taxa em particular, congregando praticamente todos os filos. Também os meios de alimentação são diversos pelo que os organismos podem ser classificados como depositívoros (de superfície e subsuperfície), carnívoros, herbívoros, omnívoros, filtradores e detritívoros. A distribuição dos organismos pertencentes à comunidade macrobentónica estuarina está relacionada com uma série de factores físico-químicos e biológicos (Parsons *et al.*, 1984; Austen *et al.*, 1999; Ysebaert *et al.* 2003; Van Hoey *et al.*, 2004). Entre os primeiros contam-se a granulometria, oxigénio dissolvido, conteúdo em matéria orgânica, intensidade luminosa, salinidade e potencial redox. Os factores biológicos estão relacionados com a disponibilidade e actividade alimentar, predação, efeitos reprodutivos na dispersão e colonização e no comportamento das espécies. Os processos hidrodinâmicos resultando das correntes, ondas e marés são também importantes no transporte e distribuição de sedimentos, alimento e recrutamento da macrofauna (Turner *et al.*, 1997; Norkko *et al.*, 2001). Devido às diferentes condições encontradas nos estuários, os organismos estão na maior parte das vezes restringidos a secções particulares dos gradientes ambientais, o que resulta na sua distribuição irregular

(Wolf, 1983 *in* Ysebaert *et al.* 2003). Mesmo o recrutamento larvar, entre a comunidade bêntica, mostra uma discriminação na colonização do sedimento baseada na granulometria, conteúdo em matéria orgânica, na fauna presente e em condições químicas, como por exemplo, o conteúdo em sulfureto de hidrogénio (H<sub>2</sub>S) (vários *in* Watzin e Roscigno, 1997).

A interpretação das condições do sedimento de ambientes aquáticos necessita de diversos dados, entre eles, físicos, químicos e biológicos. A monitorização química diz-nos pouco acerca dos efeitos da poluição, visto ser essencialmente um fenómeno biológico, pois o impacto da poluição recai sobre os organismos (Clarke *et al.*, 2003). É nesta lógica que a avaliação da comunidade bêntica se torna vital (Caeiro *et al.*, 2005). O estudo das comunidades bênticas é uma componente crucial na monitorização ambiental da condição dos estuários. A fauna macrobêntica fornece uma medida ideal da resposta da comunidade às perturbações ambientais e são indicadores efectivos da extensão e magnitude dos impactos da poluição nos ambientes estuarinos (Caeiro *et al.*, 2005).

Devido à sua mobilidade limitada e vivendo em sedimentos onde se acumulam contaminantes antropogénicos, os organismos bênticos podem reflectir as condições ambientais locais. Os diferentes níveis de tolerância a contaminantes das diversas espécies da comunidade permitem que esta seja indicadora de alterações ambientais e do impacto de contaminantes (Lyra *et al.*, 2006). A comunidade macrobêntica é um importante componente dos ecossistemas estuarinos e desempenha um papel importante na sua dinâmica. Os organismos macrobentónicos são um elemento central nas teias alimentares estuarinas, sendo um importante recurso alimentar para crustáceos, peixes e aves (Masero *et al.*, 1999; Ysebaert *et al.* 2003). O Homem também captura várias espécies de moluscos e crustáceos dessa comunidade. O consumo de peixe é mesmo a via mais significativa da exposição dos humanos a metais e compostos orgânicos presentes no meio aquático (USEPA, 1992 *in* NSQS, 2004).

Em resumo, apresentam-se algumas das vantagens e desvantagens na utilização de macrobentos em estudos de monitorização/avaliação ambiental (Grémare *et al.*, 1998; Little, 2000; Timsit *et al.*, 2004; vários *in* Caeiro *et al.*, 2005; Ziglio *et al.*, 2006):

As vantagens da utilização de macroinvertebrados bentónicos em estudos de ecologia, quer para avaliação do estado da água e do habitat, são: (1) o serem ubíquos e abundantes; (2) desempenharem um papel essencial na teia alimentar; (3) serem um grupo heterogéneo de diferentes taxa, pelo que pelo menos alguns reagirão a alterações específicas do ambiente, naturais ou induzidas; (4) serem afectados não só por diferentes tipos de poluição físico-química, mas também por mudanças físicas e por manipulação antropogénica do habitat; (5)

serem fáceis de recolher e identificar; (6) terem geralmente mobilidade limitada; e (7) terem longevidades elevadas o que permite que integrem as condições ambientais por períodos longos. Existem contudo algumas desvantagens que são colocadas com o uso dos macroinvertebrados bentónicos. Entre essas desvantagens estão: (1) a sua distribuição não aleatória, o que dificulta a amostragem quantitativa; (2) a sazonalidade do ciclo de vida de alguns dos invertebrados; e (3) a sua distribuição geográfica.

### 1.3 POLUIÇÃO DO AMBIENTE AQUÁTICO

Poluição pode ser definida, segundo a Comissão Internacional para a Exploração dos Mares (Libes, 1992), como a introdução pelo Homem, directa ou indirectamente, de substâncias ou energia no ambiente marinho resultando em efeitos nefastos para os recursos vivos; prejuízo para a saúde humana; obstrução das actividades marinhas, incluindo a pesca; diminuição da qualidade da água do mar para diversos usos. Contaminantes podem definir-se como sendo substâncias cuja concentração foi aumentada devido às actividades humanas (Libes, 1992). Entre estas incluem-se nutrientes e matéria orgânica, microorganismos, metais e, por exemplo, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos.

A poluição pode ser fruto de várias fontes, entre elas escoamento dos rios e deposição atmosférica (Libes, 1992; Vale, 1997). A primeira é afectada sobretudo pelas descargas de esgotos domésticos e industriais e lixiviagem de terrenos agrícolas. É a forma como os poluentes reagem no meio onde são colocados que vai determinar a sua acção ambiental. Como a maior parte da população mundial habita na zona costeira, é aí que se concentram também a maior parte das fontes de poluição e concomitantemente as maiores concentrações de contaminantes (Byrne e O'Halloran, 2001). Os estuários têm sido um dos locais onde os poluentes têm sido descarregados directa ou indirectamente através do escoamento dos rios. Em todo o seu percurso os poluentes são sujeitos a alterações do meio que podem afectar a sua toxicidade (pH, salinidade, alcalinidade, ligandos, potencial redox, concentração de partículas e coloides e densidade de organismos). Os estuários são particularmente sensíveis à poluição por várias razões (Libes, 1992), entre elas, a mistura de água salgada e doce provoca alterações químicas que precipitam os poluentes retendo-os no sedimento. Adicionalmente o facto de várias substâncias químicas antropogénicas (p. ex. pesticidas) adsorverem aos sedimentos e à matéria orgânica faz com que aí se concentrem, servindo os sedimentos de reservatório para as mesmas (Watzin e Roscigno, 1997; NSQS, 2004).

Os sedimentos aquáticos são definidos como contaminados quando contêm substâncias químicas em excesso relativamente a medidas ou critérios de qualidade do sedimento em termos geológicos ou toxicológicos (NSQS, 2004).

Os sedimentos aquáticos acumulam produtos naturais e antropogénicos da camada de água sobrejacente. Os contaminantes como pesticidas e metais produzem perturbações no ecossistema, afectando as condições abióticas, e afectando as comunidades bióticas (USEPA, 2000a; NSQS 2004; Venturini *et al.* 2004). Além de agirem como sumidouros para os contaminantes, os sedimentos também actuam como fontes dos mesmos (Murdoch e Azcue, 1995; Araújo, 1998; USEPA, 2000; Mucha *et al.*, 2004). Uma das formas de os contaminantes ficarem disponíveis no sistema estuarino deve-se às actividades de dragagem que ocorrem em praticamente todos os estuários como ajuda à navegação marítimo-fluvial. Outra forma relaciona-se com a actividade dos organismos presentes nos estuários. Uma grande parte da macrofauna alimenta-se obtendo o alimento directamente do sedimento e para isso passa grandes quantidades deste pelo seu tubo digestivo. Esta actividade, conhecida como bioturbação, é responsável pela mobilização de grandes quantidades de sedimento e reveste-se de grande importância por transferir água oxigenada a maiores profundidades, aumentando assim uma maior extensão das condições aeróbicas e permitindo uma expansão de espécies que necessitam dessas condições.

A biodisponibilidade dos poluentes está contudo relacionada com uma série de factores que incluem, entre outros, natureza do poluente, especiação do poluente, tipo e comportamento do organismo, estado fisiológico, temperatura da água e salinidade (Libes, 1992; USEPA, 2000). Contudo, os organismos aquáticos podem concentrar os poluentes nos seus tecidos através de um processo conhecido como bioacumulação. Essa acumulação pode dar-se passivamente, por adsorção dos poluentes da coluna de água, ou activamente pela ingestão de partículas contaminadas (Libes, 1992; USEPA, 2000). Após a acumulação nos tecidos os poluentes encontram a sua entrada na teia alimentar. Caso esta acumulação aconteça em cada nível trófico ocorre um processo de biomagnificação, no qual os organismos de níveis tróficos superiores vão ficar enriquecidos em poluentes. É principalmente quando os poluentes se acumulam em espécies de valor comercial que existe o risco de se transferirem para o Homem (USEPA, 1992 *in* NSQS, 2004), podendo causar graves problemas de saúde pública, como no caso da vila piscatória de Minamata, no Japão, durante a década de 1950. Apesar de neste conhecido caso ter sido possível estabelecer uma relação entre a poluição por mercúrio, na água e no sedimento, e a sua acção perturbadora do normal funcionamento do sistema nervoso em humanos causada pela ingestão de peixe

contaminado, nem sempre tal é possível ou, pelo menos, fácil. Por vezes o processo de biomagnificação pode levar bastante tempo, pelo que o efeito prejudicial de muitos compostos pode tornar-se evidente apenas passadas algumas décadas o que dificulta o estabelecimento de relações directas entre um dado poluente e as alterações ambientais observadas (Libes, 1992, Little, 2000). Estas dificuldades aumentam no ambiente estuarino devido à variabilidade natural das condições físico-químicas e geológicas (Gaston *et al.*, 1998 *in* Venturini *et al.*, 2004). Outro dos grandes problemas encontrados na medição da poluição é a falta de dados sobre a composição química de ambientes “naturais” aquáticos não poluídos, o que não permite comparações e dificultada ilações sobre os estudos realizados.

### **1.3.1 Contaminação por metais**

Os metais ocorrem naturalmente nos oceanos, contudo as actividades mineiras, a produção industrial e a queima de combustíveis fósseis aumentaram a taxa de introdução de alguns deles nos sistemas aquáticos (Libes, 1992; Vale, 1997). São vários os metais cujos ciclos biogeoquímicos têm sofrido grandes alterações devido às actividades antropogénicas. Entre esses contam-se Cd, Cu, Cr, Pb, Ni e Zn. Os metais pesados resultantes de contaminação antropogénica associam-se à matéria orgânica presente nos sedimentos, são adsorvidos a óxidos/hidróxidos de ferro e manganês ou precipitados como hidróxidos, sulfuretos ou carbonatos (Förstner, 1985 *in* Soares *et al.*, 1999). Nos ambientes contaminados, a reactividade dos metais pode resultar numa acção tóxica para diversos organismos (Vale, 1997; Venturini *et al.*, 2004). A reactividade é determinada por factores ambientais, especiação do metal e pela condição do organismo e presença de outros poluentes, incluindo outros metais (Libes, 1992; Vale, 1997; Mucha *et al.*, 2004). De entre os factores ambientais ressaltam a temperatura, pH, salinidade, oxigénio dissolvido, alcalinidade, natureza e quantidade das partículas em suspensão e intensidade da luz. Em relação à especiação química é importante determinar quais as formas presentes pois não são todas igualmente tóxicas. As formas metiladas são consideradas as mais tóxicas. Pensa-se que a metilação resulta da actividade biológica (Libes, 1992). Em relação ao organismo, a sua adaptação ou resistência está dependente do estágio de desenvolvimento, ciclo reprodutivo, idade, tamanho, sexo e estado de nutrição. Mesmo os metais essenciais, aqueles que desempenham actividades biológicas (p. ex., Zn), apenas se tornam tóxicos após atingirem um dado limiar. Como os metais adsorvem à matéria particulada tendem a acumular-se nos sedimentos (Watzin e

Roscigno, 1997). Contudo este pode não ser o patamar final no ambiente estuarino pois são várias as formas de remobilização possíveis (secção 1.2).

### 1.3.2 Contaminação por pesticidas organoclorados

Os pesticidas organoclorados (POCs) são alguns dos contaminantes encontrados actualmente no meio aquático (Nyangababo *et al.*, 2005). Algumas das características dos POCs que causam maiores preocupações são a grande resistência à degradação biológica, fotoquímica ou química, a sua pouca solubilidade em água e absorção/adsorção a matéria particulada o que implica que os seus resíduos podem persistir no sedimento e sofrerem bio-acumulação e bio-amplificação ao longo da teia alimentar (Fytianos *et al.* 2006; Tanabe *et al.* 1997 in Xue *et al.* 2006). Pesticidas organoclorados de diferentes classes, clorociclohexanos ( $\alpha$ -lindano,  $\beta$ -lindano,  $\gamma$ -lindano,  $\delta$ -lindano) ciclodienos (heptacloro, heptacloro epóxido, aldrina, dieldrina, endrina, endossulfano I, endossulfano II) e derivados de diclorodifeniletano (DDT, DDD, DDE, metoxicloro), apresentam essas características. A persistência, possibilidade de transporte a longa distância, efeitos biológicos tóxicos e a capacidade de interferirem com o funcionamento normal do sistema endócrino de humanos e outros seres vivos são características que conferem aos POCs a sua reputação (Fillmann *et al.*, 2002; Chang e Doong, 2006; Xue *et al.*, 2005 in Xue *et al.* 2006). Apesar do uso de vários POCs ter vindo a ser oficialmente proibido em diversos países desde há 30 anos são vários os locais do globo onde alguns continuam ainda a ser utilizados (para fins agrícolas e medicinais) e os seus resíduos são detectados nos sedimentos, solos e biota (Willett *et al.*, 1998; Doong and Lee, 1999; Doong *et al.*, 2002a; Feng *et al.*, 2003; Verweij *et al.*, 2004 in Chang e Doong, 2006). Muitos dos POCs são insecticidas versáteis e de baixo custo, tendo sido usados na luta contra pragas na agricultura e vectores transmissores de doenças (Iwata *et al.*, 1994; Tanabe *et al.*, 1994; Chang e Doong, 2006; Monirith *et al.*, 2003 in Xue *et al.*, 2006). Há doze substâncias ou grupo de substâncias consideradas prioritárias para acção global na Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes (2001) entre elas oito espécies de pesticidas que incluem os organoclorados dieldrina, aldrina, endrina, heptacloro e DDT.

Os pesticidas podem introduzir-se no ambiente aquático, por exemplo, por arrastamento por águas “superficiais” das áreas urbanas e agrícolas e, alguns, podem ser transportados pelo ar, depositando-se em locais afastados dos seus pontos de produção e

libertação. Assim, acumulando-se nos sedimentos, estes podem funcionar ambigualmente, como um reservatório e, por outro lado, como uma fonte destes contaminantes.

A informação sobre o potencial de poluição devida a pesticidas organoclorados em sedimentos marinhos e estuarinos é ainda limitada. A determinação das suas concentrações e respectivos metabolitos em sedimentos pode fornecer informação para o estudo do impacto antropogénico nos ecossistemas.

## 1.4 ESTUÁRIO DO RIO MINHO

### 1.4.1 Caracterização Física

#### 1.4.1.1 Geografia e Morfometria

Os locais de estudo neste trabalho situam-se na bacia hidrográfica do rio Minho. O rio Minho nasce na Irimia Alta, na Serra da Meira, Espanha, a cerca de 750 m de altitude e corre de leste para oeste (Bettencourt e Ramos, s.d.). Tem um comprimento de 300 km dos quais os 77 km finais delimitam a fronteira política entre Portugal e Espanha. Localiza-se no Noroeste de Portugal com ligação ao Oceano Atlântico a 41° 52' N e 8° 51' O (Fidalgo, 1998) (Figura 1.4.1.1.1).

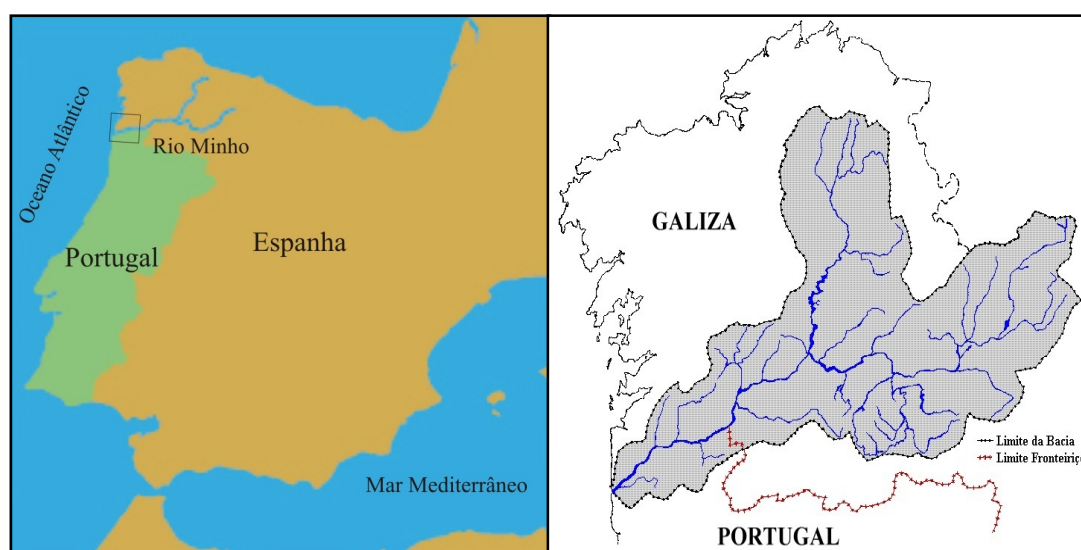


Figura 1.4.1.1.1 Limite da bacia hidrográfica do rio Minho e sua localização no contexto da Península Ibérica. A área de estudo está identificada na figura da direita.

A bacia hidrográfica tem uma área total de aproximadamente 17 081 km<sup>2</sup>, dos quais 850 km<sup>2</sup> em Portugal (FBO *et al.*, 1999), o que corresponde a 0,9 % da área do continente



(Guerreiro e Pereira, s.d.). O estuário do rio Minho apresenta uma largura que varia entre 100 m, a montante, e cerca de 2 km na confluência com o rio Coura, no sapal de Caminha (Araújo *et al.*, 2005; Moreno *et al.* 2005a; vários in Bettencourt e Ramos, s.d.) tendo uma área de 23 km<sup>2</sup> (Ferreira *et al.*, 2003). A foz é parcialmente fechada por uma barreira de areia ligada na margem esquerda a uma duna consolidada conhecida como Pinhal do Camarido (Araújo *et al.*, 2005). Grande parte do estuário fica emersa nos períodos de baixa-mar, sendo a ligação ao mar efectuada por dois canais entre os -1 m e os -2 m (Alves, 1996; Moreno *et al.* 2005). As profundidades máximas são de -4 m na barra e de -11 m no troço estuarino (Fidalgo *et al.*, 1994 e Rocha, 2000 in Bettencourt e Ramos, s.d.).

#### 1.4.1.2 *Clima e Hidrologia*

Na generalidade da bacia hidrográfica o clima pode considerar-se como super-húmido do tipo A (Loureiro *et al.*, 1986 in Bettencourt e Ramos, s.d.). A insolação anual (Fidalgo *et al.*, 1995 in Bettencourt e Ramos, s.d.), situa-se entre 1700 h na região setentrional e 2400 h junto à foz. A precipitação anual na bacia hidrográfica portuguesa varia entre os 1400 mm e os 2800 mm (SNIRH, 2006). O semestre húmido de Outubro a Março concentra 72 % de precipitação (Bettencourt e Ramos, s.d.). A temperatura do ar regista valores médios anuais entre 12,5 °C e 15 °C. (SNIRH, 2006). Registando-se máximos e mínimos médios mensais entre os 21 °C e 5 °C respectivamente (Loureiro *et al.*, 1986 in Bettencourt e Ramos, s.d.). A evapotranspiração real situa-se entre os 700 mm e os 800 mm (SNIRH, 2006). O escoamento total médio, medido na foz no rio Mouro, a montante de Monção, entre Outubro do ano hidrológico 1990-1991 e Setembro do ano 2005-2006, é de 10377,83 hm<sup>3</sup> ano<sup>-1</sup>, ou seja, 329,07 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>. Existe significativa variação anual e mensal. representando o semestre húmido (Outubro-Março) cerca de 70 % do escoamento total.

#### 1.4.1.3 *Hidrodinâmica*

O estuário do rio Minho é mesotidal no qual a estratificação ocorre em períodos de grande descarga de água-doce. A mistura vertical ocorre em períodos de marés vivas onde a altura de maré pode alcançar os 4 m (Ferreira *et al.*, 2003). O estuário apresenta um regime de marés semidiurnas com uma amplitude que varia entre os 2 m em marés mortas e os 4 m em marés vivas (vários in Bettencourt e Ramos, s.d.). A penetração de água do mar é sentida até

cerca de 35 km a montante da embocadura (Bettencourt e Ramos, s.d.) e os efeitos da onda de maré são sentidos até uma distância de 40 km para montante (Alves, 1996; Moreno *et al.*, 2005). O prisma de maré apresenta um valor médio de  $55 \times 10^6 \text{ m}^3$  e o tempo médio de residência da água é de 1,5 dia (Ferreira, 2003). A salinidade, como esperado, varia bastante (Fidalgo, 1998 *in* Bettencourt e Ramos, s.d), tendo-se observado em baixa-mar valores entre os 5 e os 10 em invernias e entre os 5 e os 20 em estiagem (Vilas e Somoza, 1984); e valores até aos 35 em preia-mar (Vilas e Somoza, 1984). Ainda segundo Vilas e Somoza, (1984), os valores de temperatura no estuário oscilaram entre 10 °C e 16 °C em invernias e os 16 °C e 24 °C em estiagem.

#### *1.4.1.4 Geomorfologia e Sedimentologia*

As principais características litológicas da secção mais baixa da bacia de drenagem incluem granitos com orogenia Hercínica e metasedimentos (“Complexo Xisto-Grauváquico”) do Paleozóico, formados essencialmente por rochas xisto-grauváquicas alternadas, cobertos localmente por depósitos Plio-Quaternários (Paiva *et al.*, 1993). Os sedimentos do rio Minho são constituídos predominantemente por areia cuja composição é, essencialmente, quartzo e micas, sendo os principais minerais acessórios os minerais pesados e os feldspatos (Paiva *et al.*, 1993). O teor em matéria orgânica é bastante baixo, variando entre <0,25 % e 0,624 % (Maze *et al.*, 1993). O caudal sólido transportado pelo rio foi estimado em  $806\,000 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ , o que contribui para a estabilização de pequenas ilhas e bancos de areia (Bettencourt e Ramos, s.d.).

#### **1.4.2 Biogeoquímica e Qualidade da Água**

Apesar da existência de poucos dados (Fidalgo *et al.*, 1994; Fidalgo e Barbosa, 1994; Fidalgo *et al.*, 1995; Fidalgo e Correia, 1995; Fidalgo, 1998) dos estudos efectuados em três estações de amostragem, em espaços de tempo compreendidos entre Novembro de 1992 e Agosto de 1994, pode-se afirmar que, de um modo geral, era elevada a oxigenação da água do estuário do rio Minho, com o oxigénio dissolvido com valores entre 75 % e 131 % de saturação. As mesmas fontes obtiveram valores de  $\text{CBO}_5$  entre  $1,1 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$  e  $4,8 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ . Também os teores de nutrientes apresentaram valores baixos, com a particularidade de atingirem valores mais elevados em baixa-mar ( $0,027 \text{ mg NH}_4 \text{ l}^{-1}$  e  $1,6 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ ) do que em

preia-mar ( $0,009 \text{ mg NH}_4 \text{ l}^{-1}$  e  $0,96 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ ). Os fosfatos apresentaram valores entre 10 e  $50 \text{ } \mu\text{g P l}^{-1}$ .

