

## 7. CONSERVAÇÃO DA NATUREZA, ECOSISTEMAS E QUALIDADE BIOLÓGICA

### 7.1. Ecossistemas de Águas Interiores

#### 7.1.1. Introdução

A caracterização e diagnóstico da situação biológica e ecológica das águas interiores superficiais, entendidas como o conjunto de águas lênticas e lóxicas à superfície do solo, que se encontram até à linha de base a partir da qual são marcadas as águas territoriais, constituem o primeiro passo para a elaboração das estratégias e programas de acções referentes a ecossistemas dulçaquícolas, a integrar no planeamento e gestão da água a nível nacional.

A conservação de ecossistemas aquáticos, salientados em quase todos os documentos legais e administrativos da última década, elaborados no âmbito do planeamento e gestão dos recursos hídricos, apresenta como características uma larga variabilidade na profundidade de conhecimentos das várias áreas temáticas que engloba, e a necessidade de uma abordagem holística integrada para os ecossistemas e respectivas bacias de drenagem.

Os objectivos gerais da conservação e gestão de sistemas dulçaquícolas incluem a manutenção dos processos ecológicos essenciais, a preservação da qualidade e diversidades genética, biológica e ecológica, e a utilização sustentável de espécies e de ecossistemas aquáticos. De facto, os ecossistemas aquáticos constituem importantes recursos biológicos geradores de bens e serviços, cuja gestão deve ser realizada de forma concertada e em função dos seus utilizadores, tendo por base fundamental a sustentabilidade ecológica e a conservação dos ecossistemas. Conservação, recuperação e utilização dos recursos naturais aquáticos podem ser encarados como componentes de uma equação mais alargada de gestão.

Os sistemas aquáticos formam unidades indissociáveis das suas bacias hidrográficas, de que dependem e a partir das quais resultam muitas das alterações ecológicas em curso. Muito embora a caracterização, o planeamento e a gestão de sistemas ecológicos de águas interiores deva ter em conta o ambiente terrestre envolvente e associado, considerou-se que estas acções deveriam ser centradas no corredor e canal fluvial. Por outro lado, as formas e os objectivos da gestão de recursos biológicos podem referir-se a diferentes escalas espaciais – habitat, troço, segmento fluvial e bacia hidrográfica (Frissel *et al.*, 1996)<sup>1</sup>. A componente ecológica do PNA deve reportar-se ao nível espacial de grandes áreas de bacias ou conjuntos de bacias, mas cuja caracterização depende da qualidade de informação a nível do troço e do segmento fluvial.

Em muitas bacias hidrográficas portuguesas, o conhecimento das comunidades biológicas é ainda incipiente, nomeadamente sobre as espécies aí existentes, a sua distribuição geográfica e a evolução das suas populações nos últimos anos. Várias áreas de conhecimento e gestão dulçaquícolas nunca foram iniciadas ou desenvolvidas, nem implementada uma monitorização de rotina da qualidade biológica da água de sistemas fluviais ou um rastreio alargado do estado trófico das albufeiras portuguesas. A caracterização e diagnóstico a nível nacional baseou-se, assim, nas informações de campo, mas também em grande parte nas informações bibliográficas recolhidas no âmbito dos PBH, e ainda no conhecimento pericial ou de campo da própria equipa de consultores do PNA. Estas informações revelam no seu conjunto grandes assimetrias para os diferentes grupos taxonómicos, áreas geográficas e áreas temáticas. Apesar disto procurou-se uma visão integrada, embora necessariamente aproximativa, do estado de conservação dos ecossistemas dulçaquícolas.

No âmbito da componente ecológica do PNA, elaboraram-se sete documentos de caracterização, análise e diagnóstico das águas interiores superficiais (Enquadramento Temático, Flora e Vegetação, Fauna Associada ao Meio Aquático, Ictiofauna e Recursos Haliêuticos, Biologia e Ecologia de Albufeiras, Biologia e Qualidade Biológica Fluvial, Estado de Conservação de Sistemas Fluviais), bases do presente texto.

---

(<sup>1</sup>) Frissell, C.A., W.J. Liss, C.E. Warren & M.D. Hurley, 1986. A hierarchical framework for stream classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 10:199-214



### 7.1.2. Áreas Protegidas e de Valor Conservacionista

Nos finais dos anos setenta, as elevadas taxas documentadas de extinção de espécies, e a dificuldade em garantir áreas naturais livres da acção humana, levaram a uma vertente estratégica dirigida para a salvaguarda das populações das espécies diversidade genética das espécies mais ameaçadas. Esta vertente fundamenta-se na definição de espécies prioritárias para planos de conservação e na determinação dos cenários de gestão ou recuperação das suas populações, assim como na criação de áreas protegidas. Ao longo deste texto, serão progressivamente assinaladas as espécies aquáticas ou associadas ao meio aquático com maior interesse conservacionista e muitas das áreas prioritárias onde se encontram.