Os coliformes totais apresentaram densidades na ordem de  $6 \times 10^{13} \text{ km}^{-2}$  (Guerreiro e Pereira, s.d.). Registaram-se ainda valores de cianobactérias de  $27\,480 \text{ células ml}^{-1}$  (Vasconcelos, 1994a *in* Bettencourt e Ramos, s.d.).

Em relação aos metais nos sedimentos os dados mais actualizados foram obtidos por Moreno e colaboradores (Moreno *et al.*, 2003; Moreno *et al.*, 2005b), usando as mesmas estações de amostragem (11 no estuário e 11 no sapal do Coura) que Paiva *et al.*, (1993). Os metais Al, Fe, Mn, Cr, Pb e Cu exibem teores mais elevados no sapal do Coura do que no estuário do Minho (Moreno *et al.*, 2005b). Ainda no mesmo estudo os valores médios obtidos no estuário do Minho foram para Al (5,92 %), Cr ( $41 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Mn ( $302 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Fe (2,34 %), Ni ( $23 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Cu ( $20 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Zn ( $80 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e Pb ( $32 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e no sapal do Coura Al (6,41 %), Cr ( $56 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Mn ( $949 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Fe (3,78 %), Ni ( $31 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Cu ( $37 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Zn ( $112 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e Pb ( $40 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Em Moreno *et al.*, (2003) apenas o Ni apresentou valores superiores ao ERL (valor-guia da qualidade de sedimentos referente a efeitos de curto alcance, percentil 10), enquanto que Moreno *et al.*, 2005b referem que os valores ERL do Cu, Zn e Ni são excedidos em algumas das amostras para o estuário do Minho e os valores ERL do Cu, Pb, Zn, Ni e Cr são excedidos no sapal do Coura. Apenas o limite ERM (valor-guia da qualidade de sedimentos referente a efeitos de médio alcance, percentil 50) do Ni é ultrapassado, e somente no sapal, em 15 % das amostras. Não foram obtidos estudos sobre a concentração de pesticidas organoclorados.

### **1.4.3 População humana e Usos**

#### *1.4.3.1 População humana*

A população residente nos concelhos limítrofes da bacia hidrográfica do rio Minho, em 1998, era de 75 500 habitantes para uma densidade de  $93 \text{ habitantes km}^{-2}$  no lado português (Guerreiro e Pereira, s.d.) e cerca de 48 183 habitantes na Galiza (INE.ES, 1998 *in* Bettencourt e ramos, s.d.). Cerca de 69 % da população portuguesa não é servida por sistemas de recolha e tratamento das águas de origem doméstica (Guerreiro e Pereira, s.d.).

### 1.4.3.2 Usos

Na área de drenagem dos rios Minho e Coura encontram-se diversos tipos de habitat, entre eles, florestas e matas (florestas com espécies de folha caduca, floresta mista, floresta aluvial), matos (matos esclerófilos), prados (prados húmidos), zonas húmidas (rios com maré, bancos de vasa ou areia, sapais, praias, lagoas costeiras, águas paradas doces, cursos de água, vegetação ribeirinha), áreas marinhas (baías e zonas costeiras) e zonas artificiais (terra arada). Quanto ao uso dos solos estes consistem (Costa *et al.*, 2003; Nöjd, 2003; Corine, 2006; Bettencourt e Ramos, s.d.), em agricultura (com uma importante viticultura do lado português), pesca/aquacultura, silvicultura, caça, turismo/recreio, urbano/industrial/transportes e extracção de água (Figura 1.4.3.2.1).

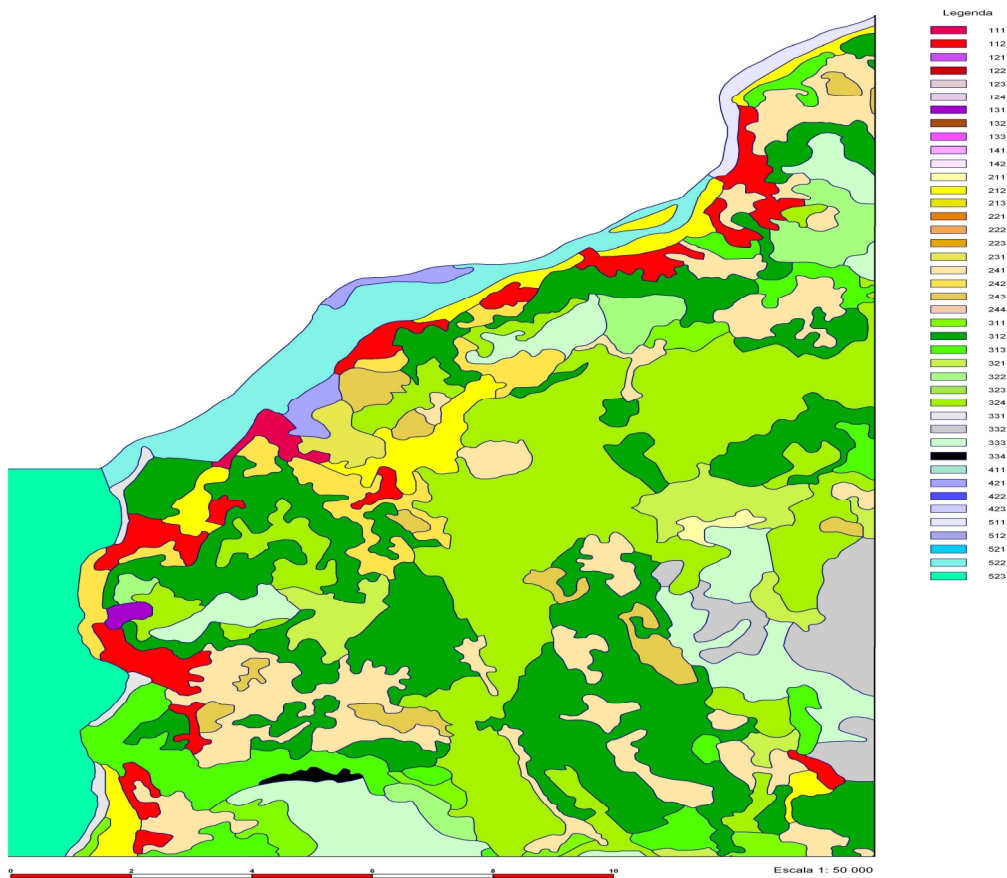


Figura 1.4.3.2.1 Carta de uso do solo expressa através da carta Corine Land Cover. Dados obtidos a partir de [www.iambiente.pt](http://www.iambiente.pt). A informação pode ser consultada em <http://193.136.119.11/website/corine/viewer.htm>. (Imagem produzida por Pedro Pinto e Renato Bispo.)

As maiores ameaças à bacia hidrográfica do rio Minho e ao seu estuário são (Costa *et al.*, 2003; Nöjd, 2003; Bettencourt e Ramos, s.d.; Guerreiro e Pereira, s.d.): (1) artificialização da bacia e do regime hidrológico em boa parte devido às 39 barragens existentes na bacia; (2) alterações sedimentológicas e morfológicas com formação de grandes depósitos sedimentares

que contribuem para o assoreamento dos troços finais do estuário. Este relaciona-se com diminuição da frequência e intensidade das cheias que acabam por ter menor capacidade de expulsão das areias da embocadura; (3) dragagens e areeiros com a respectiva e preocupante destruição de habitats; (4) carga orgânica e contaminação bacteriana; (5) contaminação por orgânicos persistentes que está abaixo dos valores da Norma de Qualidade estabelecida pela Directiva 76/464/CEE; e (6) contaminação por metais pesados e metalóides (apesar dos poucos dados existentes foi estimado um afluxo total de cobre ao estuário do rio Minho, em 1994, de 21 ton ano<sup>-1</sup>), (OSPAR-DGA, 1991 *in* Bettencourt e Ramos, s.d.). Em relação às fontes de contaminação industrial, o rio Louro, situado no limite superior do estuário, pode ser influenciado pela zona industrial do Porriño, Espanha. No lado português a zona industrial de Vila Nova de Cerveira com as suas indústrias pode ter alguma influência.

#### 1.4.3.3 *Valores conservacionistas*

A zona do estuário do rio Minho está submetida a protecção legal relacionada com a sua importância biológica. Tem o estatuto de Zona de Protecção Especial (ZPE) (DL 384-B/99) e de Sítio de Interesse Comunitário (RCM 142/97) estabelecidos ao abrigo da Directiva Aves e da Directiva Habitats, respectivamente (Costa *et al.*, 2003). Existem várias espécies de vertebrados consideradas em perigo de extinção. Entre estas encontram-se duas aves e um peixe (Bettencourt e Ramos, s.d.).

## 1.5 OBJECTIVOS

Os invertebrados bênticos são extensivamente usados como indicadores do estado ambiental dos estuários, dado que respondem a vários tipos de stresse natural e antropogénico (Weisberg *et al.*, 1997). Os contaminantes antropogénicos acumulam-se nos sedimentos onde os macrobentos vivem. Como estes organismos têm, geralmente, mobilidade limitada, a respectiva comunidade pode reflectir as condições ambientais. A estrutura da comunidade bêntica reflecte também a variação natural de salinidade, tipo de sedimento, latitude e profundidade, pelo que o seu uso para avaliação das condições ecológicas é dificultado devido à influência de variações de condições causadas por diferenças no habitat, além das variações causadas por stresse natural e antropogénico. A estrutura da comunidade estuarina pode variar

espacial e sazonalmente, o que implica que a interpretação dos efeitos perturbadores dos contaminantes constitua um processo complexo.

O trabalho realizado consistiu na caracterização da comunidade de invertebrados na bacia do rio Minho e no estudo da sua relação com a contaminação dos sedimentos por pesticidas organoclorados e por metais vestigiais (Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Al, Cr, Ni e Cd) e características naturais dos sedimentos.

Os objectivos específicos foram:

- (i) caracterizar a estrutura macrozoobentónica do baixo estuário do rio Minho;
- (ii) comparar a distribuição das comunidades macrozoobentónicas com as variáveis físicas e químicas do sedimento;
- (iii) avaliar o grau de contaminação do estuário do rio Minho por metais e pesticidas organoclorados;
- (iv) estabelecer possíveis relações entre a distribuição da comunidade de invertebrados macrobentónicos e a contaminação dos sedimentos.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS







## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 ESTRATÉGIA DE AMOSTRAGEM

As amostras de sedimento foram recolhidas trimestralmente (Janeiro, Abril, Julho e Outubro) durante o ano de 2005 em 6 estações (Figura 2.1.1 e Tabela 2.1.1), designadas neste trabalho por MET n (em que  $n = 1$  a 6). As recolhas de amostras efectuaram-se em maré-alta, no patamar subtidal, durante a fase de marés mortas (quartos de lua). As estações estavam distanciadas da foz entre 0,5 km (estação MET 1) e 17 km (estação MET 6).

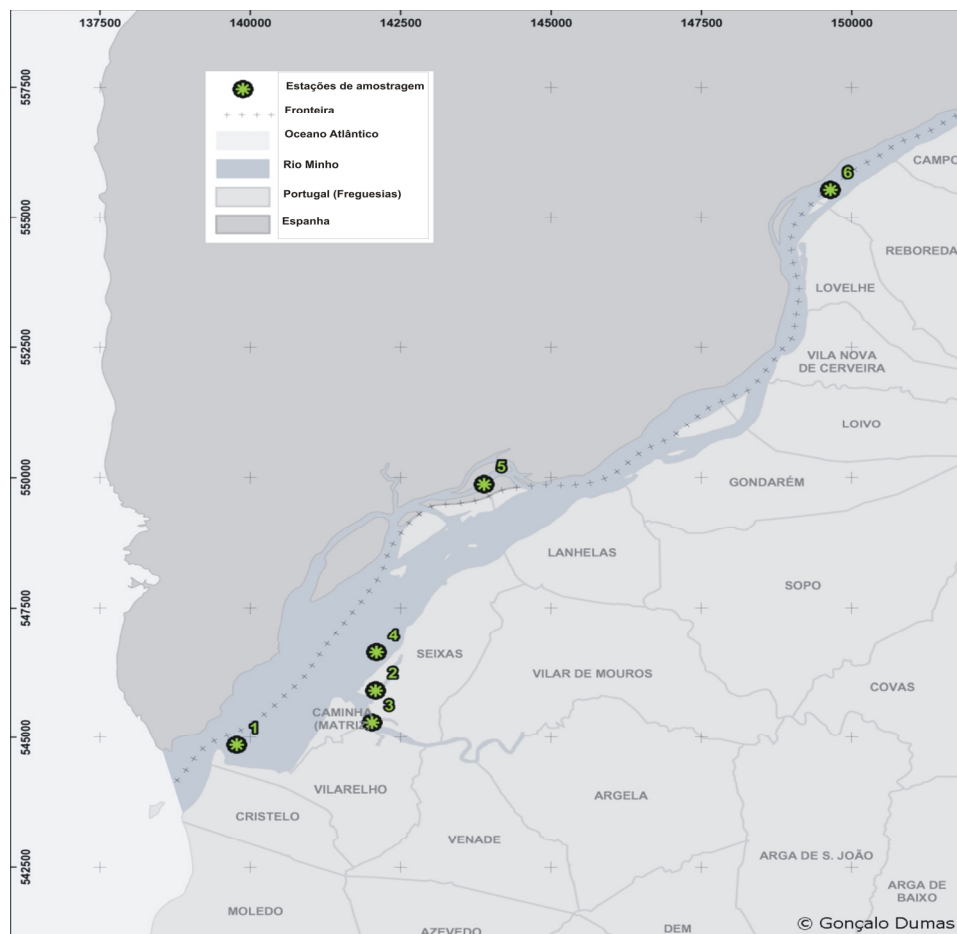


Figura 2.1.1. Locais de amostragem ao longo do estuário do rio Minho. Os locais 1 a 6 referem-se aos locais de amostragem MET n, onde  $n = 1$  a 6, referidos no texto. (Imagem elaborada por Gonçalo Dumas.)

As estações de amostragem foram escolhidas de modo a coincidirem com os locais utilizados num trabalho no âmbito de um projecto de estudo do estuário do rio Minho (“Variações em latitude na biologia de espécies-chave estuarinas como indicadores para a previsão de efeitos das alterações climáticas” [POCI/CLI/61605/2004]). Assim, as amostragens realizaram-se em locais previamente definidos.

Tabela 2.1.1. Características das estações de amostragem.

Local	Latitude	Longitude	Distância à Foz (km)	Observações
MET 1	41° 52' 27"	8° 51' 36"	0,5	influência de descargas de Caminha (esgotos; águas de escorrência)
MET 2	41° 53' 30"	8° 50' 14"	4	sapal do rio Coura
MET 3	41° 52' 54"	8° 50' 18"	4,5	sapal do rio Coura
MET 4	41° 53' 31"	8° 49' 49"	6	na margem do sapal e de praia
MET 5	41° 55' 04"	8° 48' 29"	8,5	ao lado de um local de atracação de pesca artesanal, agricultura
MET 6	41° 58' 24"	8° 44' 24"	17	no meio do canal do rio, agricultura

As amostras foram recolhidas com uma draga do tipo Van Veen com 500 cm<sup>2</sup> de área de ataque e capacidade máxima de 5 dm<sup>3</sup>. Foram recolhidos 4 replicados em cada estação de amostragem (Figura 2.1.2). As amostras para o estudo da macrofauna (3 replicados) foram

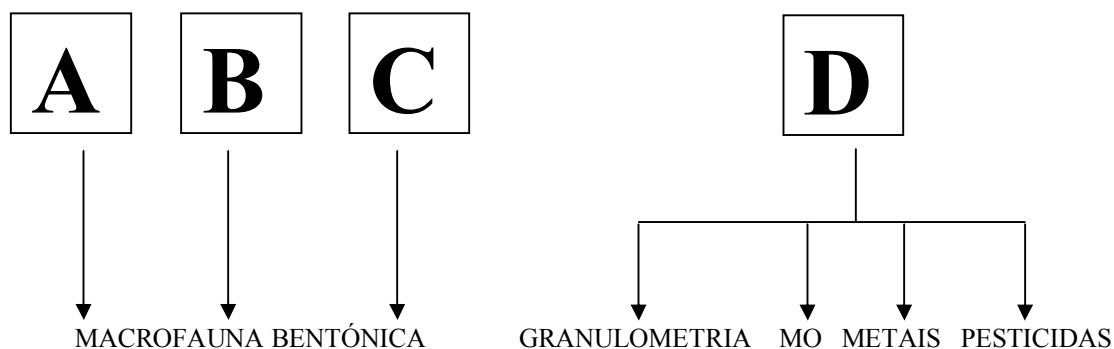


Figura 2.1.2. Determinações realizadas nos quatro replicados (A, B, C e D) colhidos nos locais de amostragem indicados na figura 2.1.1.

crivadas *in situ* através de um crivo de 1 mm de malha e fixadas em solução tamponada de água estuarina - formol a 4 % e guardadas em contentores etiquetados. O quarto replicado foi homogeneizado e guardado a 4 °C e utilizado na determinação das características do sedimento. Foram ainda determinados *in situ* alguns parâmetros físico-químicos (salinidade, temperatura, oxigénio dissolvido e saturação de oxigénio dissolvido) com o auxílio de sonda multiparamétrica YSI 85 (YSI Incorporated).

## 2.2 CARACTERÍSTICAS DO SEDIMENTO

Os sedimentos foram secos numa estufa a 60 °C durante 48 h. O conteúdo em matéria orgânica (MO) foi determinado, em triplicado, por perda por incineração numa mufla a 550 °C durante 4 h. Os valores foram expressos em percentagem do peso.

A análise granulométrica foi realizada a seco num agitador de peneiros basculante AS 200, tipo RoTap, durante 10 min. com uma frequência de 80 rpm. Os sedimentos foram divididos

Tabela 2.2.1. Escala de Wentworth relacionando a fracção e a classe dos sedimentos (Wentworth, 1922. Adaptado de Libes, 1992).

Fracção (mm)	Classe dos Sedimentos
>2	Cascalho
1-2	Areia muito grossa
0,5-1	Areia grossa
0,25-0,5	Areia média
0,125-0,25	Areia fina
0,063-0,125	Areia muito fina
<0,063	Silte + Argila

em sete fracções (<0,063 mm; 0,063-0,125 mm; 0,125-0,25 mm; 0,25-0,5 mm; 0,5-1 mm; 1-2 mm; e >2 mm) a que corresponde uma classe de sedimento (Tabela 2.2.1). A frequência de cada fracção de sedimento foi expressa como percentagem do peso total.

Os metais totais-recuperáveis foram determinados após digestão de sedimento seco (< 2 mm) com ácido nítrico concentrado suprapuro, em vasos de Teflon de alta-pressão, num microondas (MLS-1200 Mega, Millestone). O conteúdo em metais foi determinado por espectroscopia de absorção atómica com atomização por chama (AAS-F, Philips PU 9200 X) para Al, Fe, Mn, Zn, Cu, Cr e Pb e com atomização electrotérmica (AAS-EA, Perkin-Elmer 4100 ZL, acoplado a um amostrador automático AS-70) para Ni e Cd, de modo semelhante ao descrito em Mucha *et al.* (2004). Utilizou-se um sedimento de referência (BCR 277 – sedimento estuarino n.º 068, do Gabinete de Referência, Comissão da Comunidade Europeia, Bruxelas, Luxemburgo) para avaliar a exactidão do processo de digestão e análise de Cu, Pb, Cr, Zn, Ni e Cd. Obtiveram-se percentagens de recuperação de respectivamente 93,88 %, 117,17 %, 93,58 %, 62,6 %, 59,94 % e 60,86 %. Para os restantes metais as concentrações do sedimento de referência não eram certificadas, apresentaram apenas valores indicativos. Os resultados foram normalizados para o peso seco e expressos em % para o Al e Fe e  $\mu\text{g g}^{-1}$  para os restantes metais. De forma a prevenir contaminações todo o material de amostragem e de

laboratório foi colocado numa solução a 20 % de HNO<sub>3</sub>, durante 24 horas, lavado com água bi-desionizada (condutividade < 0,1 S cm<sup>-1</sup>), e seco numa câmara de fluxo laminar.

Os pesticidas organoclorados (lindanos, heptacloro, heptacloro epóxido, aldrina, DDT, DDE, DDD e metoxicloro) foram determinados após pré-extracção, auxiliada por microondas (MLS-1200 Mega, Millestone), de 2 g de sedimento seco com metanol. O extracto foi analisado por microextracção para fase sólida (fibras SPME SUPELCO 100 µm PDMS) acoplada a cromatografia gasosa com detecção por espectrometria de massa (Cromatógrafo VARIAN 3800 Gas Chromatograph, com um injector programável com repartição/sem repartição (split/splitless) equipado com um detector por espectrometria de massa VARIAN Saturn GS/MS 2000), conforme descrito em Alves, 2005. Os resultados foram normalizados para o peso seco e expressos em ng g<sup>-1</sup>.

### 2.3 COMUNIDADE MACROBENTÓNICA

As três réplicas recolhidas foram processadas em separado. Em todas elas a macrofauna foi triada, enumerada e identificada até ao mais baixo taxa possível, em geral ao nível da espécie. Para a identificação recorreu-se ao uso de uma lupa binocular (Leica MZ12 e Leica Zoom 2000) e de um microscópio óptico (Leica DM 2000). O taxa **Scrobicularidae** engloba pelo menos três espécies, *Scrobicularia plana*, *Abra alba* e *Abra tenuis*. Esta opção foi tomada por não ter sido possível garantir a diferença entre as várias espécies e géneros. Mesmo na observação à lupa, e provavelmente devido ao tamanho bastante reduzido dos espécimes (menores que 3 mm), não foi possível distinguir as características identificadoras de cada espécie, principalmente ao nível dos dentes laterais, do condróforo e do sino paleal. Escolheu-se um crivo de malha 1 mm para separar a comunidade macrobentónica das amostras por duas razões: (1) maior facilidade e rapidez; (2) a utilização de uma malha idêntica à utilizada nos estudos anteriores realizados no rio Minho (Maze *et al.*, 1993).

Os seguintes parâmetros biológicos foram determinados para cada estação: abundância (N; indivíduos m<sup>-2</sup>), número de espécies (S), índice de riqueza de espécies de Margalef (R; Margalef, 1958), índice de diversidade de Shannon (H'; Shannon e Weaver, 1963), índice de uniformidade de Pielou (J'; Pielou, 1966) e o índice de dominância de Simpson (D; Simpson, 1949). As fórmulas de cálculo dos diversos índices são apresentadas no Apêndice 1. Para a identificação dos diferentes taxa recorreu-se à literatura científica citada no Apêndice 2.

## 2.4 ANÁLISE DE DADOS

Foram aplicadas diversas rotinas do programa PRIMER (Clarke e Warwick, 2001) na realização da análise multivariada das variáveis ambientais e da comunidade macrobentônica. Os dados das características do sedimento foram logaritimizadas e calcularam-se as Distâncias Euclidianas Normalizadas. Os dados das densidades foram transformados por aplicação da raiz quadrada e calculou-se uma matriz de similaridade de Bray-Curtis. As características do sedimento e a estrutura da comunidade macrobentônica foram analisadas através da análise de componentes principais (ACP) e de escalamento multidimensional (MDS) e agrupamento (CLUSTER), respectivamente. As relações entre a comunidade bentônica e as variáveis ambientais foram avaliadas recorrendo-se ao uso da rotina BIO-ENV. As melhores relações entre as matrizes abióticas e bióticas foram calculadas usando-se o coeficiente de correlação de Spearman.