O Conselho Nacional do Ambiente e do Desenvolvimento Sustentável propôs que as linhas estratégicas a ter em conta no Plano Nacional de Desenvolvimento Económico e Social (PNDES), se organizassem em torno da gestão dos recursos naturais, gestão da mobilidade e gestão da ocupação do espaço, acompanhadas por medidas (ou estratégias) específicas nas áreas da investigação interdisciplinar e do conhecimento, da ecoeficiência e da formação, educação e informação, e da compatibilização das dimensões social, ambiental e económica da sustentabilidade (Leitão & Ferreira, 2000)<sup>2</sup>.

Até ao momento, ao nível da conservação da natureza, tem sido usual actuar ao nível das comunidades, dos ecossistemas e da diversidade da paisagem, para protecção de todo o sistema ecológico, através da criação de áreas legalmente protegidas, onde os usos e actividades humanas são condicionados. A nível nacional, a Rede Nacional de Áreas Protegidas, inclui em Portugal Continental: 1 Parque Nacional, 12 Parques Naturais, 9 Reservas Naturais, 10 Sítios Classificados, 5 Monumentos Nacionais, e ainda 7 Áreas de Paisagem Protegida, num total de 690 536 ha, ou seja, 7.9% do território continental (Figura 7.1.1).

A nível comunitário, a Directiva Aves exige o estabelecimento de Zonas de Protecção Especial (ZPE) destinadas a garantir a conservação dos habitats das espécies de aves, e inclui uma lista com as espécies que requerem medidas rigorosas de conservação. Impõe a protecção de áreas suficientemente vastas de cada um dos diferentes habitats utilizados pelas diferentes espécies, restringe e regulamenta o comércio de aves selvagens, limita a actividade da caça a um conjunto de espécies e proíbe certos métodos de captura e abate.

Portugal declarou 29 áreas de ZPE para o continente, num total de 822 011 ha, ou seja, 8.4 % do território continental. Existe ainda um inventário de áreas com interesse para a conservação das aves, embora sem estatuto legal, designadas como Important Bird Areas (IBA), produzido pela Bird Life International, que identificou para Portugal um total de 34 áreas, sendo parte delas coincidentes com as ZPE (Figura 7.1.1).

A Directiva Habitats, do início dos anos noventa, teve como principal objectivo contribuir para assegurar a biodiversidade da Europa comunitária através da conservação dos seus habitats naturais e das espécies da flora e fauna selvagens considerados ameaçados. Cada Estado membro foi solicitado a propor uma lista nacional de sítios a ser apresentada à Comissão com base em critérios específicos. A partir da lista nacional de sítios (1ª e 2ª fases), serão seleccionados os Sítios de Importância Comunitária (SIC) por região biogeográfica. Até 2004, cada Estado-membro deve designar estes sítios como Zonas Especiais de Conservação ZEC que, conjuntamente com as ZPE, constituirão a REDE NATURA 2000.

O Decreto-Lei 140/99 de 24 de Abril reviu a transposição da Directiva Habitats para a ordem jurídica interna. a proposta portuguesa inclui uma lista total de 60 sítios (31 na 1ª fase e 29 na 2ª). Uma parte das áreas propostas como sítios pertenciam já a zonas designadas, propostas ou legalmente protegidas, embora os seus limites tenham sofrido ajustamentos, devido aos estudos entretanto realizados. Ao todo, foram propostas 1 572 899 ha de sítios em território continental, ou seja, 17.7% deste (Figura 7.1.1).

Destacam-se ainda outras áreas protegidas: oito Reservas Biogenéticas, criadas com o objectivo de preservar exemplos representativos da flora, fauna e zonas naturais europeias, caracterizadas pela existência de um ou mais habitats, biocenoses ou ecossistemas típicos, únicos, raros ou em perigo; o Paul do Boquilobo, Reserva da Biosfera do Programa “Homem e Biosfera” da UNESCO (Figura 7.1.2).

(<sup>2</sup>) Leitão, A. & C. Ferreira (coordenadores), 2000. Pareceres e reflexões. Conselho Nacional do Ambiente e do Desenvolvimento Sustentável. *Série Estudos, Pareceres e Reflexões*. 148 p.