### 3 RESULTADOS







## 3. RESULTADOS

### 3.1 CARACTERÍSTICAS DOS SEDIMENTOS

Foram quantificadas 28 variáveis ambientais [no sedimento: sete frações granulométricas, matéria orgânica (MO), nove metais, oito pesticidas organoclorados; na água de fundo: três parâmetros físico-químicos (salinidade, oxigênio dissolvido e temperatura); e a profundidade da estação de amostragem] para cada amostra. Os resultados apresentam-se agrupados por tipo de variável.

#### 3.1.1 Granulometria

Os valores granulométricos foram expressos em % (massa/massa de sedimento seco).

Os sedimentos apresentaram características granulométricas diferentes (Figura 3.1.1.1 e Tabela A.3.1). A estação MET 1 é aquela que apresenta os maiores valores das frações <0,063 mm e 0,063-0,125 mm com 20,03 % e 42,48 % respectivamente, obtidos em Julho. Sendo, em conjunto com a estação MET 2, as únicas estações que apresentam valores, para essas frações, superiores em todos os meses a 2 % e 6 % respectivamente. A estação MET 3 é dominada por areia muito grossa e cascalho (fracção >2 mm) que apresenta, com exceção do mês de Janeiro, valores superiores a 50 %.

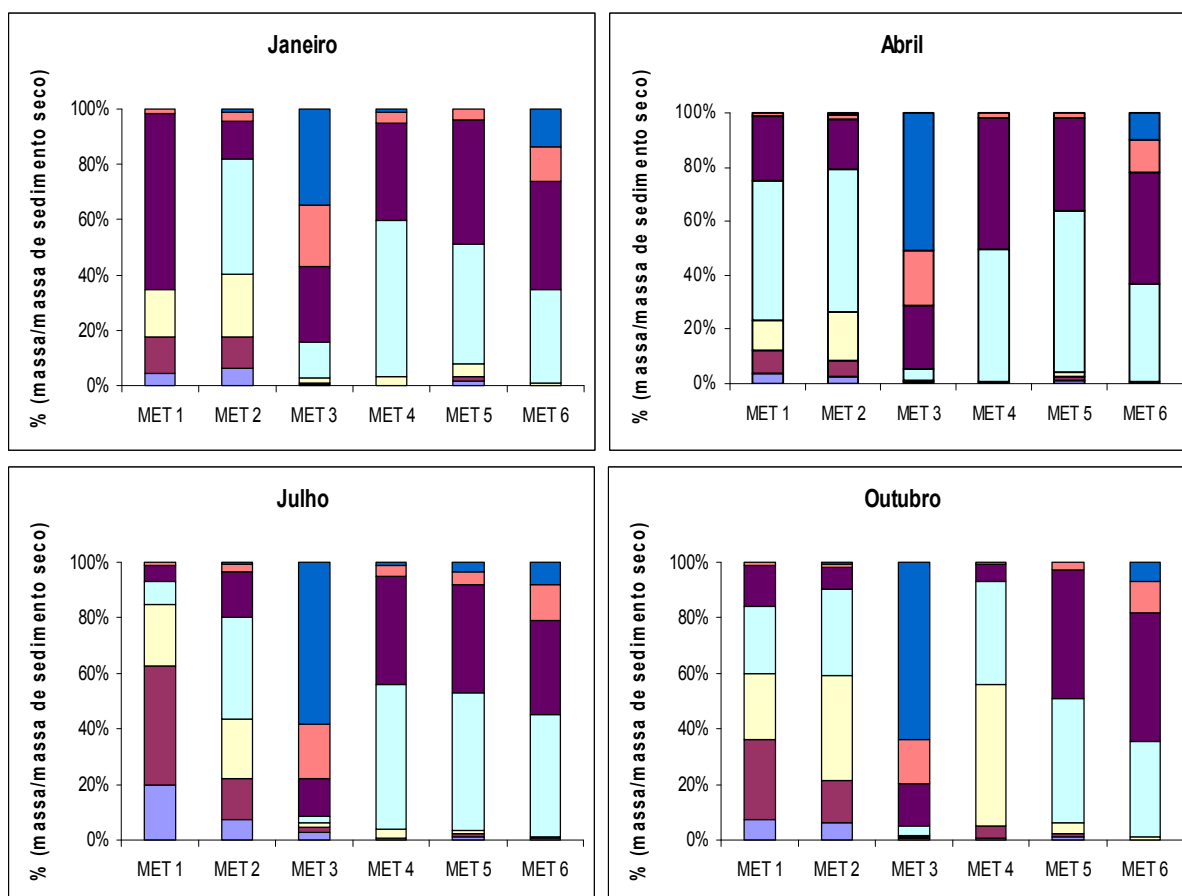


Figura 3.1.1.1. Variação sazonal das diferentes fracções do sedimento nos diversos locais de amostragem. <0,063 mm (□), 0,063 – 0,125 mm (■), 0,125 – 0,25 mm (□), 0,25 – 0,5 mm (□) 0,5 – 1 mm (■), 1 – 2 mm (■) e >2 mm (■).

As estações MET 4, 5 e 6 apresentam uma predominância das fracções 0,25-0,5 mm e 0,5-1 mm com valores entre 72,73 % e 97,47 %, com a excepção da estação MET 4 no mês de Outubro (43,25 %). Esta deve-se a uma diminuição do tamanho das partículas do sedimento com um aumento da fracção 0,125-0,5 mm (50,72 %).

### 3.1.2 Conteúdo em matéria orgânica

Os valores obtidos para a matéria orgânica (MO) situaram-se entre um mínimo de  $0,61 \pm 0,07$  % (MET 6 – Janeiro) e um máximo de  $5,7 \pm 1,18$  % (MET 1 – Julho) (Figura 3.1.2.1 e Tabela A.4.1). Os valores mais elevados de MO foram obtidos em Julho para as estações MET 1 ( $5,70 \pm 1,18$  %), MET 3 ( $3,64 \pm 0,17$  %) e MET 6 ( $1,01 \pm 0,02$  %) e em Outubro para as estações MET 2 ( $4,12 \pm 0,23$  %), MET 4 ( $1,55 \pm 0,12$  %) e MET 5 ( $1,67 \pm 0,13$  %).

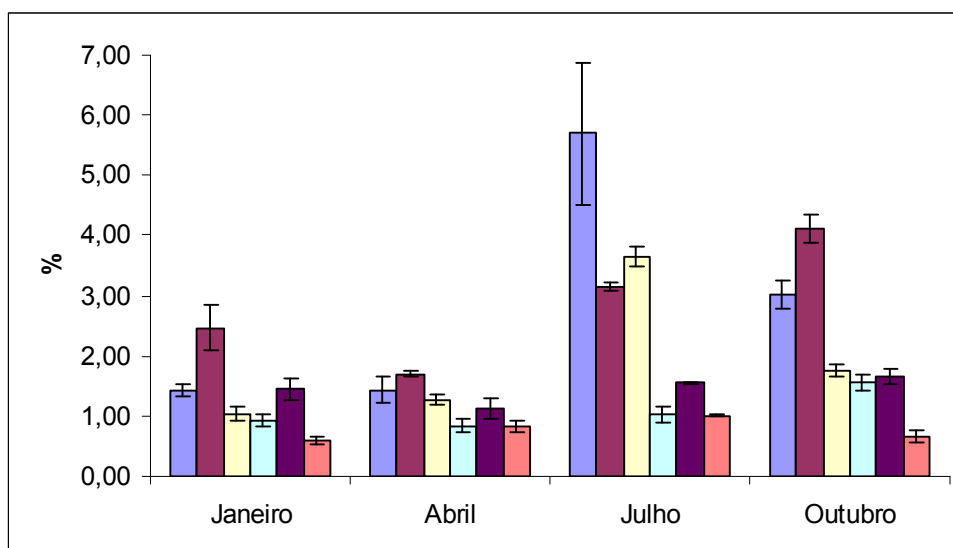


Figura 3.1.2.1. Conteúdo em matéria orgânica por mês e estação de amostragem. MET 1 (■), MET 2 (■), MET 3 (■), MET 4 (■), MET 5 (■) e MET 6 (■). (1 desvios-padrão de três réplicas.)

Observou-se um grande aumento da quantidade de MO em Julho nas estações MET 1 e MET 3. Globalmente, os sedimentos da estação MET 2 foram os que apresentaram uma maior percentagem de matéria orgânica.

### 3.1.3 Parâmetros físico-químicos da água de fundo

Os parâmetros oxigénio dissolvido (OD), salinidade e temperatura, foram medidos na coluna de água junto ao fundo (Tabela A.5.1).

Os valores máximo e mínimo de OD foram registados na estação MET 5 nos meses de Outubro (18,19 mg l<sup>-1</sup>) e Julho (6,22 mg l<sup>-1</sup>), respectivamente.

Quanto aos valores de salinidade, o valor máximo (33,4) foi registado em Outubro, na estação MET 1 e valores nulos foram registados em Janeiro e Abril na estação MET 6.

Observa-se um esperado gradiente de diminuição da salinidade ao longo do estuário entre as estações MET 1, MET 4, MET 5 e MET 6 com salinidades de água marinha, na estação MET 1, até salinidades tipicamente dulciaquícolas nas estações MET 5 e MET 6 (Figura 3.1.3.1). A temperatura variou entre um mínimo de 7,4 °C, em Janeiro, e um máximo de 22,3 °C, em Julho, na estação MET 5. Os valores máximos da temperatura foram registados em Julho com excepção da estação MET 1 (Outubro – 15,7 °C). Quanto aos valores mínimos registaram-se em Janeiro para todas as estações com excepção da estação MET 6 (Abril – 13,9 °C).

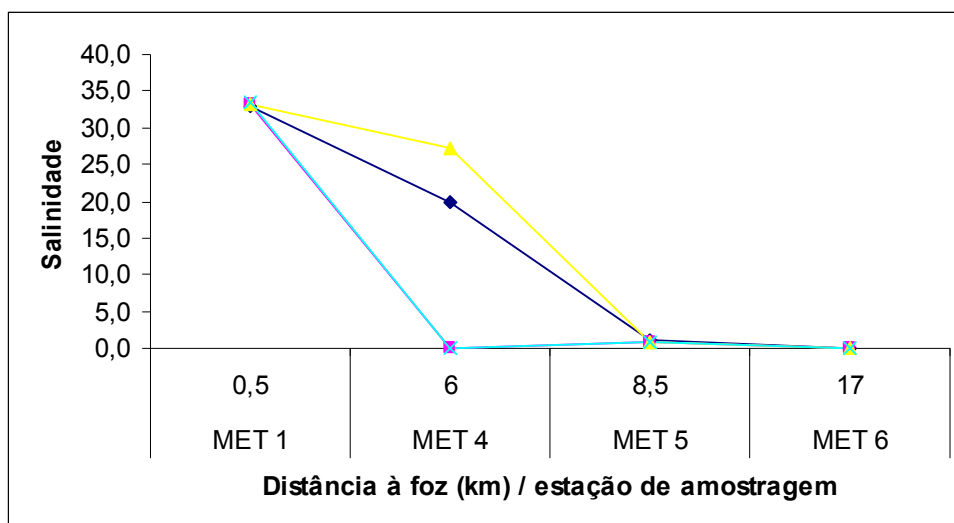


Figura 3.1.3.1. Variação sazonal da salinidade na água de fundo no estuário do rio Minho. É indicada a distância à foz, em km, para cada um dos locais. ♦ - Janeiro; ■ - Abril; ▲ - Julho; × - Outubro.

Observou-se um padrão de variação sazonal da temperatura (Figura 3.1.3.2), sendo no local MET 5 que se observa a maior amplitude de temperatura ao longo do ano.

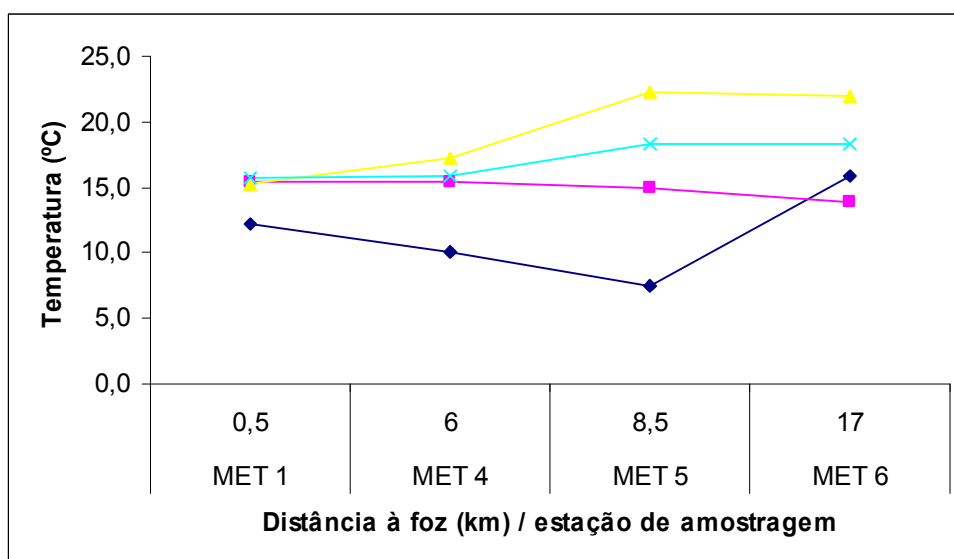


Figura 3.1.3.2. Variação sazonal da temperatura nas estações localizadas no canal do rio Minho. É indicada a distância à foz, em km, para cada um dos locais. ♦ - Janeiro; ■ - Abril; ▲ - Julho; × - Outubro.

### 3.1.4 Profundidade

Os locais MET 2 e MET 3 são aqueles em que a amostragem se realizou em menores profundidades (1 m) e correspondem aos locais escolhidos no sapal do Coura. Por outro lado a maior profundidade (4,8 m) de amostragem foi observada no local MET 6. Os restantes valores de profundidade podem ser consultados na tabela A.5.1.

Efectuou-se uma análise de componentes principais (ACP) para averiguar qual a dispersão existente entre os diversos locais de amostragem em relação ao conjunto das variáveis granulometria, conteúdo em matéria orgânica, parâmetros físico-químicos e profundidade (Tabela A.6.1). A análise *draftsman plot* serviu para se avaliar a necessidade de transformação dos dados através da correlação entre as diferentes variáveis. Nos pares de variáveis com correlações  $\geq 0,95$  excluiu-se uma das variáveis, pois qualquer uma delas pode substituir a outra sem perda efectiva de informação (Clarke e Gorley, 2001). Existe uma correlação de 0,957 entre as fracções  $<0,063$  mm e 0,063-0,125 mm. Neste caso utilizou-se somente a informação dada pela fracção  $<0,063$  mm. Efectuou-se ainda uma transformação logarítmica dos dados de forma a melhorar a normalização dos mesmos. Da análise de ACP (Figura 3.1.3.3), os dados das amostras sazonais dos locais MET 1, MET 2, MET 3 e MET 6 formam grupos individualizados. Os dois primeiros eixos retêm 60,7 % da variação das 11 dimensões originais.

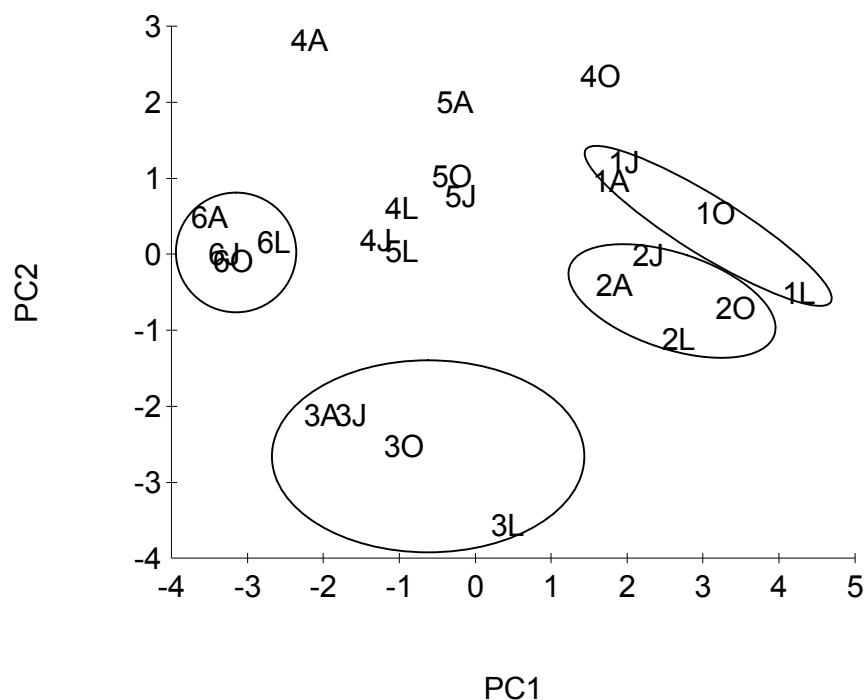


Figura 3.1.3.3. Análise de componentes principais (ACP) com 11 dimensões correspondentes às variáveis da granulometria (excepto fracção 0,063-0,125), conteúdo em matéria orgânica, parâmetros físico-químicos e profundidade. Os eixos PC1 e PC2 retêm 60,7 % da variação. Os números 1 a 6 indicam as estações MET 1 a MET 6. J – Janeiro; A – Abril; L – Julho; O – Outubro.

### 3.1.5 Metais totais recuperáveis

Na figura 3.1.4.1 apresenta-se a variação sazonal das concentrações de metais totais recuperáveis (Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Pb, Cr, Ni e Cd) nos diversos locais de amostragem. Os valores das concentrações dos metais são apresentados na Tabela A.7.1.

Os valores mais elevados de Al, Cu, Cr e Cd foram obtidos para todos os locais de amostragem nos meses de Julho e Outubro. Exceptuando o local MET 1, os menores valores de Cr foram quantificados no mês de Janeiro. No caso do Pb os valores mais elevados foram obtidos em Janeiro com excepção do local MET 4.

Para avaliação do grau de contaminação antropogénica dos sedimentos, as concentrações de metais foram normalizadas em relação ao Fe (Figura 3.1.4.2). A normalização das concentrações dos metais em relação ao Fe retira o efeito de partícula do sedimento. A opção pelo Fe e não pelo Al, por exemplo, relaciona-se com o método utilizado para a extracção dos metais dos sedimentos. Uma vez que essa extracção permite avaliar as concentrações de metais recuperáveis (não provoca a dissolução completa do sedimento) um elemento adequado para a normalização das concentrações é o Fe (Mucha *et al.*, 2003). A digestão com ácido nítrico tem a vantagem de ser indicativa dos metais suficientemente móveis para terem potencial interesse ecotoxicológico

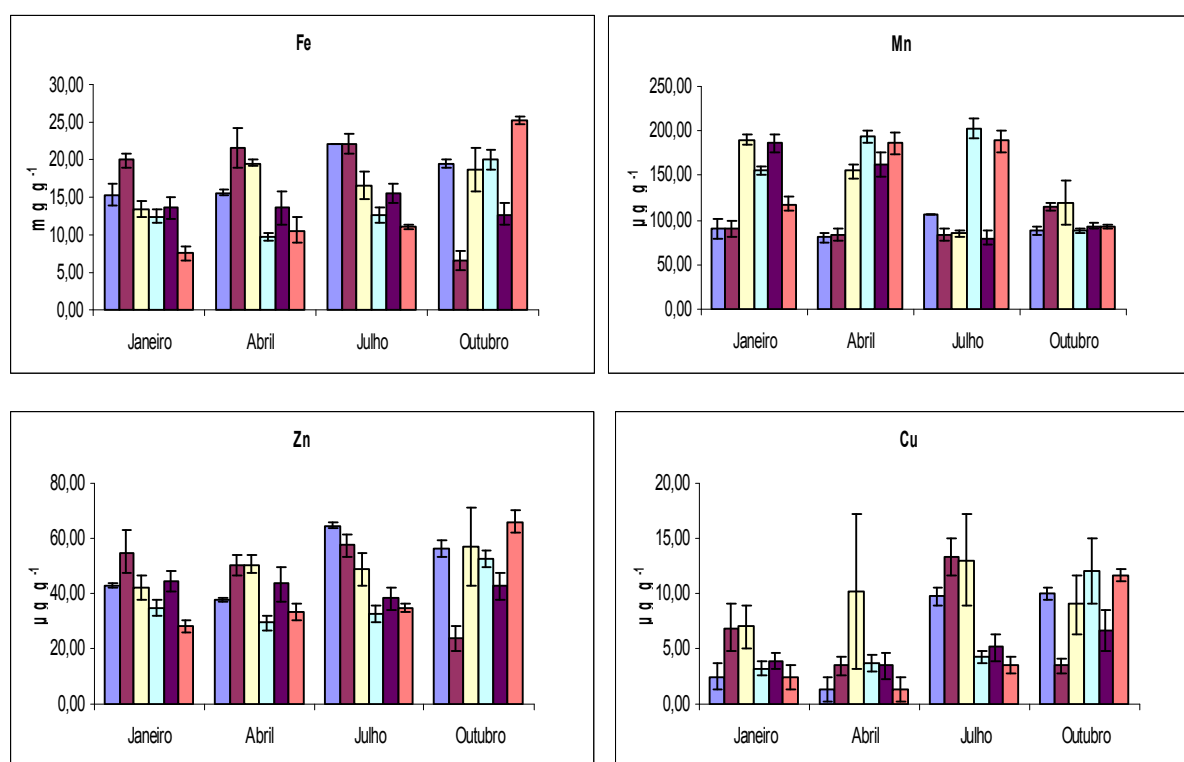


Figura 3.1.4.1. (Continua) Conteúdo em metais totais recuperáveis por mês e estação de amostragem. MET 1 (■), MET 2 (■), MET 3 (□), MET 4 (□), MET 5 (■) e MET 6 (■). (1 desvios-padrão de três réplicas.)

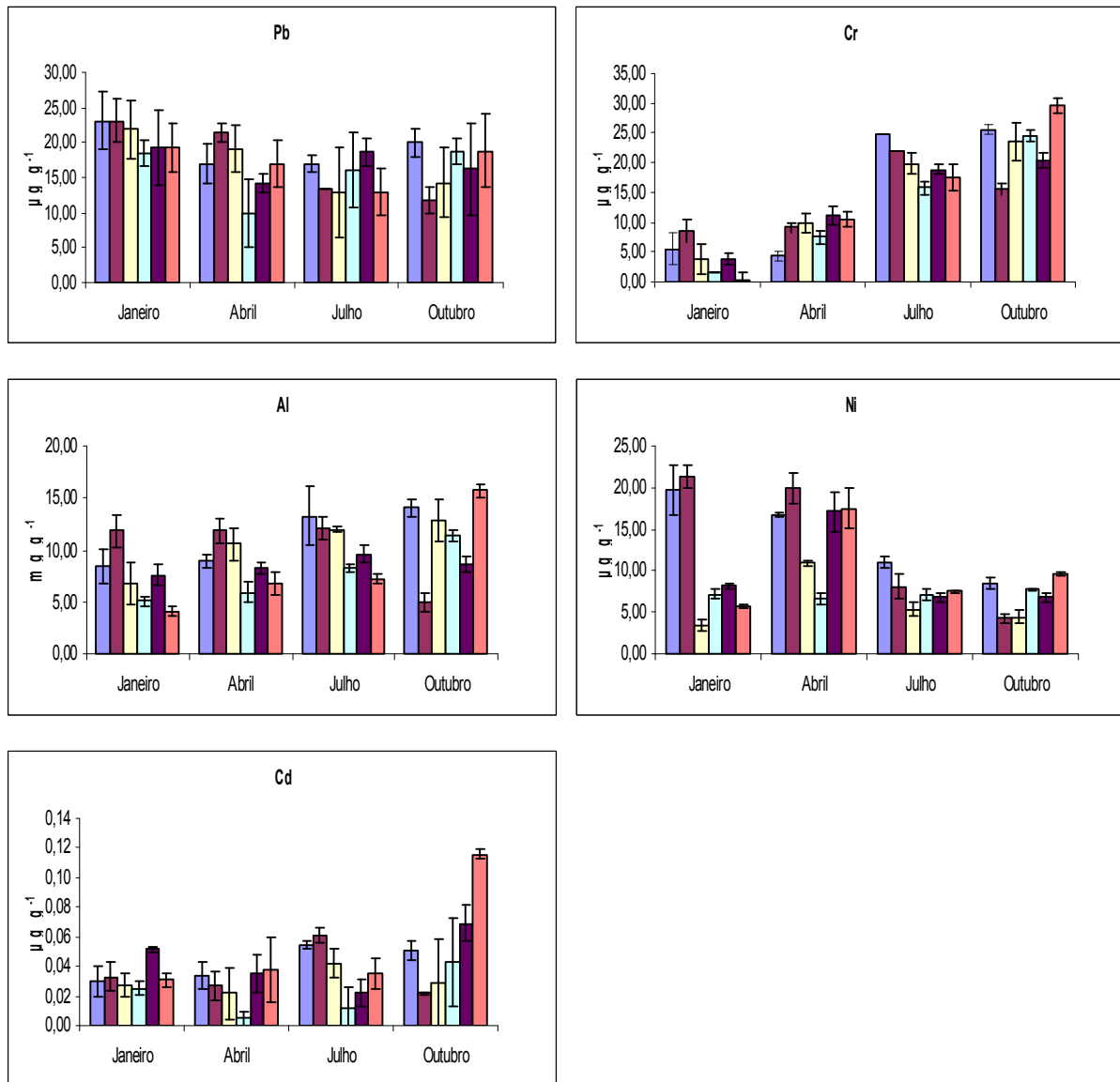


Figura 3.1.4.1. (Continuação) Conteúdo em metais totais recuperáveis por mês e estação de amostragem. MET 1 (■), MET 2 (■), MET 3 (■), MET 4 (■), MET 5 (■) e MET 6 (■). (I desvios-padrão de três réplicas.)

Os valores médios das concentrações de metais foram comparados com os resultados obtidos por Paiva (1993) e Moreno *et al.* (2005) para o estuário do rio Minho e sapal do rio Coura (Tabela A.8.1).

Para a ACP utilizaram-se as características do sedimento, os parâmetros físico-químicos da água de fundo e as concentrações dos metais totais-recuperáveis (Tabela A.6.1). Como foi referido anteriormente, utilizou-se a fracção <0,063 mm como representativa da variação devida às fracções <0,063 mm e 0,063-0,125 mm. Na figura 3.1.4.3. está representado o resultado gráfico da ACP para as 20 variáveis utilizadas. É possível agruparem-se as várias amostras sazonais referentes aos locais MET 3 e MET 5.

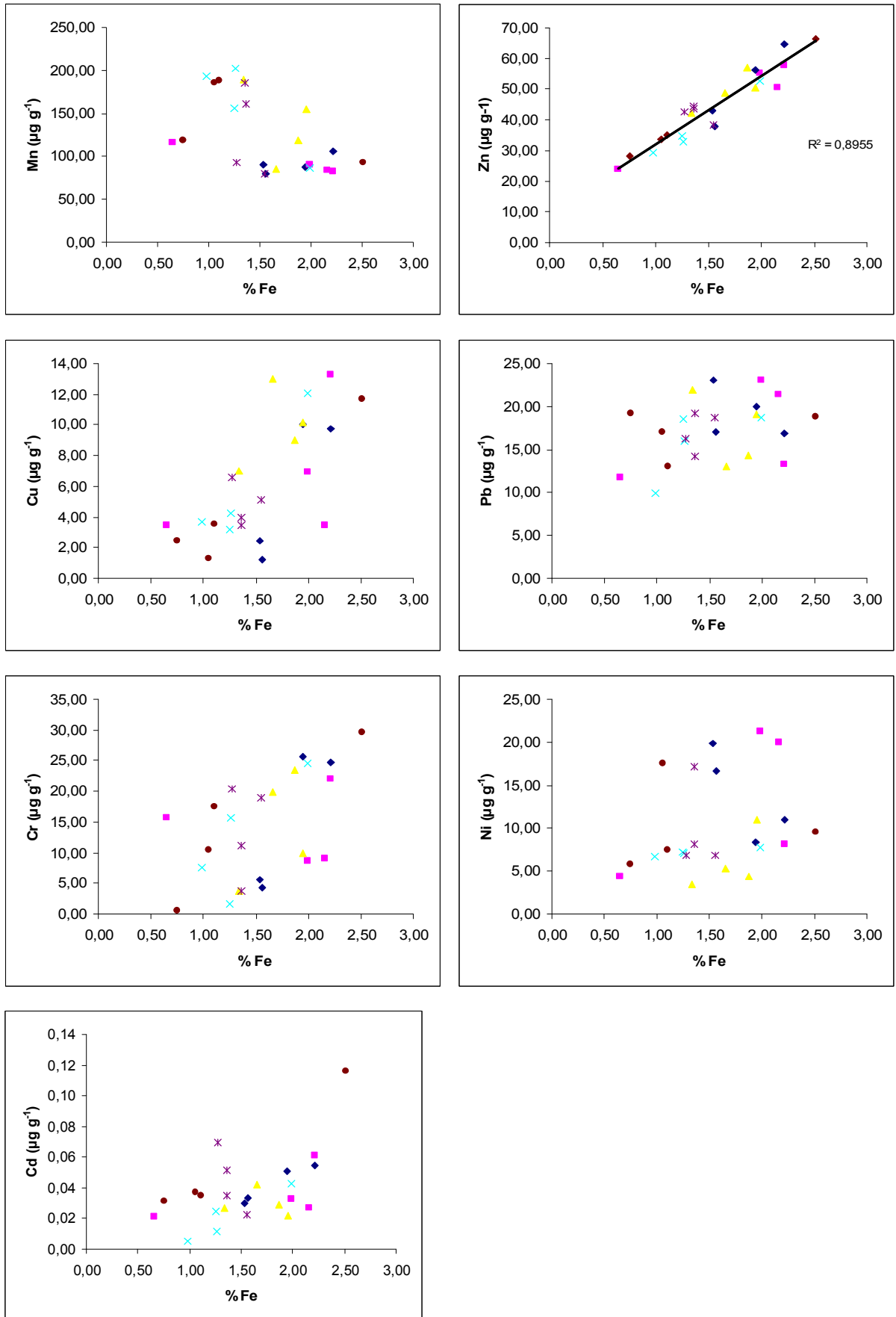


Figura 3.1.4.2. Concentração dos metais totais recuperáveis (Mn, Zn, Pb, Cu, Cr, Cd e Ni) em relação ao Fe (%). As linhas representam a regressão linear. ♦ - MET 1; ■ - MET 2; ▲ - MET 3; × - MET 4; \* - MET 5; ● - MET 6.



Quanto aos outros locais não é possível identificar um padrão semelhante.

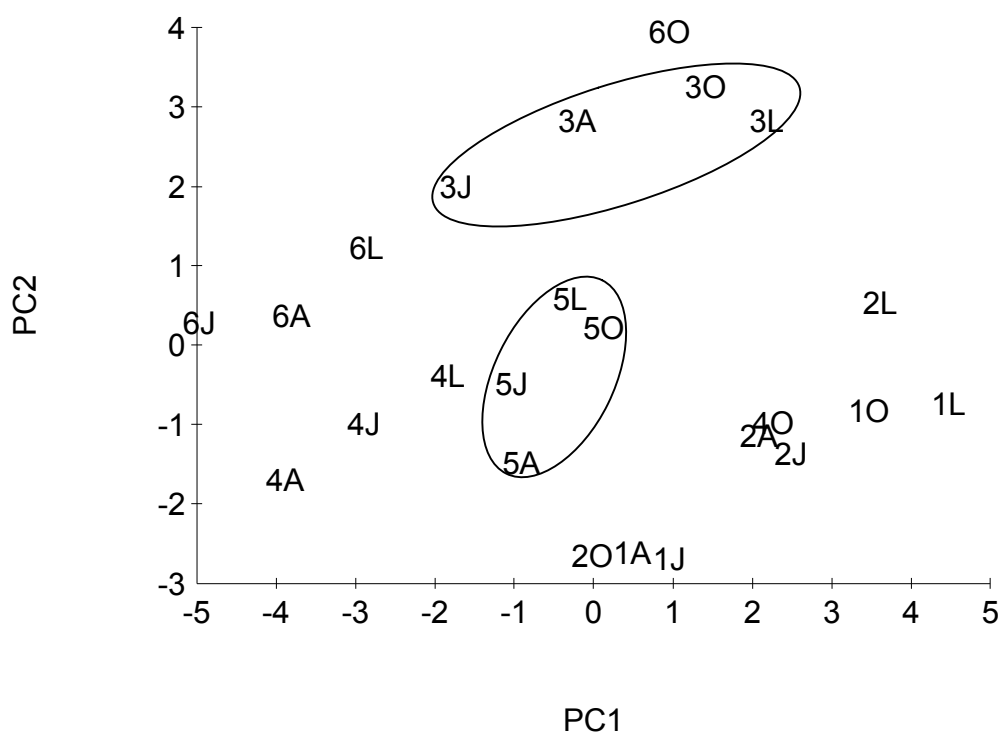


Figura 3.1.4.3. Análise de componentes principais (ACP) com 20 dimensões correspondentes às variáveis da granulometria (excepto fracção 0,063-0,125), conteúdo em matéria orgânica, parâmetros físico-químicos, profundidade e metais totais recuperáveis. Os eixos PC1 e PC2 retêm 49,9 % da variação. Os números 1 a 6 indicam as estações MET 1 a MET 6. J – Janeiro; A – Abril; L – Julho; O – Outubro.

### 3.1.6 Pesticidas organoclorados

Foram detectados e quantificados resíduos de pesticidas organoclorados (POCs) ( $\alpha$ -lindano,  $\gamma$ -lindano, aldrina, heptacloro, heptacloro epóxido, DDT, DDE e metoxicloro) em alguns dos locais de amostragem (Figura 3.1.5.1). Os valores das concentrações dos pesticidas encontram-se na tabela A.9.1. As concentrações variaram entre 0,1 e 15 ng g<sup>-1</sup>. Foram ainda detectados, mas não quantificados, dieldrina, endrina e DDD.

Exceptuando os locais MET 3 e MET 5, as maiores quantidades de  $\gamma$ -lindano observaram-se em Julho. Relativamente ao metoxicloro, encontrado em todas as estações de amostragem, as maiores concentrações foram observadas em Outubro, excepto nos locais MET 2 e MET 5. Quatro dos POCs quantificados (metoxicloro, aldrina,  $\alpha$ -lindano e  $\gamma$ -lindano) apresentaram os valores de concentração mais elevados na estação MET 1 e todos, excepto o metoxicloro, no mês de Julho. O DDE e o DDT foram encontrados em quantidades quantificáveis num número muito restrito de amostras (tabela A.9.1).

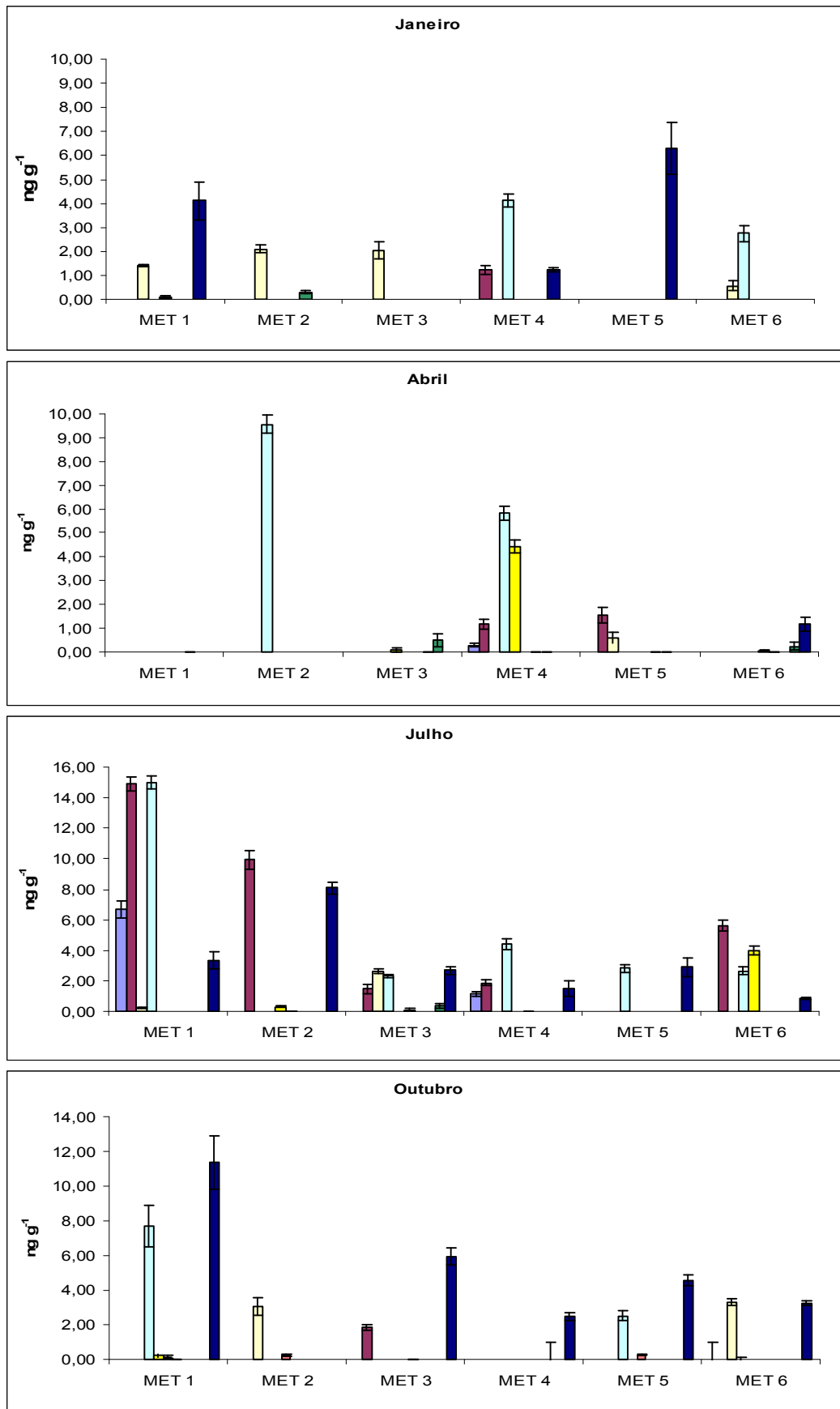


Figura 3.1.5.1. Concentrações de pesticidas nos diferentes locais de amostragem. □ - α-Lindano, ■ - γ-Lindano, □ - Heptacloro, □ - Aldrina, □ - Heptacloro Epóxido, ■ - Metoxicloro, □ - DDE e ■ - DDT.

Para a ACP utilizaram-se as características do sedimento, os parâmetros físico-químicos da água de fundo e as concentrações de pesticidas com excepção do  $\alpha$ -lindano (Tabela A.6.1). A não utilização dos dados respeitantes ao  $\alpha$ -lindano deve-se a só se ter quantificado em duas das 24 amostras. Para que os valores nulos não predominem nas variáveis ambientais (Clarke e Warwick, 2001) optou-se por não se utilizarem os valores relativos ao  $\alpha$ -lindano. Para a escolha das restantes variáveis a incluir na análise ACP recorreu-se à função “draftsman plot” a qual, como explicado em secção anterior, permitiu a substituição das fracções <0,063 mm e 0,063-0,125 mm, pela fracção <0,063 mm por se poder considerar que retém a informação contida em ambas. Na figura 3.1.5.2 apresenta-se o resultado gráfico da ACP para as 18 variáveis utilizadas. A análise efectuada permitiu agrupar as amostras sazonais referentes às estações MET 3 e MET 6.

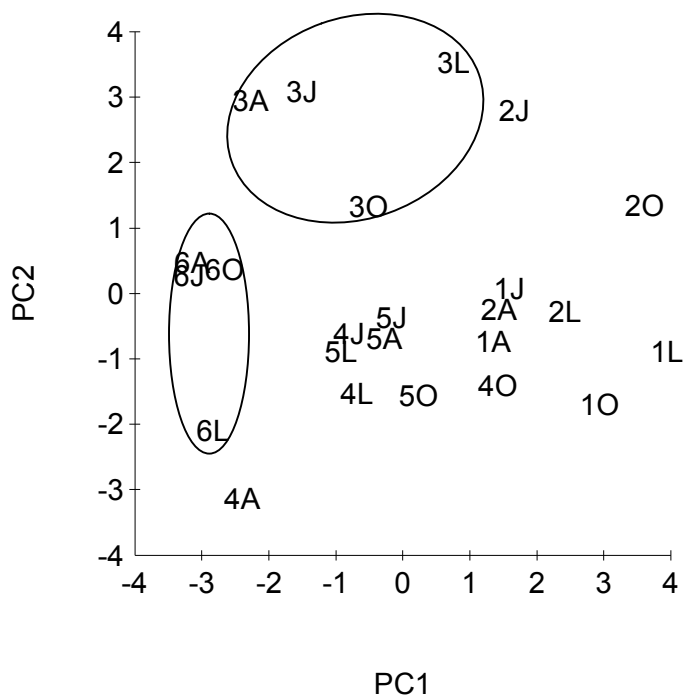


Figura 3.1.5.2. Análise de componentes principais (ACP) com 18 dimensões correspondentes às variáveis da granulometria (excepto fracção 0,063-0,125), conteúdo em matéria orgânica, parâmetros físico-químicos, profundidade e pesticidas (excepto  $\alpha$ -lindano). Os eixos PC1 e PC2 retêm 42,8 % da variação. Os números 1 a 6 indicam as estações MET 1 a MET 6. J – Janeiro; A – Abril; L – Julho; O – Outubro.

### 3.2 COMUNIDADE MACROBENTÓNICA

No total dos quatro meses e seis estações de amostragem foram recolhidos 3554 indivíduos de 54 taxa diferentes, pertencentes a 6 filas (Tabela 3.2.1 e Tabela A.10.1). Dos

taxa identificados 1 pertence ao filo Cnidaria, 19 ao Annelida, 14 ao Mollusca, 17 ao Arthropoda, 2 ao Echinodermata e 1 taxa ao Chordata (Tabela 3.2.1). Quanto à abundância, o filo Mollusca representou 58,81 % dos taxa identificados, seguido dos filis Arthropoda com 24,62 %, Annelida (16,4 %), Echinodermata (0,08 %), Chordata (0,06 %) e Cnidaria (0,03 %) (Tabela 3.2.1). Destes taxa 26 foram citados pela primeira vez para o rio Minho (Apêndice 10).

Tabela 3.2.1. Número de indivíduos e de taxa identificados por Filo.

Filo	Indivíduos		Número de Taxa
	(n.º)	(%)	
Cnidaria	1	0,03	1
Annelida	583	16,4	19
Mollusca	2090	58,81	14
Arthropoda	875	24,62	17
Echinodermata	3	0,08	2
Chordata	2	0,06	1
<b>Total</b>	<b>3554</b>	<b>100</b>	<b>54</b>

Dos 54 taxa descritos somente dez não foram possíveis de identificar até ao nível da espécie. Apenas 9 taxa foram identificados durante todo o ano em cada estação (Tabelas A.11.1 e A.12.1 a A.12.5). Na estação MET 1 somente indivíduos do taxa **Scrobicularidae** foram identificados nos quatro meses de amostragem. A estação MET 2 revelou além do crustáceo *Cyathura carinata*, a presença de quatro poliquetas (*Nereis (Hediste) diversicolor*, *Alkmaria romijni*, *Pygospio elegans* e *Streblospio benedicti*) durante todos os meses. Na estação MET 3 além de *C. carinata* e *N. diversicolor* também o crustáceo *Gammarus chevreuxi* esteve sempre presente. Na estação MET 4 nenhum taxa esteve presente em todos os meses. Na estação MET 5 o crustáceo de água-doce *Gammarus pulex* e o crustáceo *C. carinata* fizeram parceria com o bivalve *Corbicula fluminae* durante todo o ano. Este último taxa predominou na estação MET 6 em todos os meses de amostragem.

O número de espécies variou entre uma espécie (MET 4 – Julho) e 22 espécies (MET 1 – Outubro) e o número de indivíduos entre 7 (MET 4 – Janeiro) e 467 (MET 5 – Julho) (Figura 3.2.1 e Tabela A.11.1). O mês de Outubro foi o que apresentou o maior número de espécies (52) enquanto em Abril o número de espécies (35) identificadas foi o menor. A densidade variou entre um mínimo de 47 ind.m<sup>-2</sup> (MET 4 – Janeiro) e um máximo de 3113 ind.m<sup>-2</sup> (MET 5 – Julho) com uma média de 987 ind.m<sup>-2</sup> (Figura 3.2.2 e Tabela A.13.1). No conjunto dos meses de amostragem a maior densidade foi registada no local MET 5 para

todos os meses (Janeiro – 2340 ind.m<sup>-2</sup>; Abril – 2546,67 ind.m<sup>-2</sup>; e Julho – 3113,33 ind.m<sup>-2</sup>) com excepção do mês de Outubro (MET 1 – 2720 ind.m<sup>2</sup>) (Tabela A.13.1).

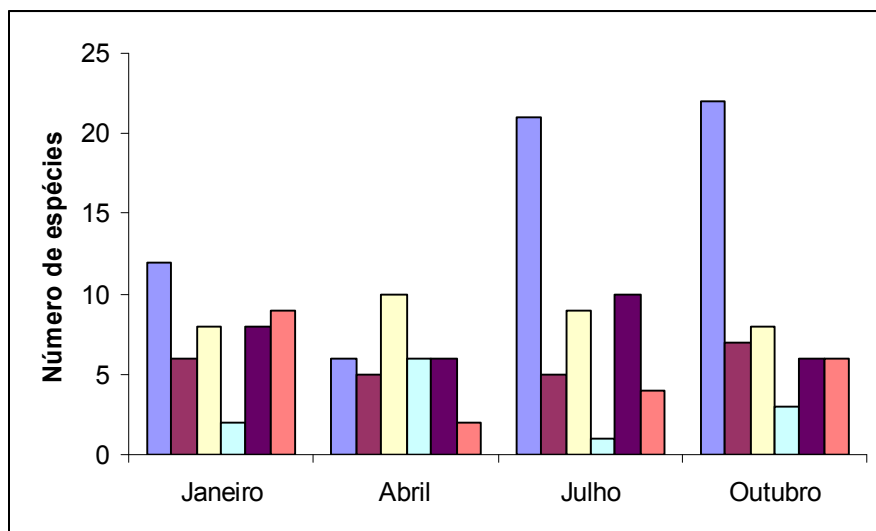


Figura 3.2.1. Variação sazonal do número de espécies para cada local de amostragem. MET 1 (■), MET 2 (■), MET 3 (□), MET 4 (□), MET 5 (■) e MET 6 (■).