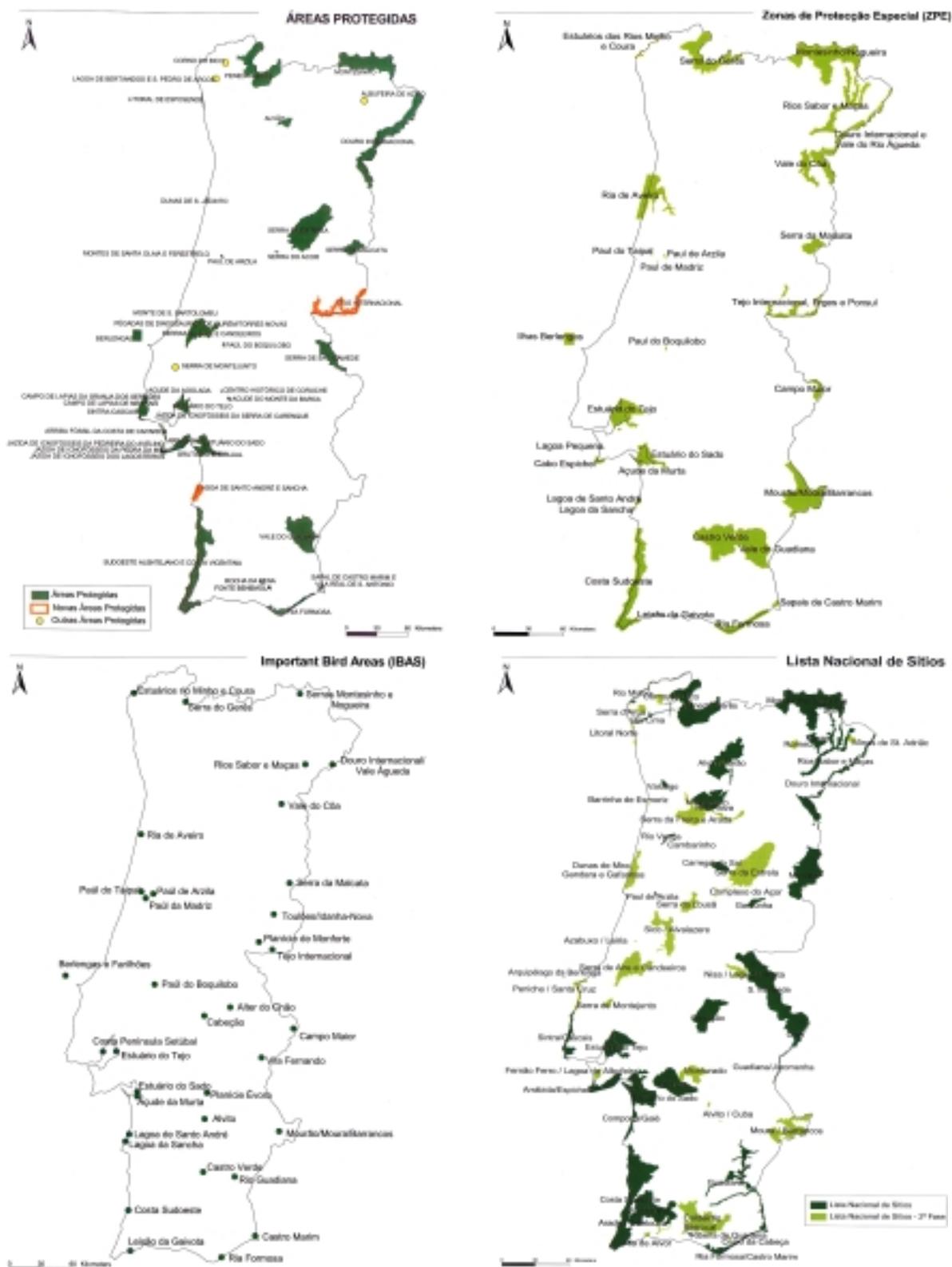
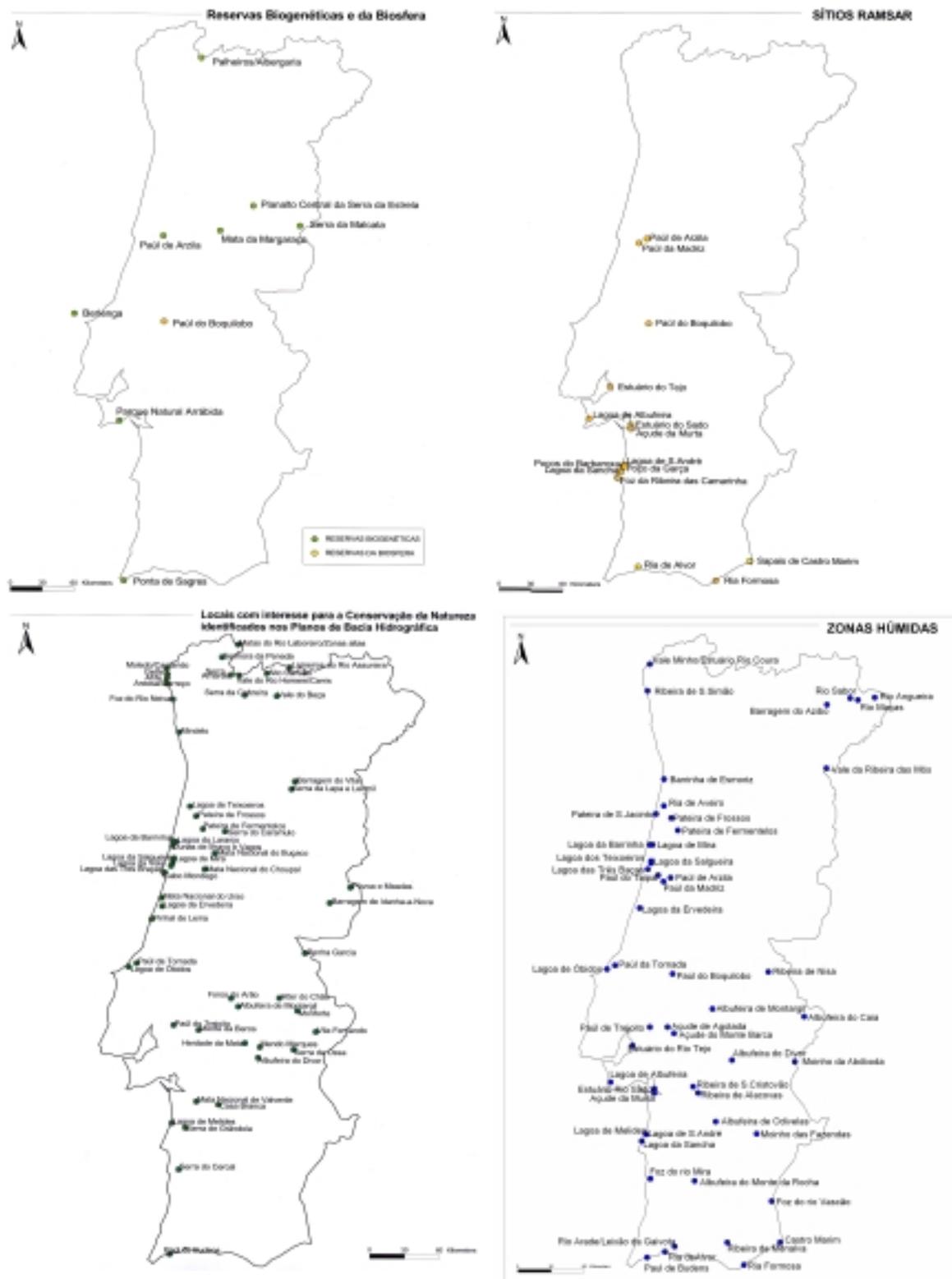