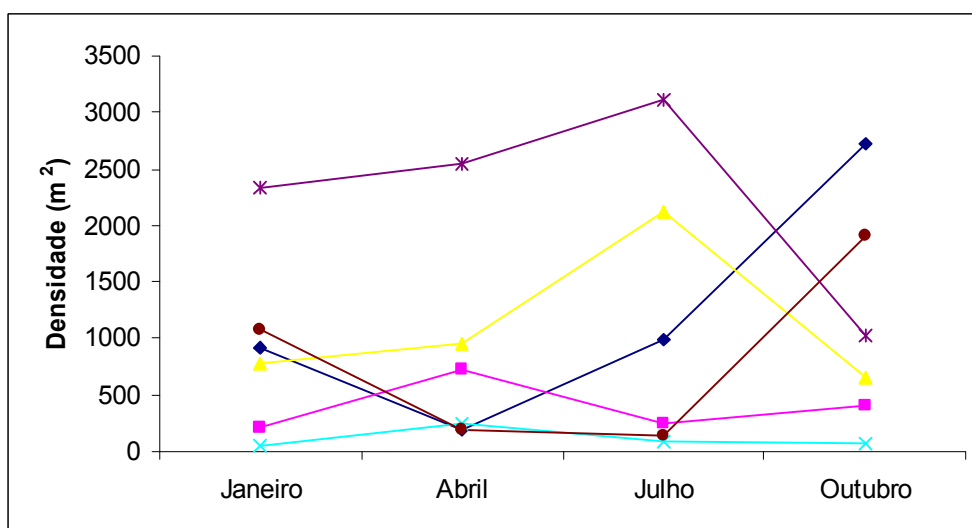


Figura 3.2.2. Sazonalidade da densidade, por m<sup>2</sup>, para cada local de amostragem. ◆ - MET 1; ■ - MET 2; ▲ - MET 3; × - MET 4; \* - MET 5; ● - MET 6.

Na tabela 3.2.2 estão registadas as densidades, por m<sup>2</sup>, para os filós mais representativos. São também apresentados os resultados para os taxa mais relevantes de cada um deles. Os Poliquetas em conjunto com os Bivalves e com os Crustáceos dominaram os locais MET 1 (97,37 %) e MET 2 (88,19 %), MET 3 (89,17 %) e MET 4 (98,55 %) respectivamente (Tabela 3.2.3). Nos locais MET 5 e MET 6 o único bivalve presente, *C. fluminae*, predominou com 82,2 % e 87,32 % dos indivíduos capturados respectivamente (Tabela 3.2.3).

Tabela 3.2.2. Densidades total e por filo para os três filões mais representativos da macrofauna bentónica do estuário do rio Minho. São apresentados os resultados de polichaeta, bivalvia e crustacea. Valores em número de indivíduos por m<sup>2</sup> e em %.

	TOTAL	ANNELIDA		Polichaeta		MOLUSCA		Bivalvia		ARTROPODA		Crustacea		
	ind. m <sup>-2</sup>	ind. m <sup>-2</sup>	%	ind. m <sup>-2</sup>	%	ind. m <sup>-2</sup>	%	ind. m <sup>-2</sup>	%	ind. m <sup>-2</sup>	%	ind.m-2	%	
Janeiro	MET 1	926,67	233,33	25,18	233,33	25,18	686,67	74,1	686,67	74,1	6,67	0,72	6,67	0,72
	MET 2	206,67	173,33	83,87	173,33	83,87	6,67	3,23	6,67	3,23	26,67	12,9	26,67	12,9
	MET 3	773,33	120	15,52	80	10,34	20	2,59	20	2,59	633,33	81,9	626,67	81,03
	MET 4	46,67	0	0	0	0	0	0	0	0	46,67	100	46,67	100
	MET 5	2340	53,33	2,28	53,33	2,28	1873,33	80,06	1873,33	80,06	406,67	17,38	406,67	17,38
	MET 6	1073,33	13,33	1,24	0	0	1026,67	95,65	973,33	90,68	33,33	3,11	26,67	2,48
Abril	MET 1	186,67	46,67	25	46,67	25	126,67	67,86	126,67	67,86	13,33	7,14	13,33	7,14
	MET 2	720	413,33	57,41	413,33	57,41	0	0	0	0	306,67	42,59	306,67	42,59
	MET 3	946,67	180	19,01	40	4,23	0	0	0	0	766,67	80,99	733,33	77,46
	MET 4	253,33	33,33	13,16	33,33	13,16	6,67	2,63	0	0	213,33	84,21	213,33	84,21
	MET 5	2546,67	26,67	1,05	26,67	1,05	2213,33	86,91	2213,33	86,91	306,67	12,04	306,67	12,04
	MET 6	186,67	0	0	0	0	166,67	89,29	166,67	89,29	20	10,71	20	10,71
Julho	MET 1	986,67	693,33	70,27	693,33	70,27	253,33	25,68	240	24,32	20	2,03	20	2,03
	MET 2	246,67	160	64,86	160	64,86	0	0	0	0	86,67	35,14	86,67	35,14
	MET 3	2120	673,33	31,76	673,33	31,76	13,33	0,63	0	0	1433,33	67,61	1206,67	56,92
	MET 4	86,67	86,67	100	86,67	100	0	0	0	0	0	0	0	0
	MET 5	3113,33	26,67	0,86	26,67	0,86	2653,33	85,22	2646,67	85,01	433,33	13,92	426,67	13,7
	MET 6	146,67	0	0	0	0	126,67	86,36	126,67	86,36	20	13,64	13,33	9,09
Outubro	MET 1	2720	480	17,65	480	17,65	2206,67	81,13	2186,67	80,39	26,67	0,98	26,67	0,98
	MET 2	406,67	133,33	32,79	133,33	32,79	180	44,26	180	44,26	93,33	22,95	93,33	22,95
	MET 3	653,33	120	18,37	120	18,37	6,67	1,02	6,67	1,02	526,67	80,61	526,67	80,61
	MET 4	73,33	60	81,82	60	81,82	0	0	0	0	13,33	18,18	13,33	18,18
	MET 5	1026,67	6,67	0,65	6,67	0,65	686,67	66,88	686,67	66,88	326,67	31,82	326,67	31,82
	MET 6	1906,67	153,33	8,04	0	0	1680	88,11	1626,67	85,31	73,33	3,85	73,33	3,85

Tabela 3.2.3. Espécimes capturados por Filo e Classe por número de indivíduos e em percentagem para cada local de amostragem no conjunto dos meses.

	MET 1		MET 2		MET 3		MET 4		MET 5		MET 6	
	n.º	%	n.º	%	n.º	%	n.º	%	n.º	%	n.º	%
Annelida	218	30,15	132	55,7	164	24,33	27	39,13	17	1,26	25	5,03
Mollusca	491	67,91	28	11,81	6	0,89	1	1,45	1114	82,27	450	90,54
Arthropoda	10	1,38	77	32,49	504	74,78	41	59,42	221	16,32	22	4,43
<b>Total</b>	<b>719</b>	<b>95,5</b>	<b>237</b>	<b>100</b>	<b>674</b>	<b>100</b>	<b>69</b>	<b>100</b>	<b>1352</b>	<b>99,85</b>	<b>497</b>	<b>100</b>
Polichaeta	218	30,15	132	55,7	137	20,33	27	39,13	17	1,26	0	0
Bivalvia	486	67,22	28	11,81	4	0,59	0	0	1113	82,2	434	87,32
Crustacea	10	1,38	77	32,49	464	68,84	41	59,42	220	16,25	20	4,02

Quanto à distribuição dos taxa pelos locais de amostragem, o local MET 1 com 37 taxa foi a que registou o maior número de taxa, seguido pelos locais MET 3 (15), MET 5 (12), MET 6 (11), MET 4 (8) e MET 2 (7). O mês de Outubro foi o mês que registou o maior número de taxa identificados (35) e o mês de Abril foi o que registou o menor número de taxa (20).

Foram calculados quatro índices biológicos (Figura.3.2.3 e Tabela A.14.1), índice de riqueza de espécies de Margalef (R; Margalef, 1958), índice de diversidade de Shannon (H'; Shannon e Weaver, 1963), índice de uniformidade de Pielou (J'; Pielou, 1966) e o índice de dominância de Simpson (D; Simpson, 1949) usando as fórmulas de cálculo do apêndice 1.

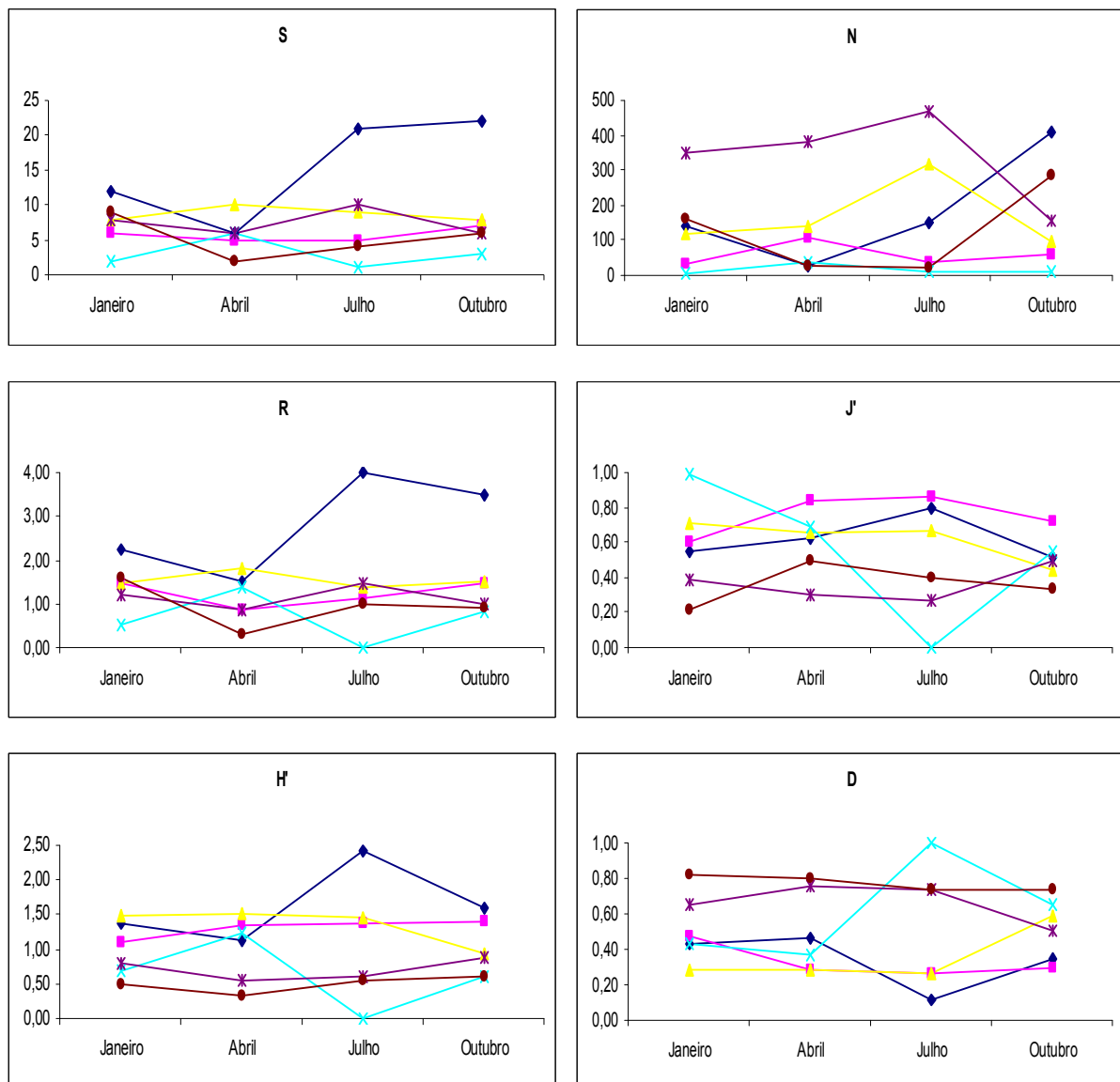


Figura 3.2.3. Índices biológicos calculados, número de espécies e de indivíduos capturados. S – número de espécies, N – número de indivíduos, R – índice de riqueza de espécies de Margalef, J' – índice de uniformidade de Pielou, H' – índice de diversidade de Shannon e D – índice de dominância de Simpson. ♦ - MET 1; ■ - MET 2; ▲ - MET 3; × - MET 4; \* - MET 5; ● - MET 6.

Os valores máximos dos índices R e H' foram calculados para a estação MET 1 em Julho com os valores 4,00 e 2,42 respectivamente. Os índices de uniformidade de Pielou e de dominância de Simpson tiveram os máximos na estação MET 4 em Janeiro com os valores de 0,99 e 1 respectivamente (Tabela 3.2.4). Verifica-se ainda que o local MET 4 em Julho foi aquele que apresentou os menores índices de riqueza específica e diversidade. Este facto deve-se a só ter sido identificada uma taxa, *N. diversicolor*. O valor máximo do número de indivíduos corresponde ao local MET 5 e também à grande quantidade de *C. fluminea* identificada. De referir que tanto o valor máximo (0,99) como o valor mínimo (0,22) do índice de uniformidade de Pielou foram obtidos em Janeiro, nos locais MET 4 e MET 6 respectivamente.

Tabela 3.2.4. Média, desvio-padrão e valores máximo e mínimo dos índices biológicos calculados. S – número de espécies, N – número de indivíduos, R – índice de riqueza de espécies de Margalef, J' – índice de uniformidade de Pielou, H' – índice de diversidade de Shannon e D – índice de dominância de Simpson. No local/mês os números 1 a 6 indicam as estações MET 1 a MET 6 e as letras correspondem a: J – Janeiro; L – Julho; O – Outubro.

Variável	Média	Desvio padrão	Máximo		Mínimo	
			valor	local/mês	valor	local/mês
N	148	142	467	5L	7	4J
S	8	5	22	1O	1	4L
R	1,39	0,88	4	1L	0	4L
J'	0,57	0,2	0,99	4J	0,22	6J
H'	1,02	0,53	2,42	1L	0	4L
D	0,51	0,23	1	4L	0,11	1L

A análise estatística dos dados da densidade das espécies da comunidade macrobentónica com a rotina MDS (Figura 3.2.4) constrói uma configuração das diversas amostras envolvidas. No caso da figura 3.2.4 mostra que as estações MET 1, MET 2, MET 3, MET 5 e MET 6, correspondentes aos vários meses de amostragem, são agrupadas em grupos individualizados. A estação MET 1 também se encontra aglomerada mas de forma mais dispersa. O nível de stresse calculado (0,11) indica uma ordenação que está no limiar entre uma interpretação precisa e a necessidade de uma validação que pode ser obtida, p. ex., através de um dendograma gerado com recurso à rotina CLUSTER (Figura 3.2.5). Este procedimento mostra o grau de similaridade das diversas amostras analisadas. Desta forma podem-se delinear grupos de amostras (locais) com diferentes estruturas da comunidade biótica que apresentam um dado grau de similaridade. No caso da figura 3.2.5, para um nível de similaridade de 20 % formam-se quatro grupos e a um nível de 50 % formam-se 11 grupos



de amostras. Na figura 3.2.6 estão sobrepostos ao MDS da figura 3.2.4 os grupos obtidos no dendograma da figura 3.2.5 para os dois níveis de similaridade indicados (20 % e 50 %).

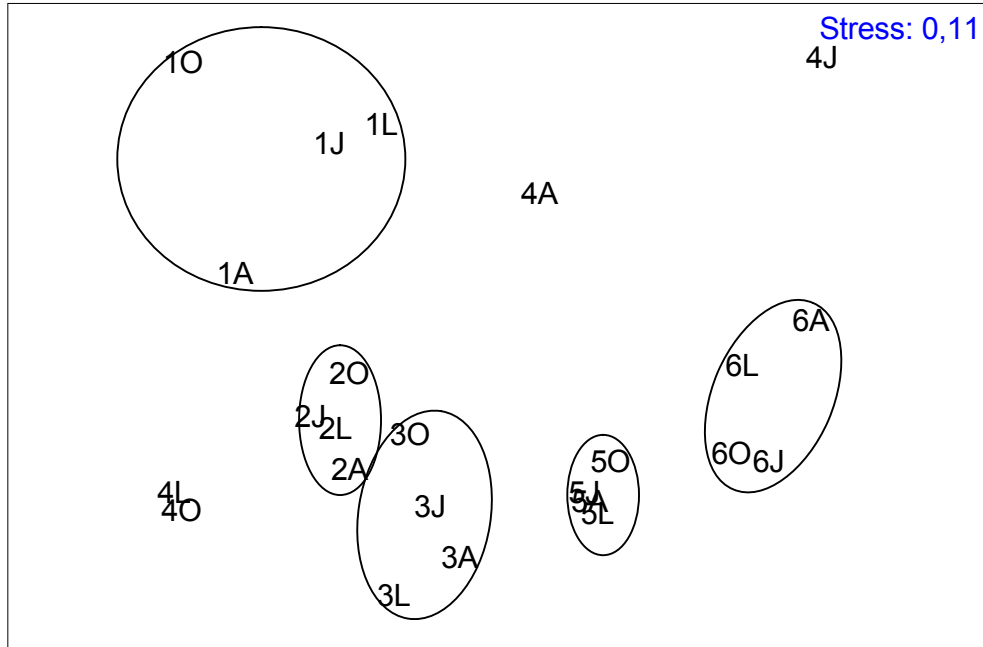


Figura 3.2.4. Ordenação MDS das 24 amostras utilizadas através da densidade das espécies da comunidade macrobentônica. Stresse = 0,11. Os números 1 a 6 indicam as estações MET 1 a MET 6. J – Janeiro; A – Abril; L – Julho; O – Outubro.

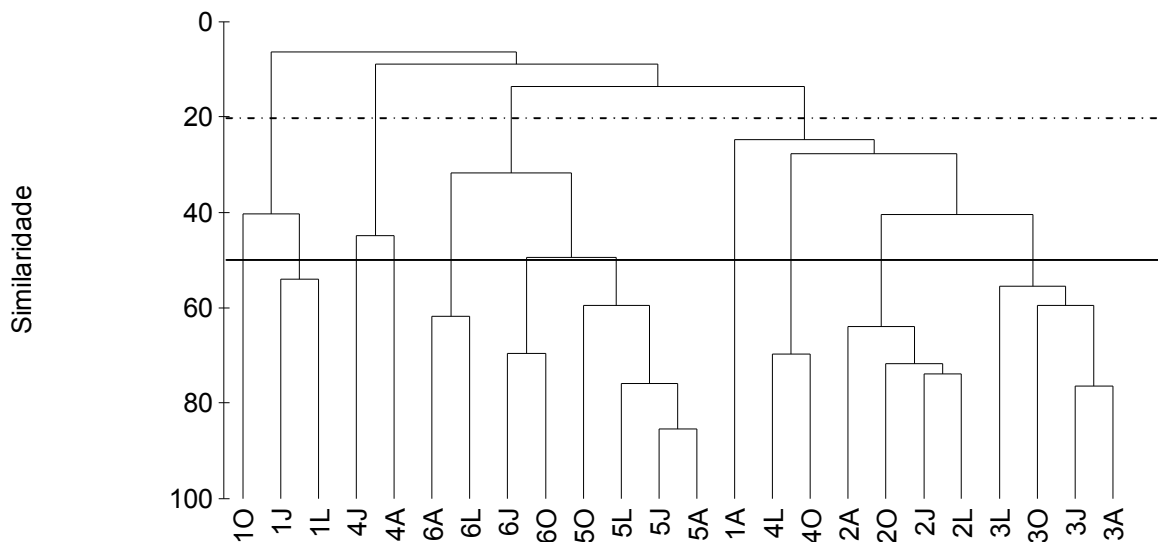


Figura 3.2.5. Análise CLUSTER das 24 amostras utilizadas na ordenação MDS da figura 3.2.3 usando a similaridade de Bray-Curtis. Os segmentos a tracejado e a contínuo indicam a similaridade de 20 % e 50 % respectivamente. Os números 1 a 6 indicam as estações MET 1 a MET 6. J – Janeiro; A – Abril; L – Julho; O – Outubro.

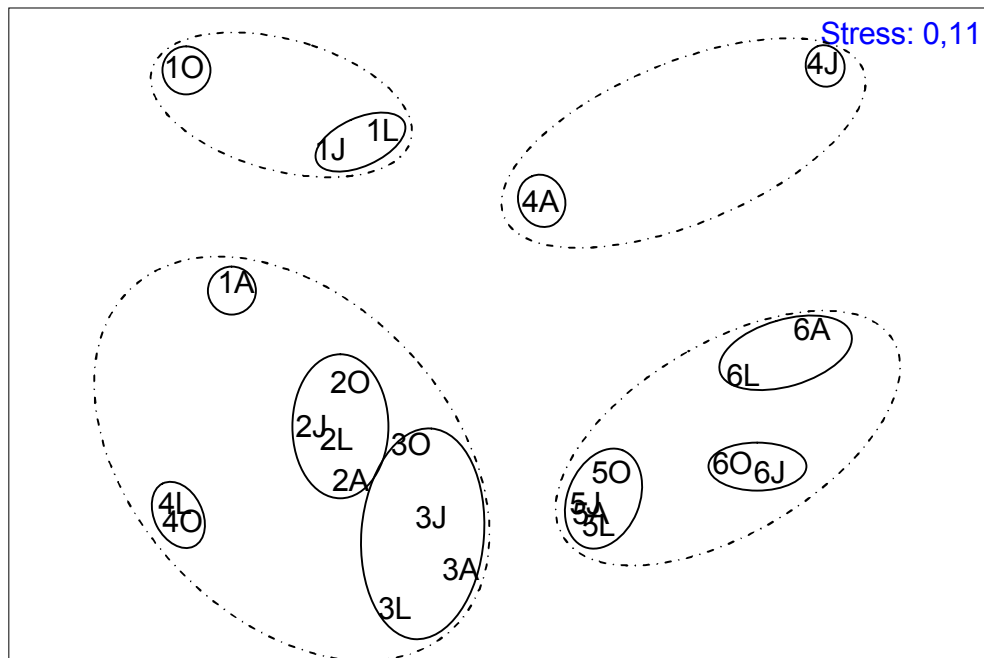


Figura 3.2.6. Ordenação MDS das 24 amostras utilizadas através da densidade das espécies da comunidade macrobentónica. Inseridos os agrupamentos da figura 3.2.4 com níveis de similaridade de 20 % (tracejado) e 50% (contínuo). Stress = 0,11. Os números 1 a 6 indicam as estações MET 1 a MET 6. J – Janeiro; A – Abril; L – Julho; O – Outubro.

### 3.3 RELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS BIOLÓGICAS E AMBIENTAIS

Na figura 3.3.1 está representada a análise de componentes principais (ACP), realizada para o total das variáveis ambientais do sedimento. Foram utilizadas 27 variáveis (Tabela A.6.1), das quais, seis fracções granulométricas (com a excepção já referida da fracção 0,063-0,125 mm), matéria orgânica, os parâmetros físico-químicos da água de fundo, as concentrações dos metais e dos pesticidas, com a excepção do  $\alpha$ -lindano, como explicado na secção 3.1.5.

Na figura 3.3.1 pode-se observar que, para o conjunto das 27 variáveis ambientais utilizadas, as amostras sazonais correspondentes ao local MET 3 e MET 5 são agrupadas mostrando existir uma semelhança, para o conjunto das variáveis ambientais utilizadas, ao longo do ano.

De forma a tentar-se determinar a extensão em que as variáveis ambientais explicam a configuração observada da comunidade macrobentónica realizou-se a rotina estatística BIO-ENV. Esta rotina permite obter a selecção das melhores combinações das variáveis ambientais

com a comunidade macrobentônica (Tabela 3.3.1). As combinações das variáveis ambientais são consideradas a níveis de complexidade crescente, i.e. número de variáveis  $k$  de cada vez ( $k = 1, 2, 3, 4, 5$ ).

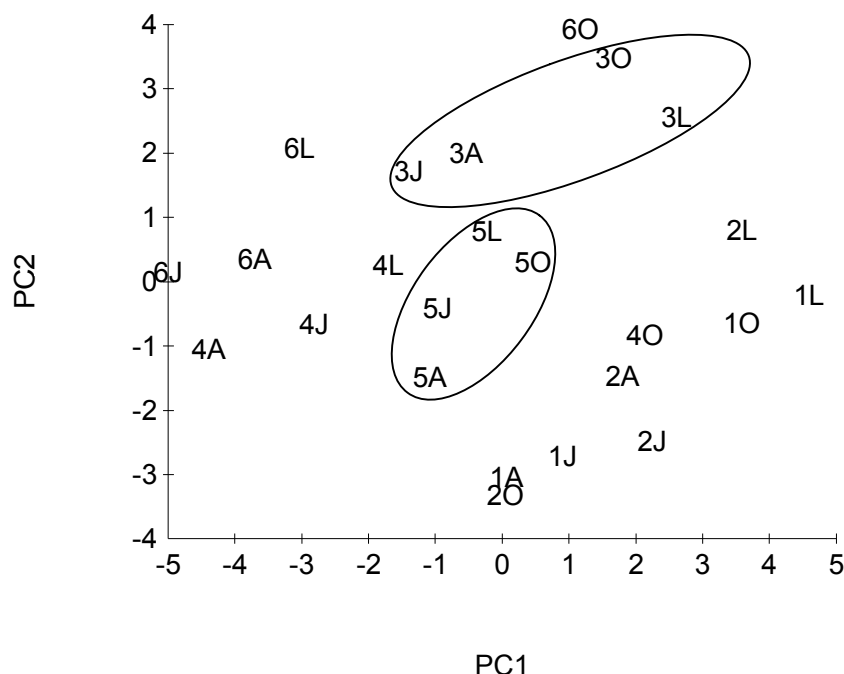


Figura 3.3.1. Análise de componentes principais (ACP) com 27 dimensões correspondentes às variáveis da granulometria (excepto fracção 0,063-0,125), conteúdo em matéria orgânica, parâmetros físico-químicos, profundidade, metais e pesticidas (excepto  $\alpha$ -lindano). Os eixos PC1 e PC2 retêm 40,4 % da variação. Os números 1 a 6 indicam as estações MET 1 a MET 6. J – Janeiro; A – Abril; L – Julho; O – Outubro.

Tabela 3.3.1. Melhores correlações entre as variáveis ambientais e a comunidade macrobentônica (rotina BIO-ENV). Coeficientes de graduação de Spearman (Spearman rank) entre parêntesis. Melhor correlação a negrito.

k	Combinação das melhores variáveis ( $\rho_w$ )
1	<0,063 (0,453); Salinidade (0,368); 0,125-0,25 (0,262)
2	<b>Salinidade, &lt;0,063 (0,51)</b> ; <0,063, 0,125-0,25 (0,427); Salinidade, 0,5-1 (0,401)
3	Salinidade, <0,063, 0,5-1 (0,503); Salinidade, <0,063, 0,125-0,25 (0,487); Cu, Salinidade, <0,063 Cu, Salinidade, <0,063, 0,125-0,25 (0,476); Cu, Salinidade, <0,063, 0,5-1 (0,474);
4	Profundidade, Salinidade, <0,063, 0,5-1 (0,473) Profundidade, Salinidade, <0,063, 0,125-0,25, 0,5-1 (0,462); Cu, Aldrina, Salinidade, <0,063, 0,5-1 (0,461);
5	Cu, Cr, Salinidade, <0,063, 0,125-0,25 (0,458)

A variável que individualmente melhor agrupa os locais de maneira consistente com a configuração da comunidade macrobentónica é a fracção do sedimento <0,063 mm ( $\rho_w = 0,453$ ), seguida pela salinidade ( $\rho_w = 0,368$ ). A melhor combinação encontrada, foi uma combinação de duas características do sedimento, salinidade e fracção do sedimento <0,063 mm com um coeficiente de graduação de Spearman ( $\rho_w = 0,51$ ). De referir que existem 31 combinações, com mais que uma variável, com coeficiente de Spearman superior ao da variável individual com melhor correlação (<0,063 mm).

## 4 DISCUSSÃO





## 4. DISCUSSÃO

### 4.1 CARACTERÍSTICAS DOS SEDIMENTOS

#### 4.1.1 Granulometria, matéria orgânica e parâmetros físico-químicos da água de fundo

Registaram-se nos diferentes locais de amostragem, como seria de esperar, oscilações sazonais da temperatura. Em todos os locais, com excepção de MET 1, observou-se um padrão de variação sazonal da temperatura. Aquela estação de amostragem situada próximo da foz e, conseqüentemente, do oceano Atlântico, é o local que regista a menor amplitude térmica ao longo do ano. Contrariamente, é de esperar que os locais de amostragem mais para montante apresentem uma maior amplitude térmica, como é o caso de MET 5 com quase 15 °C de diferença entre Janeiro e Julho. A este facto não será indiferente a localização do local MET 5 numa zona de águas mais calmas.

A salinidade apresenta também um gradiente de diminuição dos valores, de jusante para montante, quer no sentido do rio Minho (locais MET 1, MET 4, MET 5 e MET 6) quer do rio Coura (locais MET 2 e MET 3). Este gradiente é provocado pela diluição da água salgada, de origem marinha, na água doce de origem fluvial.

Apesar dos valores de oxigénio dissolvido (OD) não apresentarem um padrão de variação bem definido, pode dizer-se que, de uma forma geral, os valores mais elevados são obtidos durante os meses de Outono e Inverno (Outubro e Janeiro) de acordo com a relação inversamente proporcional entre o teor de OD e o aumento da temperatura da água.

O estudo da granulometria tem grande importância pois como sublinham diversos estudos (Warwick *et al.*, 1991; Meire *et al.*, 1994), a granulometria é um dos factores que condiciona a distribuição da comunidade macrobentónica sendo, por isso, um factor fundamental na ecologia bentónica. Além disso, a distribuição granulométrica do sedimento é um factor importante no controlo da contaminação orgânica e inorgânica. A distribuição dos sedimentos deve-se, essencialmente, às correntes de maré e à interacção das águas continentais e marinhas, assim como à profundidade. No presente estudo verificou-se uma variação das fracções granulométricas em função da distância em relação à foz. No troço do

rio Minho e no rio Coura observa-se uma tendência de variação para valores superiores das fracções de maiores dimensões do grão, para montante. Os resultados vão de encontro ao esperado para um estuário pois as estações com os valores mais elevados de finos situam-se em zonas de menor velocidade da água, uma no troço final do rio Minho (MET 1) e outra num braço de água do rio Coura (MET 2). Com a excepção dos locais MET 1 e MET 4 (Outubro) em todos os outros observa-se uma preservação temporal das fracções granulométricas. No primeiro a excepção deve-se, provavelmente, à agitação marítima típica do oceano Atlântico Norte e possivelmente às operações de dragagem efectuadas no canal de navegação do ferry-boat de Caminha.

A matéria orgânica (MO) é uma variável ambiental referida em diversos estudos como sendo um factor fundamental na distribuição das espécies. Este facto deve-se não só a ser uma fonte de alimento para algumas espécies mas, também, devido à sua correlação com as concentrações de poluentes, em particular os orgânicos hidrofóbicos. A distribuição da MO encontra-se, em geral, positivamente correlacionada com a fracção de silte e argila devido à semelhança na velocidade de sedimentação das respectivas partículas (Sousa, 2003). Por esta razão, não é de estranhar que neste estudo a correlação entre a MO e a fracção  $<0,063$  mm seja igual a 0,883.

Da análise ACP é possível verificar que as amostras dos locais MET 1 (com influência marinha), MET 2 e MET 3 (sapal do Coura) e MET 6 (com influência fluvial e valores de salinidade 0) ficam agrupadas o que permite considerar que esses locais apresentam diferenças significativas entre eles.

#### **4.1.2 Metais totais recuperáveis**

Os nove metais analisados foram quantificados em todos os locais de amostragem, em todos as estações do ano. Para avaliação do grau de contaminação antropogénica dos sedimentos, as concentrações de metais foram normalizadas em relação ao Fe. Para todos os metais, com excepção do zinco, a elevada dispersão dos pontos obtida nos gráficos não permite clarificar a eventual existência de contaminação antropogénica dos sedimentos, mas parece haver enriquecimento em alguns casos (de Ni nos locais MET 1 e 2 em Janeiro e MET 1, 2, 5 e 6 em Abril). Nestes locais/meses os valores da concentração do Ni são mais elevados.

Para todos os metais, excepto o Cr, a variação espacial das concentrações foi maior do que a variação temporal. No caso do Cr observaram-se valores relativamente mais elevados



da respectiva concentração, em Julho e Outubro. Da comparação com estudos anteriores verifica-se que os valores médios obtidos das concentrações de metais são geralmente inferiores, o que poderá, em parte, dever-se aos diferentes métodos de análise utilizados. Contudo, avaliando-se em relação à ordem de grandeza, somente os valores para o Cu, tanto no estuário do rio Minho como no sapal do Coura, para o Zn, no sapal do Coura, para o Al, no rio Minho e para o Ni, no sapal do Coura são valores com uma ordem de grandeza inferior aos dos referidos estudos.

A comparação dos valores das concentrações de metais encontrados com valores-guias de qualidade de sedimentos estuarinos, ERL (efeitos de curto alcance, percentil 10) e ERM (percentil 50) poderá indicar a existência de valores que são raramente, ocasionalmente ou frequentemente associados a efeitos biológicos adversos (McCready *et al.*, 2006). Os valores observados no presente estudo encontram-se abaixo de ERL pelo que não são considerados valores associados a efeitos adversos. Comparando com os resultados estatísticos obtidos na secção 3.1.3 verifica-se que a introdução dos metais na análise estatística leva a uma diminuição do número de agrupamentos das estações, de quatro para dois, reflectindo uma matriz mais complexa e em que não é tão evidente a separação dos locais de amostragem, excepto no caso dos locais MET 3 e MET 5.

#### **4.1.3 Pesticidas Organoclorados**

Foram detectados onze pesticidas organoclorados e quantificados oito em concentrações inferiores a  $15 \text{ ng g}^{-1}$ . Não foi possível determinar um padrão definido de variação sazonal. Adicionalmente, em cada data de amostragem, os sedimentos dos diferentes locais apresentaram contaminações diferentes. Em nenhum dos locais de amostragem foram encontrados todos os pesticidas quantificados o que revela uma grande variabilidade de contaminação. A possibilidade de existência de fontes de contaminação além de tempos e condições de degradação diferentes são hipóteses de justificação desta observação. Não se observaram diferenças, associadas às diferentes características dos locais, entre o grau de contaminação dos locais de amostragem do rio Minho e do sapal do Coura.

Dos POC's encontrados nos sedimentos, apenas se conhecem valores de ERL (*effects range-low*) e de ERM (*effects range-median*) para lindano e DDE (McCready *et al.*, 2006). No caso do DDE, as concentrações foram muito abaixo dos valores associados a efeitos biológicos adversos não se podendo concluir, porém, o mesmo para o lindano.

Comparando os resultados obtidos nas análises ACP realizadas verifica-se que a introdução dos pesticidas na análise estatística leva a uma diminuição do número de agrupamentos. Este resultado reflecte a existência de uma matriz complexa, de tal forma que os cinco primeiros eixos da análise ACP só explicam 72,6 % da variação observada.

## 4.2 COMUNIDADE MACROBENTÓNICA

Devido à escolha da draga utilizada para o estudo, tipo Van Veen, é possível que algum erro tenha sido introduzido pela diferente compactação do sedimento dos locais de amostragem. Isto devido à prensão e profundidade de penetração da draga estarem dependentes da granulometria do sedimento. No cômputo geral a distribuição da comunidade macrobentónica, ao longo do ciclo anual, parece apresentar uma periodicidade que tem, em relação à densidade, um mínimo durante o mês de Abril e um incremento durante os meses de Julho a Outubro. Este incremento deverá estar relacionado com fenómenos de recrutamento que ocorrem, usualmente, durante o final da Primavera e durante o Verão. Em relação às espécies identificadas durante o estudo, estas pertenceram na quase totalidade aos três filos mais representados, Anelídeos, Artrópodes e Moluscos que no seu conjunto representaram entre 95,5 % (MET 1) e 100 % (MET 2, MET 3, MET 4 e MET 6) dos espécimes identificados. Estes são os filos que predominam numa série de estudos da comunidade macrobentónica, incluindo no rio Minho (Weber, 1987; Maze *et al.*, 1993; Sousa, 2003; Mucha, 2004). Cada um dos filos anteriores é representado, no presente estudo, na sua quase totalidade, pelos taxa pertencentes, respectivamente, aos Poliquetas, Crustáceos e Bivalves. No presente estudo os Moluscos atingiram o valor de 58,81 % do total de indivíduos capturados. Resultados diferentes do estudo realizado por Maze *et al.* (1993) no estuário do rio Minho, onde os crustáceos foram o grupo mais abundante com 58 % dos organismos identificados. Esta grande diferença deve-se à abundância do bivalve *C. fluminae* nos locais do estuário médio (MET 5 e MET 6), que corresponde a 43,53 % de todos os organismos identificados. Como referido na secção 3.2 foram poucos os taxa identificados ao longo de todo o ano nos diferentes locais de amostragem. Os locais situados no baixo estuário do rio Minho (MET 1 e MET 4) e o local MET 6 foram aqueles que apresentaram uma menor quantidade de taxa presentes durante todo o ano. A razão para este resultado pode ser, em relação ao local MET 1, a existência de alteração sazonal das espécies presentes (37 espécies presentes durante todo o ano). É neste local que os valores do índice de diversidade e de riqueza de espécies atingem os valores mais elevados. Contudo ao comparar-se com a

estrutura representada no MDS, verifica-se que o único local (MET 4) para o qual não é possível agrupar as amostras é o mesmo que apresenta o menor número de espécies identificadas e densidade de organismos, para todos os meses com exceção de Abril. É também no local MET 4 que os índices de diversidade e riqueza de espécies apresentam os valores mais baixos. A exceção, em Abril, deve-se à captura de *B. pilosa*, em Abril, com 140 ind.m<sup>-2</sup>. O local MET 6 parece ter uma comunidade macrobentónica pouco diversa, com grandes números de *C. fluminea* e algumas espécies adaptadas a água com baixas salinidades (~ 0) como por exemplo, *S. losadai*. A presença do bivalve *C. fluminea* deve ser referida pois é uma espécie não-indígena invasora que é considerada como tendo repercussões ecológicas nas espécies nativas (McMahon, 2002; Sousa *et al.*, 2006b). Os valores do número de espécies (1 a 22) e do índice de diversidade (0 a 2,42) são semelhantes aos observados noutros estuários da costa ocidental portuguesa (Sousa *et al.*, 2006a)

O dendograma e respectiva ordenação MDS a duas dimensões mostram a similaridade da macrofauna bêntica e o agrupamento sazonal dos locais de amostragem. Uma análise individual do MDS pode levar a concluir pela existência do agrupamento sazonal de cinco dos seis locais de amostragem. Contudo o stresse (0,11) da análise pede que seja realizada uma análise complementar de forma a validar o pressuposto, neste caso através de um dendograma executado pela rotina CLUSTER. Desta forma, com uma similaridade de 20 %, a comunidade macrobentónica do estuário do rio Minho divide-se em quatro grandes grupos. Apesar dos grupos apresentados serem distintos (stresse relativamente baixo) a similaridade interna é relativamente baixa. Este facto pode dever-se à variabilidade das condições ambientais ao longo do ano ou às diferentes condições ambientais entre cada local de amostragem. Um dos grupos diz respeito aos locais MET 5 e MET 6. São locais onde existe uma influência da água com salinidade aproximada de 0 e correspondentemente a existência de espécies dulciaquícolas e no presente estudo ao predomínio do bivalve *C. fluminea*. Um outro grupo distingue o local MET 1 excepto para o mês de Abril. Neste caso além de o índice de riqueza de espécies e de diversidade serem elevados, o taxa **Scrobicularidae** predomina com números elevados. A separação do mês de Abril deve-se à grande diminuição do número de espécies (6 quando a média para o local MET 1 é de 15 espécies). Um terceiro grupo reúne os meses de Abril e Janeiro do local MET 4 o que se deve à existência de *B. pilosa* e *S. losadai* numa zona de areia média e grossa. O quarto grupo é aquele que apresenta a menor similaridade interna. Este grupo reúne os locais correspondentes ao sapal do Coura (MET 2 e MET 3), o mês de Abril de MET 1 e os meses de Julho e Outubro de MET 4, englobando uma maior diversificação quer de espécies quer de condições ambientais (desde

sedimentos com preponderância de areia fina a média até cascalho). O elo comum é a presença de *N. diversicolor* e no caso de MET 2 e MET 3 de *C. carinata*.

Em relação aos estudos anteriores (Banos, J., 1978; Weber, 1987; Maze *et al.* 1993; Mosquera, s.d.) foram registadas pela primeira vez, para o estuário do rio Minho, 26 espécies.

#### 4.3 RELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS BIOLÓGICAS E AMBIENTAIS

A análise dos diagramas ACP e MDS (Figuras 3.3.1 e 3.2.6) mostra que as amostras sazonais de dois locais de amostragem (MET 3 e MET 5) dos seis utilizados formam grupos distintos e individualizados. MET 3 é dominado por cascalho e encontra-se numa zona hidrodinâmica de energia elevada com níveis médios do conteúdo em matéria orgânica. Este local não apresentou grandes variações sazonais dos parâmetros biológicos. O local MET 5, localizado fora do canal principal do rio Minho, dominado por areias grossas e muito grossas e conteúdo em matéria orgânica relativamente baixo. Apresentou ainda valores de diversidade relativamente baixos. Ambos os locais apresentam ainda comunidades bastante distintas. No primeiro caso com predomínio dos crustáceos *G. chevreuxi* e *C. carinata* e do poliqueta *N. diversicolor*.

O recurso à rotina BIO-ENV seleccionou a combinação das variáveis fracção granulométrica <0,063 mm e salinidade como os factores que melhor se correlacionam com a estrutura da comunidade macrobentónica. Uma vez que o ordenamento da fauna não é essencialmente unidimensional, não seria de esperar que uma só variável ambiental fornecesse uma correlação elevada (Clarke e Warwick, 2001). Além da distribuição devida à granulometria do sedimento e aos parâmetros físico-químicos da água parece que a contaminação por Cu e aldrina pode influenciar a comunidade macrobentónica. Porém, no caso do Cu as concentrações observadas foram inferiores aos valores associados a efeitos adversos (secção 4.1.2). No caso da aldrina não se dispõe desses valores.

## 5 CONCLUSÕES





## 5. CONCLUSÕES

Este estudo mostrou que a variação espacial é superior à variação temporal quer em termos das variáveis ambientais quer da estrutura da comunidade macrobentónica.

Foi possível observar diferenças significativas entre os vários locais de amostragem no que à comunidade macrobentónica diz respeito. Desde o local MET 1 com uma composição influenciada por água marinha e com predomínio do taxa **Scrobicularidae**, passando pelas comunidades de *N. diversicolor* e *C. carinata* do sapal do Coura (MET 2 e MET 3) até às comunidades tipicamente dulciaquícolas do estuário médio superior com as espécies *C. fluminae* e *G. pulex*.

Verificou-se ainda que a distribuição da comunidade macrobentónica do rio Minho está relacionada com a distribuição dos factores abióticos com clara influência da granulometria do sedimento e dos parâmetros físico-químicos da água, principalmente da salinidade.

As concentrações dos contaminantes, metais e pesticidas organoclorados, presentes nos sedimentos caracterizados estão abaixo dos valores (disponíveis) associados a efeitos biológicos adversos pelo que não é seguro estabelecer uma relação entre a distribuição da comunidade macrobentónica e a concentração dos contaminantes. Apesar disso, o cobre e a aldrina são duas das variáveis que estão no leque das sete variáveis que melhor explicam a variabilidade da comunidade macrobentónica.

Em geral, parece poder-se classificar o estuário do rio Minho como levemente contaminado.

Foi apenas possível distinguir os locais MET 3 e MET 5 tanto em relação às variáveis ambientais como quanto à distribuição dos organismos bentónicos.





## 6 APÊNDICES





## APÊNDICE 1 – Índices Biológicos – Fórmulas de Cálculo

ÍNDICE DE DOMINÂNCIA, D (Simpson, 1949)

$$D = \sum \left( \frac{ni}{N} \right)^2$$

$ni$  – número de indivíduos de cada espécie  $i$

$N$  – número total dos indivíduos

ÍNDICE DE RIQUEZA DE ESPÉCIES DE MARGALEF, R (Margalef, 1958)

$$R = \frac{S-1}{\log N}$$

$S$  – número de espécies

$N$  – número total dos indivíduos

ÍNDICE DE UNIFORMIDADE DE PIELOU, J' (Pielou, 1966)

$$J' = \frac{\bar{H}}{\log S}$$

$\bar{H}$  – índice de diversidade de Shannon

$S$  – número de espécies

ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON,  $\bar{H}$  (Shannon e Weaver, 1963)

$$\bar{H} = -\sum \left( \frac{ni}{N} \right) \log \left( \frac{ni}{N} \right)$$

$ni$  – número de indivíduos de cada espécie  $i$

$N$  – número total dos indivíduos

## APÊNDICE 2 – Referências utilizadas na identificação dos taxa

- Cecília, A. e Amaral, Z. (1980). Breve caracterização dos géneros da família Capitellidae grube (Annelida, Polychaeta) e descrição de *Nonatus longilineus* Gen. Sp. Nov. *Boletim Instituto Oceanográfico de São Paulo*, **29** (1): 99-106.
- Chambers, J. S. e Garwood, P. R. (1992). *Polychaetes from Scottish Waters. Part 3 Family Nereidae*. National Museums of Scotland.
- Day, J. (1964). A review of the family Ampharetidae (Polychaeta). *Annals of the South African Museum*, **48**: 97-120.
- Fauchald, K. (1963). Nephtyidae (Polychaeta) from Norwegian waters. *Sarsia*, **13**: 1-32.
- Fauchald, K. (1977). *The polychaeta worms. Definitions and keys to the Orders, Families and Genera*. Natural History Museum of Los Angeles County
- Fauvel, P. (1923). *Polychètes Errantes*. Faune de France 5. Fédération française des Sociétés de Sciences Naturelles, Office Central de Faunistique, Kraus Reprint Nendeln.
- Garwood, P. (1981). *Polychaeta Errantia*. The Marine Fauna of the Cullercoats District, n.º 9. Dove Marine Laboratory, North Shields Tyne and Wear.
- Hayward, R. e Ryland, J. (1995). *Handbook of the marine fauna of North-Western Europe*. Oxford University Press, New York.
- Junoy, J. (1987). Primeracita de *Alkmaria romijni*, 1919 (Polychaeta, Ampharetidae) en las costas Ibéricas. *Misc. Zool.*, **11**: 87-91.
- Lincoln, R. (1979). *British Marine Amphipoda: Gammaridea*. British Museum (National History), London.
- Martín, D. (1989). Revisión de las especies de Owenidae (Annelida, Polychaeta) de la Península Ibérica. *Scientia Marina*, **53** (3): 47-52.
- Mosquera, M., s.d. *Moluscos Acuáticos do Esteiro do Miño*. Monografías da Asociación Naturalista “Baixo Miño”, n.º 1. ANABAM, Pontevedra.
- Naylor, E. (1972). *British Marine Isopoda*. Academic Press, New York.
- O’Connor, B. (1987). The Glyceridae (Polychaeta) of the North Atlantic and Mediterranean, with descriptions of two new species. *Journal of Natural History*, **21**: 167-189.

- Pleijel, F. (1988). Phyllodoce (Polychaeta, Phyllodocidae) from Northern Europe. *Zoologica Scripta*, **17** (2): 141-153.
- Rainer, S. (1991). The genus *Nephtys* (Polychaeta: Phyllodocida) of northern Europe: a review of species, including the description of *N. pulchra* sp. n. and a key to the Nephtyidae. *Helgoländer Meeresunters.*, **45**: 65-96.
- Rainer, S. (1984). *Nephtys Pente* Sp. Nov. (Polychaeta: Nephtyidae) and a key to *Nephtys* from Northern Europe. *Journal of Marine Biology Association UK*, **64**: 899-907.
- Sigvaldadóttir, E. Mackie, A. e Pleijel, F. (1997). Generic interrelationships within the Spionidae (Annelida: Polychaeta). *Zoological journal of the Linnean Society*, **119**: 473-500.
- Viéitez, J., Alós, C., Parapar, J., Besteiro, C., Moreira, J., Nuñez, J. Laborda, J. e San Martín, G. (2004). *Annelida Polychaeta I. Fauna Ibérica*, Vol. 25. Ramos M. (org.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid.
- Torres-Gavilla, F., Capaccioni-Azati e Villora-Moreno, S. (1989). El género *Notomastus* Sars, 1851 (Polychaeta, Capitellidae) en la Panínsula Ibérica. Em: IX Bienal de la R. S. E. M. N. Sevilla, Setembro 1989. 20-28.

## APÊNDICE 3 – Granulometria

Tabela A.3.1. Divisão do sedimento em sete frações em função da malha utilizada. Valores expressos em % (massa/massa de sedimento seco).

	Local	Fração (mm)						
		<0,063	0,063 - 0,125	0,125 - 0,25	0,25 - 0,5	0,5 - 1	1 - 2	>2
Janeiro	MET 1	4,34	13,51	17,05	0,03	63,59	1,46	0,01
	MET 2	6,15	11,56	22,58	41,33	13,81	3,54	1,05
	MET 3	0,58	0,48	1,69	13,21	26,95	22,64	34,45
	MET 4	0,04	0,07	3,50	55,89	35,66	3,88	0,97
	MET 5	1,66	1,65	4,52	43,43	44,81	3,67	0,26
	MET 6	0,11	0,16	0,60	34,00	38,73	12,59	13,80
Abril	MET 1	3,58	8,45	11,14	51,86	23,91	1,01	0,05
	MET 2	2,68	6,16	17,54	52,97	18,33	1,82	0,49
	MET 3	0,47	0,33	0,63	4,38	23,01	20,20	50,97
	MET 4	0,05	0,06	0,66	49,00	48,47	1,71	0,05
	MET 5	1,25	1,00	2,04	59,40	34,27	1,90	0,14
	MET 6	0,03	0,04	0,61	36,36	40,63	12,71	9,61
Julho	MET 1	20,03	42,48	22,36	8,46	5,42	1,02	0,23
	MET 2	7,26	14,96	21,43	36,72	16,25	2,60	0,78
	MET 3	2,66	1,66	2,10	2,33	13,25	19,72	58,28
	MET 4	0,30	0,41	3,24	51,71	39,20	4,18	0,95
	MET 5	1,35	0,96	1,31	49,50	38,93	4,36	3,60
	MET 6	0,36	0,29	0,52	44,13	33,58	13,13	8,01
Outubro	MET 1	7,51	28,45	24,19	23,96	14,88	0,97	0,04
	MET 2	6,03	15,33	37,75	31,01	8,06	1,44	0,37
	MET 3	0,71	0,43	0,80	2,95	15,27	16,12	63,72
	MET 4	0,56	4,71	50,72	37,33	5,91	0,57	0,19
	MET 5	1,19	1,19	3,71	44,59	46,68	2,49	0,15
	MET 6	0,02	0,03	1,10	34,55	46,43	11,35	6,52

## APÊNDICE 4 – Matéria orgânica

Tabela A.4.1. Conteúdo em matéria orgânica do sedimento. Valores expressos em % (massa/massa de sedimento seco).  
Desvios-padrão de três réplicas.

	Janeiro	Abril	Julho	Outubro
<b>MET 1</b>	1,42 ± 0,1	1,44 ± 0,22	5,7 ± 1,18	3,02 ± 0,23
<b>MET 2</b>	2,47 ± 0,39	1,71 ± 0,04	3,17 ± 0,07	4,12 ± 0,23
<b>MET 3</b>	1,04 ± 0,12	1,27 ± 0,09	3,64 ± 0,17	1,76 ± 0,1
<b>MET 4</b>	0,93 ± 0,11	0,84 ± 0,12	1,03 ± 0,14	1,55 ± 0,12
<b>MET 5</b>	1,45 ± 0,19	1,14 ± 0,17	1,54 ± 0,01	1,67 ± 0,13
<b>MET 6</b>	0,61 ± 0,07	0,82 ± 0,09	1,01 ± 0,02	0,67 ± 0,1

## APÊNDICE 5 – Parâmetros físico-químicos

Tabela A.5.1. Parâmetros físico-químicos (salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido) medidos na água de fundo e profundidade de cada local. OD – oxigênio dissolvido; s.r. – sem registo.

	Local	Profundidade (m)	Salinidade	Temperatura (°C)	OD (mg/l)
Janeiro	MET 1	3	32,9	12,2	s.r.
	MET 2	1	2,3	7,8	s.r.
	MET 3	1,1	1,5	7,6	15,85
	MET 4	1,7	19,9	10	9,23
	MET 5	2,9	1	7,4	16,95
	MET 6	2,9	0	15,8	7,8
Abril	MET 1	2,5	33,2	15,4	7,41
	MET 2	1,2	29,9	15,6	13,58
	MET 3	1,6	0,5	13,8	11,51
	MET 4	3	s.r.	15,4	s.r.
	MET 5	2,5	0,9	14,9	s.r.
	MET 6	4,8	0	13,9	8,45
Julho	MET 1	3,1	33,2	15,3	10,95
	MET 2	1	22,9	18,7	9,3
	MET 3	1	9,2	20,8	11,31
	MET 4	3,5	27,2	17,3	9,16
	MET 5	2,5	0,7	22,3	6,22
	MET 6	4,3	0,1	22	6,37
Outubro	MET 1	2,9	33,4	15,7	7,69
	MET 2	1,6	31,3	16,1	11,99
	MET 3	2	27,3	16,5	8,32
	MET 4	3	s.r.	15,8	s.r.
	MET 5	3,3	0,8	18,3	18,19
	MET 6	2,1	0,1	18,3	10,13



## APÊNDICE 6 – Variáveis ambientais

Tabela A.6.1. Valores das variáveis ambientais utilizadas nos procedimentos estatísticos. Metais totais recuperáveis expressos em  $\mu\text{g g}^{-1}$ , pesticidas organoclorados em  $\text{ng g}^{-1}$ .

Local	Granulometria (mm)							MO (%)	Profundidade (m)	Parâmetros físico-químicos			Metais								Pesticidas									
	< 0,063	0,063 - 0,125	0,125 - 0,25	0,25 - 0,5	0,5 - 1,0	1,0-2,0	> 2,0			Salinidade	temperatura (°C)	OD (mg/l)	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cr	Al	Ni	Cd	$\alpha$ -lindane	$\gamma$ -lindane	Heptacloro	AldrinR	Heptacloro Epóxido	DDE	DDT	Metoxicloro	
Janeiro	MET 1	4,34	13,51	17,05	0,03	63,59	1,46	0,01	1,42	3	32,9	12,2	0	15356,8	83,14	42,84	2,45	23,09	5,54	8512,09	19,81	0,03	0	0	1,39	0	0,09	0	0	4,10
	MET 2	6,15	11,56	22,58	41,33	13,81	3,54	1,05	2,47	1	2,3	7,8	0	19900,02	84,99	50,95	5,71	23,12	8,62	11856,98	21,25	0,03	0	0	2,09	0	0	0,29	0	
	MET 3	0,58	0,48	1,69	13,21	26,95	22,64	34,45	1,04	1,1	1,5	7,6	15,85	13387,86	189,57	42,18	6,98	21,89	4,08	6848,67	3,45	0,03	0	0	2,03	0	0	0	0	0
	MET 4	0,04	0,07	3,5	55,89	35,66	3,88	0,97	0,93	1,7	19,9	10	9,23	12475,18	155,93	34,58	3,2	18,52	0	5092,75	7,21	0,02	0	1,22	0	4,12	0	0	0	1,22
	MET 5	1,66	1,65	4,52	43,43	44,81	3,67	0,26	1,45	2,9	1	7,4	16,95	14383,57	186,05	44,4	3,97	19,23	4,07	7594,69	8,15	0,05	0	0	0	0	0	0	0	6,28
	MET 6	0,11	0,16	0,6	34	38,73	12,59	13,8	0,61	2,9	0	15,8	7,8	7550,94	118,08	28,09	2,42	19,25	0	4077,33	5,79	0,03	0	0	0,56	2,74	0	0	0	0
Abril	MET 1	3,58	8,45	11,14	51,86	23,91	1,01	0,05	1,44	2,5	33,2	15,4	7,41	15617,9	80,07	37,93	1,25	16,99	4,86	8910,7	16,65	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0
	MET 2	2,68	6,16	17,54	52,97	18,33	1,82	0,49	1,71	1,2	29,9	15,6	13,58	20082,47	83,79	50,53	3,43	21,42	9,07	11897,04	20,03	0,03	0	0	0	9,56	0	0	0	0
	MET 3	0,47	0,33	0,63	4,38	23,01	20,2	50,97	1,27	1,6	0,5	13,8	11,51	19501,53	154,54	50,61	10,14	19,12	9,88	10574,3	10,93	0,03	0	0	0	0,1	0	0,52	0	0
	MET 4	0,05	0,06	0,66	49	48,47	1,71	0,05	0,84	3	0	15,4	0	9798,09	193,68	29,36	3,66	13,34	7,51	5889,99	6,65	0	0	1,17	0	5,83	4,44	0	0	0
	MET 5	1,25	1	2,04	59,4	34,27	1,9	0,14	1,14	2,5	0,9	14,9	0	13611,56	161,71	43,49	3,45	14,2	11,13	8248,41	17,15	0,04	0	1,55	0,59	0	0	0	0	0
	MET 6	0,03	0,04	0,61	36,36	40,63	12,71	9,61	0,82	4,8	0	13,9	8,45	10548,93	185,98	33,39	1,27	16,97	10,48	6749,53	17,5	0,04	0	0	0	0	0,06	0,23	1,18	0
Julho	MET 1	20,03	42,48	22,36	8,46	5,42	1,02	0,23	5,7	3,1	33,2	15,3	10,95	22158,27	105,73	64,6	9,77	16,93	24,77	13265,46	10,9	0,05	6,69	14,92	0	15,00	0	0	0	3,35
	MET 2	7,26	14,96	21,43	36,72	16,25	2,6	0,78	3,17	1	22,9	18,7	9,3	22156,34	82,58	57,65	13,31	13,3	21,98	12063,82	8,1	0,06	0	9,94	0	0,31	0	0	8,08	
	MET 3	2,66	1,66	2,1	2,33	13,25	19,72	58,28	3,64	1	9,2	20,8	11,31	16561,46	84,66	48,89	15,35	16,27	19,79	12014,13	5,33	0,04	0	1,46	2,60	2,33	0	0,10	0,35	2,67
	MET 4	0,3	0,41	3,24	51,71	39,2	4,18	0,95	1,03	3,5	27,2	17,3	9,16	12588,83	202,3	32,8	4,24	16,03	15,77	8277,85	7,14	0,02	1,12	1,88	0	4,42	0	0	0	1,51
	MET 5	1,35	0,96	1,31	49,5	38,93	4,36	3,6	1,54	2,5	0,7	22,3	6,22	15501,52	79,57	38,35	5,7	18,63	18,89	9623,57	6,81	0,02	0	0	0	2,83	0	0	0	2,90
	MET 6	0,36	0,29	0,52	44,13	33,58	13,13	8,01	1,01	4,3	0,1	22	6,37	11078,42	188,31	35,01	3,94	12,96	17,56	7169,96	7,51	0,04	0	5,61	0	2,65	4	0	0	0,87
Outubro	MET 1	7,51	28,45	24,19	23,96	14,88	0,97	0,04	3,02	2,9	33,4	15,7	7,69	19438,88	87,77	56,42	10,02	19,98	25,61	14077,46	8,41	0,05	0	0	0	7,7	0,22	0,15	0	11,35
	MET 2	6,03	15,33	37,75	31,01	8,06	1,44	0,37	4,12	1,6	31,3	16,1	11,99	7273,63	115,42	26,31	3,48	11,71	15,69	4955,95	4,33	0,02	0	0	3,07	0	0,27	0	0	
	MET 3	0,71	0,43	0,8	2,95	15,27	16,12	63,72	1,76	2	27,3	16,5	8,32	20333,73	106,02	64,92	8,99	14,28	23,5	12898,33	4,44	0,05	0	1,86	0	0	0	0	5,95	
	MET 4	0,56	4,71	50,72	37,33	5,91	0,57	0,19	1,55	3	0	15,8	0	19890,28	86,82	52,69	12,05	18,73	24,62	11377,41	7,68	0,04	0	0	0	0	0	0	2,47	
	MET 5	1,19	1,19	3,71	44,59	46,68	2,49	0,15	1,67	3,3	0,8	18,3	18,19	13582,38	92,51	42,66	6,6	16,26	20,42	8564,14	6,77	0,07	0	0	0	2,52	0,28	0	4,59	
	MET 6	0,02	0,03	1,1	34,55	46,43	11,35	6,52	0,67	2,1	0,1	18,3	10,13	25147,68	92,66	66,28	11,66	18,76	29,67	15771,63	9,59	0,12	0	0	3,32	2,77	0	0	3,23	

## APÊNDICE 7 – Concentração de metais totais-recuperáveis

Tabela A.7.1. Concentração dos metais totais-recuperáveis. Fe e Al, em mg g<sup>-1</sup>, os restantes elementos, em µg g<sup>-1</sup>.

Local	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cr	Al	Ni	Cd	
Janeiro	MET 1	15,35 ± 1,53	90,21 ± 12,25	42,84 ± 0,51	2,45 ± 1,19	23,09 ± 4,20	5,54 ± 2,65	8,51 ± 1,65	19,81 ± 2,97	0,03 ± 0,01
	MET 2	19,90 ± 0,88	80,07 ± 9,19	37,93 ± 7,55	1,25 ± 2,10	16,99 ± 3,06	4,35 ± 1,83	11,86 ± 1,58	16,65 ± 1,34	0,03 ± 0,01
	MET 3	13,38 ± 1,13	105,73 ± 5,40	64,60 ± 4,61	9,77 ± 1,93	16,93 ± 4,16	24,77 ± 2,58	6,85 ± 2,01	10,90 ± 0,63	0,05 ± 0,01
	MET 4	12,47 ± 0,94	87,77 ± 4,93	56,42 ± 2,92	10,02 ± 0,63	19,98 ± 1,93	25,61 ± 0,03	5,09 ± 0,45	8,41 ± 0,52	0,05 ± 0,00
	MET 5	14,38 ± 0,28	90,29 ± 10,63	55,16 ± 4,01	6,92 ± 0,73	23,12 ± 5,39	8,62 ± 1,03	7,59 ± 1,00	21,25 ± 0,32	0,03 ± 0,00
	MET 6	7,55 ± 0,89	83,79 ± 7,27	50,53 ± 2,13	3,43 ± 1,13	21,42 ± 3,43	9,07 ± 0,97	4,08 ± 0,48	20,03 ± 0,21	0,03 ± 0,00
Abril	MET 1	15,62 ± 0,42	82,58 ± 4,65	57,65 ± 0,89	13,31 ± 1,13	13,30 ± 2,82	21,98 ± 0,89	8,91 ± 0,60	8,10 ± 0,24	0,06 ± 0,01
	MET 2	20,08 ± 0,57	115,42 ± 6,87	23,84 ± 3,82	3,48 ± 0,91	11,71 ± 1,39	15,69 ± 0,87	11,90 ± 1,16	4,33 ± 1,87	0,02 ± 0,01
	MET 3	19,50 ± 0,38	189,57 ± 8,72	42,18 ± 3,19	6,98 ± 7,08	21,89 ± 3,32	3,80 ± 1,58	10,57 ± 1,62	3,45 ± 0,36	0,03 ± 0,02
	MET 4	9,80 ± 0,59	154,54 ± 5,85	50,61 ± 2,35	10,14 ± 0,77	19,12 ± 4,83	9,88 ± 1,10	5,89 ± 1,01	10,93 ± 0,63	0,02 ± 0,00
	MET 5	13,61 ± 2,19	84,66 ± 13,26	48,89 ± 6,27	13,00 ± 1,15	12,97 ± 1,33	19,79 ± 1,61	8,25 ± 0,60	5,33 ± 2,38	0,04 ± 0,01
	MET 6	10,55 ± 1,70	119,15 ± 12,56	57,06 ± 2,96	8,99 ± 1,15	14,28 ± 3,39	23,50 ± 1,14	6,75 ± 1,15	4,44 ± 2,36	0,03 ± 0,02
Julho	MET 1	22,16 ± 0,06	155,93 ± 0,98	34,58 ± 1,04	3,20 ± 0,86	18,52 ± 1,18	1,59 ± 0,07	13,27 ± 2,80	7,21 ± 0,69	0,02 ± 0,00
	MET 2	22,16 ± 1,33	193,68 ± 6,47	29,36 ± 4,08	3,66 ± 1,61	9,93 ± 0,03	7,51 ± 0,05	12,06 ± 1,11	6,65 ± 1,50	0,00 ± 0,01
	MET 3	16,56 ± 1,90	202,30 ± 3,91	32,80 ± 5,88	4,24 ± 4,15	16,03 ± 6,43	15,77 ± 1,73	12,01 ± 0,32	7,14 ± 0,76	0,01 ± 0,01
	MET 4	12,59 ± 1,03	86,82 ± 11,50	52,69 ± 2,94	12,05 ± 0,61	18,73 ± 5,35	24,62 ± 1,18	8,28 ± 0,39	7,68 ± 0,65	0,04 ± 0,01
	MET 5	15,50 ± 1,28	186,05 ± 8,48	44,40 ± 4,11	3,97 ± 1,16	19,23 ± 1,97	3,82 ± 0,79	9,62 ± 0,78	8,15 ± 0,53	0,05 ± 0,01
	MET 6	11,08 ± 0,28	161,71 ± 12,55	43,49 ± 1,52	3,45 ± 0,71	14,20 ± 3,45	11,13 ± 2,26	7,17 ± 0,45	17,15 ± 0,17	0,04 ± 0,01
Outubro	MET 1	19,44 ± 0,57	79,57 ± 5,55	38,35 ± 3,17	5,10 ± 0,60	18,63 ± 2,09	18,89 ± 0,69	14,08 ± 0,81	6,81 ± 0,65	0,02 ± 0,01
	MET 2	7,27 ± 0,63	92,51 ± 4,01	42,66 ± 4,28	6,60 ± 0,62	16,26 ± 1,83	20,42 ± 0,91	4,96 ± 0,93	6,77 ± 0,59	0,07 ± 0,00
	MET 3	20,33 ± 0,46	118,08 ± 24,12	28,09 ± 13,75	2,42 ± 2,67	19,25 ± 4,93	0,47 ± 3,14	12,90 ± 1,98	5,79 ± 0,83	0,03 ± 0,03
	MET 4	19,89 ± 1,33	185,98 ± 2,34	33,39 ± 3,13	1,27 ± 2,99	16,97 ± 1,91	10,48 ± 0,97	11,38 ± 0,54	17,50 ± 0,17	0,04 ± 0,03
	MET 5	13,58 ± 0,22	188,31 ± 3,25	35,01 ± 4,71	3,53 ± 1,85	12,96 ± 6,57	17,56 ± 1,29	8,56 ± 0,71	7,51 ± 0,54	0,04 ± 0,01
	MET 6	25,15 ± 0,54	92,66 ± 1,83	66,28 ± 4,12	11,66 ± 0,63	18,76 ± 5,22	29,67 ± 1,27	15,77 ± 0,64	9,59 ± 0,22	0,12 ± 0,00

## APÊNDICE 8 – Comparação da concentração de metais

Tabela A.8.1. Comparação dos valores médios da concentração de metais (ppm e %) com os resultados dos estudos executados por Moreno *et al.*, 2005 e Paiva, 1993 no estuário do rio Minho.

Local	Estuário do Minho			Sapal do Coura	
	Presente estudo	Moreno <i>et al.</i> 2005	Paiva, 1993	Presente estudo	Moreno <i>et al.</i> 2005
Fe	14818,57	s.d.	17300,00	17288,83	s.d.
Fe (%)	1,48	2,34	s.d.	1,73	3,78
Mn	131,71	302,00	213,50	115,00	949,00
Zn	42,68	80,00	58,00	48,24	112,00
Cu	5,29	20,00	17,00	8,28	37,00
Pb	17,28	32,00	34,00	17,23	40,00
Cr	13,89	41,00	30,50	14,04	56,00
Al (%)	0,89	5,92	s.d.	1,03	6,41
Ni	10,23	23,00	19,50	9,73	31,00
Cd	0,05	0,06	0,66	49,00	48,47

## APÊNDICE 9 – Concentração de pesticidas organoclorados

Tabela A.9.1. Concentração, em ng g<sup>-1</sup>, dos pesticidas organoclorados. \* - pesticidas detectados mas não quantificados.

	Local	α-lindano	γ-lindano	Heptacloro	Aldrina	Heptacloro Epóxido	DDE	DDT	Metoxicloro
Janeiro	MET 1			1,39 ± 0,05		0,09 ± 0,05			4,1 ± 0,79
	MET 2			2,09 ± 0,16				0,29 ± 0,05	*
	MET 3			2,03 ± 0,37		*			*
	MET 4		1,22 ± 0,18	*	4,12 ± 0,26				1,22 ± 0,11
	MET 5				*	*		*	6,28 ± 1,09
	MET 6	*	*	0,56 ± 0,2	2,74 ± 0,35	*		*	
Abril	MET 1				*				
	MET 2	*	*	*	9,56 ± 0,38			*	*
	MET 3			*	*	0,1 ± 0,09	*	0,52 ± 0,27	*
	MET 4	*	1,17 ± 0,2		5,83 ± 0,31	4,44 ± 0,27			
	MET 5		1,55 ± 0,32	0,59 ± 0,22		*			
	MET 6					*	0,06 ± 0,03	0,23 ± 0,16	1,18 ± 0,29
Julho	MET 1	6,69 ± 0,54	14,92 ± 0,47	*	15 ± 0,43				3,35 ± 0,56
	MET 2		9,94 ± 0,62	*		0,31 ± 0,06	*	*	8,08 ± 0,37
	MET 3		1,46 ± 0,30	2,60 ± 0,14	2,33 ± 0,10		0,10 ± 0,06	0,35 ± 0,14	2,67 ± 0,25
	MET 4	1,12 ± 0,13	1,88 ± 0,18	*	4,42 ± 0,38	*	*		1,51 ± 0,48
	MET 5				2,83 ± 0,24				2,9 ± 0,61
	MET 6	*	5,61 ± 0,34		2,65 ± 0,25	4 ± 0,3			0,87 ± 0,08
Outubro	MET 1			*	7,7 ± 1,18	0,22 ± 0,12	0,15 ± 0,08		11,35 ± 1,53
	MET 2			3,07 ± 0,51			0,27 ± 0,06	*	*
	MET 3		1,86 ± 0,15	*	*				5,95 ± 0,51
	MET 4				*				2,47 ± 0,19
	MET 5				2,52 ± 0,29		0,28 ± 0,06		4,59 ± 0,31
	MET 6	*		3,32 ± 0,18	2,77 ± 0,14				3,23 ± 0,13

## APÊNDICE 10 – Taxa identificados

Tabela A.10.1. Lista dos taxa identificados. Os nomes dos taxa foram normalizados segundo a base de dados do European Register of Marine Species (ERMS, 2006). \* - foram considerados em conjunto como sendo Scrobiculariidae (ler texto na secção Material e Métodos para obter a justificação). 1 - taxa que não foram normalizados pela base de dados ERMS por serem representativos de água com salinidade inferior a 0,5. Neste caso utilizou-se a base de dados do projecto Fauna Ibérica (Fauna Ibérica, 2006). N – espécies citadas pela primeira vez para o estuário do rio Minho.

### CNIDARIA

#### **Actiniaria** n.i.

### ANNELIDA

#### **Oligochaeta** n.i.

#### **Polichaeta**

- Alkmaria romijni* Horst, 1919<sup>N</sup>
- Eteone longa* (Fabricius, 1780)<sup>N</sup>
- Eupolymnia nesidensis* (Delle Chiaje, 1828)<sup>N</sup>
- Glycera Tridactyla* Schmarda, 1861<sup>N</sup>
- Heteromastus filiformis* (Claparède, 1864)<sup>N</sup>
- Melinna palmata* Grube, 1870<sup>N</sup>
- Nephtys hombergii* Savigny, 1818<sup>N</sup>
- Nereis (Hediste) diversicolor* (O. F. Müller, 1776)
- Notomastus profundus* Eisig, 1887<sup>N</sup>
- Owenia fusiformis* Delle Chiaje, 1842<sup>N</sup>
- Pectinaria (Lagis) koreni* (Malmgren, 1866)<sup>N</sup>
- Phyllodoce macrophthalma* Schmarda, 1861<sup>N</sup>
- Phyllodoce (Anaitides) mucosa* Oersted, 1843<sup>N</sup>
- Prionospio* sp. Malmgren, 1867
- Pseudomystides limbata* de Saint Joseph, 1888<sup>N</sup>
- Pygospio elegans* Claparède, 1863
- Spiophanes bombyx* (Claparède, 1870)<sup>N</sup>
- Streblospio benedicti* Webster, 1979

### MOLUSCA

#### **Gastropoda**

- Belgrandiella rolani* Boeters, 1983<sup>1N</sup>
- Hydrobia ulvae* (Pennant, 1777)
- Hydrobia neglecta* Muus, 1963
- Nassarius (Hinia) incrassata* (Ström, 1768)<sup>N</sup>
- Potamopyrgus antipodarum* (Smith, 1889)<sup>1</sup>

#### **Bivalvia**

- Abra alba* (Wood W., 1802) \*
- Abra tenuis* (Montagu, 1803) \*
- Cerastoderma glaucum* (Poiret, 1789)<sup>N</sup>
- Clausinella fasciata* (da Costa, 1778)<sup>N</sup>

*Corbicula fluminea* (Muller, 1774)  
*Donax vittatus* (da Costa, 1778)<sup>N</sup>  
*Modiolula phaseolina* (Philippi, 1844)<sup>N</sup>  
*Scrobicularia plana* (da Costa, 1778) \*  
*Spisula solida* (Linnaeus, 1758)<sup>N</sup>  
*Tellina (Moerella) donacina* Linnaeus, 1758<sup>N</sup>  
*Venerupis senegalensis* (Gmelin, 1791)<sup>N</sup>

## CRUSTACEA

### **Tanaidacea**

*Heterotanais oerstedii* (Kroyer, 1842)<sup>N</sup>

### **Amphipoda**

*Bathyporeia pilosa* Lindström, 1855  
*Corophium orientale* Schellenberg, 1928<sup>N</sup>  
*Gammarus sp.* Fabricius, 1775  
*Gammarus chevreuxi* Sexton, 1913  
*Gammarus pulex* (Linnaeus, 1758)<sup>1</sup>

### **Isopoda**

*Cyathura carinata* (Krøyer, 1847)  
*Idotea balthica* (Pallas, 1772)  
*Saduriella losadai* Holthuis, 1964  
*Sphaeroma serratum* (Fabricius, 1787)<sup>N</sup>

### **Decapoda**

*Carcinus maenas* (Linnaeus, 1758)  
*Crangon crangon* (Linnaeus, 1758)

## INSECTA

### **Coleoptera**

Elmidae

### **Tricoptera**

Leptoceridae

### **Diptera**

Chironomidae (larva)

Chironomidae (pulpa)

Leptoconopinae

## ECHINODERMATA

**Synaptidae** n.i.

**Ophiuridae** n.i.

## PISCES

*Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)















## APÊNDICE 14 – Valores dos índices biológicos

Tabela A.14.1. Índices biológicos calculados, número de espécies e de indivíduos capturados. S – número de espécies, N – número de indivíduos, R – índice de riqueza de espécies de Margalef, J' – índice de uniformidade de Pielou, H' – índice de diversidade de Shannon e D – índice de dominância de Simpson.

	Local	S	N	R	J'	H'	D
Janeiro	MET 1	12	139	2,23	0,55	1,36	0,43
	MET 2	6	31	1,46	0,61	1,09	0,47
	MET 3	8	116	1,47	0,71	1,48	0,28
	MET 4	2	7	0,51	0,99	0,68	0,43
	MET 5	8	351	1,19	0,39	0,81	0,65
	MET 6	9	161	1,57	0,22	0,48	0,82
Abril	MET 1	6	28	1,50	0,62	1,12	0,47
	MET 2	5	108	0,85	0,84	1,35	0,28
	MET 3	10	142	1,82	0,66	1,52	0,28
	MET 4	6	38	1,37	0,68	1,23	0,37
	MET 5	6	382	0,84	0,30	0,54	0,76
	MET 6	2	28	0,30	0,49	0,34	0,80
Julho	MET 1	21	148	4,00	0,80	2,42	0,11
	MET 2	5	37	1,11	0,86	1,38	0,26
	MET 3	9	318	1,39	0,67	1,46	0,27
	MET 4	1	13	0,00		0,00	1,00
	MET 5	10	467	1,46	0,26	0,61	0,73
	MET 6	4	22	0,97	0,40	0,55	0,74
Outubro	MET 1	22	408	3,49	0,51	1,59	0,34
	MET 2	7	61	1,46	0,72	1,39	0,29
	MET 3	8	98	1,53	0,45	0,93	0,58
	MET 4	3	11	0,83	0,55	0,60	0,65
	MET 5	6	154	0,99	0,50	0,89	0,51
	MET 6	6	286	0,88	0,33	0,59	0,74
	máximo	22	467	4,00	0,99	2,42	1,00
	mínimo	1	7	0,00	0,22	0,00	0,11
	média	8	148	1,39	0,57	1,02	0,51



# LISTA DE REFERÊNCIAS

- Alves, A.M. (1996). Causas e processos da dinâmica sedimentar na evolução actual do litoral do Alto Minho. Tese de doutoramento. Universidade do Minho, 442 p.
- Alves, F.A. (2005). Pesquisa de contaminantes organo-clorados em sedimentos e rizosedimentos estuarinos, Tese de Mestrado, Departamento de Química da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.
- Araújo, M., Valério, P. e Jouanneau, J. (1998). Heavy metal assessment in sediments of the Ave river basin (Portugal) by energie-dispersive X-ray fluorescence spectrometry. *X-ray spectrometry*, 27: 305-312.
- Araújo M., Lobato, A., Cruces, A. e Drago, T. (2005). Paleoenvironmental Geochemical patterns in the holocenic evolution of minho estuary (TALK). Em: *Coastal HOPE 2005*. Lisboa, 24 a 29 de Julho de 2005, Faculdade de Ciências de Lisboa, Lisboa. 1-130.
- Austen, I., Andersen, T. e Edolvang, K. (1999). The Influence of Benthic Diatoms and Invertebrates on the Erodibility of an Intertidal Mudflat, the Danish Wadden Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49: 99–111.
- Banos, J., (1978). Aportacion al studio del macrobentos y polucion física en el bajo Miño.
- Bettencourt, A. e Ramos, L. (2003). *Estuários Portugueses*. Instituto da Água, Lisboa.
- Byrne, P. e O'Halloran, J. (2001). The role of bivalve molluscs as tools in estuarine sediment toxicity testing: a review. *Hydrobiologia*, 465: 209-217.
- Caeiro, S., Costa, M., Goovaerts, P. e Martins, F. (2005). Benthic biotope index for classifying habitats in the sado estuary: Portugal. *Marine Environmental Research*, 60: 570-593.
- Cameron, W. e Pritchard, D. (1963). Estuaries. Em: Hill, M. (org.), *The sea*. Vol. 2. Wiley, New York.
- Chang, S. e Doong, R. (2006). Concentration and fate of persistent organochlorine pesticides in estuarine sediments using headspace solid-phase microextraction. *Chemosphere*, 62: 1869–1878.
- Clarke, K. e Gorley, R. (2001). PRIMER v5: User manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Clarke, K.R. e Warwick, R.M. (2001). *Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation*. 2.<sup>a</sup> ed., PRIMER-E, Plymouth.

- Clarke, R., Wright, J. e Furse, M. (2003). RIVPACS models for predicting the expected macroinvertebrate fauna and assessing the ecological quality of rivers. *Ecological Modelling*, **160**: 219-233
- Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes (2001), Decisão do Conselho 2006/507/CE de 14-10-2004, JOL 209, 31-07-2006
- Corine, 2006, <http://193.136.119.11/website/corine/viewer.htm>, acesso em 20 de Setembro de 2006.
- Costa, L.T., Nunes, M., Geraldés, P. e Costa, H. (2003). Zonas Importantes para as Aves em Portugal. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa, p.160.
- Decreto-Lei n.º 384-B/99 de 23 de Setembro, Ministério do Ambiente, Diário da República, n.º 223, Série I-A.
- Directiva 76/464/CEE de 4 de Maio, Conselho, JOCE L 129, 18 de Maio de 1976.
- Doong, R. e Lee, C. (1999). Dietary intake and residues of organochlorine pesticides in foods from Hsinchu, Taiwan. *J. AOAC Int.*, **82**: 677–682.
- Doong, R., Sun, Y., Liao, P., Peng, C., e Wu, S. (2002a). Distribution and fate of organochlorine pesticide residues in sediments from the selected rivers in Taiwan. *Chemosphere*, **48**: 237–246.
- Dyer, K. (1977). *Estuaries. A physical introduction*. 2ª ed. John Wiley and Sons, Chichester, England.
- ERMS – European Register of Marine Species, <http://www.marbef.org/data/erms.php>, acesso em 16 de Agosto de 2006.
- Fauna Ibérica, <http://iberfauna.mncn.csic.es/>, acesso em 23 de Agosto de 2006.
- FBO/HLC/DRENA7PROFABRIL/AGRIPROAMBIENTE (1999). Plano de bacia hidrográfico do rio Minho. Síntese da análise e diagnóstico da situação actual. Volume II – enquadramento.
- Feng, K., Yu, B., Ge, D., Wong, M., Wang, X. e Cao, Z., (2003). Organo-chlorine pesticide (DDT and HCH) residues in the Taihu Lake Region and its movement in soil–water system. I. Field survey of DDT and HCH residues in ecosystem of the region. *Chemosphere*, **50**: 683–687.
- Ferreira, J.G., Simas, T., Nobre, A., Silva, M.C., Shifferegger, K. e Lencart-Silva, J. (2003). Identification of sensitive areas and vulnerable zones in transitional and coastal portuguese systems. Application of the United States National Estuarine Eutrophication Assessment to the Minho, Lima, Douro, Ria de Aveiro, Mondego, Tagus, Sado, Mira, Ria Formosa and Guadiana systems. INAG/IMAR, Lisboa.



- Fidalgo, M.L. e Barbosa, I. (1994). Estuário do Minho. Principais características das suas águas. Em: 4ª Conferência nacional sobre a qualidade do ambiente. Lisboa, 6 a 8 de Abril de 1994, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa. 133-137.
- Fidalgo, M.L. e Correia, M.L. (1995). *Estudo de avaliação da vulnerabilidade da capacidade de recepção das águas e zonas costeiras em Portugal. Meios receptores e suas características. Estuários e sistemas lagunares. Região Norte*. IZAN/ICBAS, Porto.
- Fidalgo, M.L., Barbosa, I. e Santos, M.T. (1994). Bacteriological characterization of the Minho estuary. Preliminary data. Em: *Littoral 94*, Lisboa, 26 a 29 de Setembro de 1994, Eurocoast-Portugal, Porto. 681-689.
- Fidalgo, M.L. (1998). Contribution to the ecological characterization of the river Minho estuary (Northern Portugal). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **28**: 1448-1451.
- Fillmann, G., Readman, J., Tolosa, I., Bartocci, J., Villeneuve, J., Cattini, C. e Mee, L. (2002). Persistent organochlorine residues in sediments from Black Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, **44**: 122-133.
- Fytianos, K., Roland, Y., Meersters, J., Schröder, H., Gouliarmou, B. e Gantidis, N. (2006). Distribution of organochlorine pesticides in surface water and sediments in Lake Volvi (northern Greece). *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, **86** (1-2): 109-118.
- Grémare, A., Amouroux, J. e Vétion, G. (1998). Long-term comparison of macrobenthos within the soft bottoms of the Bay of Banyuls-sur-mer (northwestern Mediterranean Sea). *Journal of Sea Research*, **40**: 281-302.
- Guerreiro, N. e Pereira, P. (2002). *Poluição e qualidade da água*. Instituto da Água, Lisboa.
- Iwata, H., Tanabe, S., Sakai, N., Nishimura, A. e Tatsukawa, R. (1994). Geographical distributions of persistent organochlorines in air, water and sediments from Asia and Oceania and their implications for global redistribution from low latitudes. *Environ. Pollut.*, **85**: 15-33.
- Libes, S. (1992). *An introduction to marine biogeochemistry*. John Wiley and Sons.
- Little, C. (2000). *The biology of soft shores and estuaries. biology of habitats*. Oxford University Press.
- Lyra, F., Carvalho, P., Antunes, C., Vasconcelos, T. e Basto, M. (2006). Resultados preliminares sobre a contaminação de sedimentos do rio Minho por metais vestigiais e pesticidas organoclorados. Em: Actas do III Simpósio sobre a bacia hidrográfica do rio Minho, Vila Nova de Cerveira, 1 e 2 de Junho de 2006, Câmara Municipal de Vila Nova de Cerveira, Vila Nova de Cerveira. (para publicação)
- Margalef, R. (1958). Information theory in ecology. *Gen. Syst.*, **3**: 36-71.

- Masero, J., Pérez-González, M., Basadre, M. e Otero-Saavedra, M. (1999). Food supply for waders (Aves: Charadrii) in an estuarine area in the Bay of Cádiz (SW Iberian Peninsula). *Acta Oecologica*, **20** (4): 429-434
- Maze, R.A., Lastra, M. e Mora, J. (1993). Macrozoobentos del estuário del Miño (NO de España). *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.*, **11**: 283-290.
- McCready, S., Birch, G., Long, E., Spyrikis, G. e Greely, C. (2006). An evaluation of Australian sediment quality guidelines. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **50**: 306-315.
- McMahon, R.F., 2002. Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: r selection versus resistance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **59**: 1235-1244.
- Meire, P., Seys, J., Buijs, J. e Coosen, J. (1994). Spatial and temporal dpatterns of intertidal macrobenthic populations in the Oosterschelde: are they influenced by the construction of the storm-surge barrier? *Hydrobiologia*, **282/283**: 157-182.
- Moreno, F, Araújo, M., Moreno, J., Fatela, F. e Drago, T. (2003). Geoquímica de sedimentos fluvio-estuarinos do rio Minho: avaliação preliminar do actual grau de enriquecimento/contaminação por metais. Em: Congresso internacional do rio Minho, Melgaço, 26 a 28 de Maio de 2004, Ministério da Agricultura/ADREMinho. 80-81 p.
- Moreno, F, Araújo, M., Moreno, J., Fatela, F. e Drago, T. (2005b). Caracterização geoquímica de sedimentos superficiais do estuário do rio Minho e do sapal de Caminha (NO de Portugal). Estimativa do Potencial de stress biológico. Em: XIV Semana de geoquímica e VIII Congresso de geoquímica dos países de língua portuguesa, Aveiro, 11 a 16 de Julho de 2005, Universidade de Aveiro 675-678 p.
- Moreno, J., Fatela, F., Andrade, C., Cascalho, C., Moreno, F. e Drago, T. (2005a). Living foraminiferal assemblages from the minho and coura estuaries (northern Portugal). A stressfull environment. *Thalassas*, **21** (1): 17-28.
- Mosquera, M., s.d. *Moluscos Acuáticos do Esteiro do Miño*. Monografias da Asociación Naturalista “Baixo Miño”, n.º 1. ANABAM, Pontevedra.
- Mucha A.P., Vasconcelos, M. e Bordalo, A. (2003). Macrobenthic community in the Douro estuary: relations with trace metals and natural sediment characteristics. *Environmental Pollution*, **121**: 169-180.
- Mucha A.P., Vasconcelos, M. e Bordalo, A. (2004). Vertical distribution of the macrobenthic community and its relationship to trace metals and natural sediment characteristics in the lower Douro estuary, Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **59**: 663-673.
- Norkko, A., Cummings, V., Thrush, S., Hewitt, J., e Hume, T. (2001). Local dispersal of juvenile bivalves: implications for sand.at ecology. *Marine Ecology Progress Series*, **212**: 131–144.
- Nöjd, A. (2003). *An inventory of transboundary estuaries and their current monitoring practices*. Finnish Environmental Institute, Helsinki.

- NSQS (2004). *The incidence and severity of sediment contamination in surface waters of the United States. National sediment quality survey*. 2ª ed. United States Environmental Protection Agency, Office of Science and Technology, Standards and Health Protection Division, Washington, DC.
- Nyangababo, J., Henry, L. e Omutange, E. (2005). Organochlorine Pesticide Contamination in Surface Water, Sediment, and Air Precipitation of Lake Victoria Basin, East Africa. *Bulletin of Environmental Contamination Toxicology*, **75**: 960–967.
- Odum, E. (1997). *Fundamentos de Ecologia*. 5.ª ed. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.
- Paiva *et al.* (1993). Distribuição elementar em sedimentos do rio Minho. *Memórias do Museu e Laboratório de Mineralogia e Geologia do Porto*, **3**: 561-566.
- Parsons, T. R., Takahashi, M. e Hargrave, B. (1984). *Biological oceanographic processes*. 3.ª ed. Butterworth-Heinemann.
- Pickard, G. L. e Emery, W. J. (1990). *Descriptive physical oceanography. An introduction*. 5.ª ed., Pergamon Press.
- Pielou, E.C. (1966). The Measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theoret. Biol.*, **13**: 131-144.
- Pritchard, (1952). Salinity distribution and circulation in the Chesapeake Bay estuaries system. *J. Mar. Res.*, **11**: 106-123.
- Ré, P. (1999). *Biologia Marinha*. Associação dos Estudantes da Faculdade de Ciências de Lisboa.
- Resolução de Conselho de Ministros n.º 142/97, de 28 de Agosto, Presidência do Conselho de Ministros, Diário da República, n.º 198.
- Schlacher, T. e Wooldridge, T. (1996). How sieve mesh size affects sample estimates of estuarine benthic macrofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **201**: 159-171.
- Shannon, C.E. e Weaver, W. (1963). *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- Simpson, E.H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, **163**: 688.
- SNIRH (2006). Atlas da Água. Rio Minho. Acedido em 14 de Setembro de 2006, em: [http://snirh.inag.pt/snirh.php?main\\_id=4&item=1.2&sbacia=bac\\_minho](http://snirh.inag.pt/snirh.php?main_id=4&item=1.2&sbacia=bac_minho).
- Soares, H., Boaventura, R., Machado, A. E Esteves da Silva, J. (1999). Sediments as monitors of heavy metal contamination in the Ave river basin (Portugal): multivariate analysis of data. *Environmental Pollution*, **105** (3): 311-323.
- Sousa, R. (2003). Estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes no estuário do rio Lima. Tese de Mestrado em Ciências do Mar – Recursos Marinhos. Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar, Universidade do Porto.

- Sousa, R., Guilhermino, L. e Antunes, C. (2005). Molluscan fauna in the freshwater tidal area of the River Minho estuary, NW of Iberian Peninsula. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, **41** (2):141-147.
- Sousa, R. (2006). Spatial subtidal macrobenthic distribution in relation to abiotic conditions in the Lima estuary, NW of Portugal. *Hydrobiologia*, **559**: 135-148.
- Sousa R., Dias, S. e Antunes C., 2006 a. Spatial subtidal macrobenthic distribution in relation to abiotic conditions in the Lima estuary, NW of Portugal. *Hydrobiologia*, **559**: 135 - 148.
- Sousa R., Antunes C., Guilhermino L., 2006 b. Factors influencing the occurrence and distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the River Lima estuary. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, **42**: 165 - 171.
- Tanabe, S., Iwata, H. e Tatsukawa, R., 1994. Global contamination by persistent organochlorines and their ecotoxicological impact on marine mammals. *Sci. Total Environ.*, **154**: 163–177.
- Timsit, O., Sylvand, B. e Lefeuvr, J.-C. (2004). Évolution du macrozoobenthos intertidal de la baie des Veys de 1985 à 2000. *Comptes Rendus Biologies*, **327**: 51–64.
- Turner, S., Grant, J., Pridmore, R., Hewitt, J., Wilkinson, M., Hume, T., e Morrisey, D. (1997). Bedload and watercolumn transport and colonisation processes by post-settlement benthic macrofauna: does infaunal density matter? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **216**: 51–75.
- USEPA (2000). *Bioaccumulation Testing and Interpretation for the Purpose of Sediment Quality Assessment*. EPA 823/R-00-001. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC.
- Vale, C. (1997). Poluição do meio marinho. Edição bilingue. Expo 98, Lisboa.
- Van Hoey, G., Degraer, S. e Vincx, M. (2004). Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments at the Belgian Continental Shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **59**: 599-613.
- Vilas, F. e Somoza, L. (1984). El estuário del Miño: observaciones previas de su dinamica. *Thalassa*, **2**: 87-92.
- Venturini, N., Muniz, P. e Rodríguez, M. (2004). Macrobenthic subtidal communities in relation to sediment pollution: the phylum-level meta-analysis approach in a south-eastern coastal region of South America. *Marine Biology*, **144**: 119–126.
- Watzin, M. e Roscigno, P. (1997). The Effects of Zinc Contamination on the Recruitment and Early Survival of Benthic Invertebrates in an Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, **34** (6): 443-455.

- Warwick, R., Goss-Custard, J., Kirby, R., George, C., Pope, N. e Rowden, A. (1991). Static and environmental factors determining the community structure of estuarine macrobenthos in SW Birtain: why is the Severn estuary different? *J. Appl. Ecol.*, **28**: 329-345.
- Weber, M. (1987). Para a estrutura do ecossistema do estuário do rio Minho (costa Oeste da Ibéria). Resumo tese de doutoramento. Instituto Ciências Biomédicas Abel Salazar.
- Weisberg, S., Ranasinghe, J., Schaffner, L., Diaz, R., Dauer, D. e Frithsen, J. (1997). An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, **20**:149-58.
- Willett, K., Ulrich, E. e Hites, R., (1998). Differential toxicity and environmental fates of hexachlorocyclohexane isomers. *Environ. Sci. Technol.*, **32**: 2197–2207.
- Xue, N., Zhang, D. e Xu, X. (2006). Organochlorinated pesticide multiresidues in surface sediments from Beijing Guanting reservoir. *Water Research*, **40**: 183-194.
- Ysebaert, T., Hermana, P., Meirec, P., Craeymeerschd, J., Verbeeke, H. e Heipa, C. (2003). Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **57**: 335-355.
- Ziglio G., Siligardi, M. e Flaim, M., (2006). *Biological Monitoring of rivers. Applications and Perspectives*. John Wiley and Sons, Chichester, England.