Figura 7.1.1 - Áreas Protegidas, ZPE, IBA e Sítios Propostos

Relativamente às zonas húmidas, existem 15 locais designados para a Convenção de Ramsar (Convenção sobre as Zonas Húmidas de Importância Internacional), um acordo formal entre países que estabelece as bases para a cooperação internacional em prol da conservação e uso racional das zonas húmidas, e o Inventário e Caracterização das Zonas Húmidas realizado pelo MedWet/ICN (Figura 2).



**Figura 7.1.2 - Reservas Biogénicas e Reservas da Biosfera, Sítios RAMSAR, Inventário de Zonas Húmidas e Áreas com Interesse Potencial para a Conservação**

Com base na compilação de elementos oriundos dos PBH e bibliográficos, foi ainda elaborada uma lista de áreas mencionadas como sendo de interesse potencial para a conservação de espécies e comunidades, florísticas e/ou faunísticas, incluindo rios, ribeiras ou partes de sistemas fluviais, lagoas, covões, pateiras,

pauis, açudes, alvercas e poldjes. O valor efectivo destas zonas húmidas para a conservação encontra-se por avaliar, através dos indicadores biológicos e ecológicos adequados.

### 7.1.3. Caracterização dos Ecossistemas de Águas Interiores e da Sua Qualidade Biológica

#### 7.1.3.1. Enquadramento Geral

Por zona húmida entende-se qualquer ecossistema onde a presença (com frequência ou abundância) de água constitui o elemento condicionante, levando ao aparecimento de uma componente biológica específica. No termo zona húmida, incluem-se os ecossistemas aquáticos propriamente ditos, mas também outros ecossistemas onde a componente aquática de carácter permanente ou temporário é determinante, como sejam paúis, cervunais, lameiros ou charcas.

As zonas húmidas incluem o meio aquático propriamente dito e a zona ribeirinha de transição entre o meio terrestre e o aquático, que pode ser mais ou menos desenvolvida. As zonas ribeirinhas e aquáticas, e assim como as zonas hiporreicas, constituem um sistema de funcionamento integrado em termos ecológicos, pelo que importa garantir a sua conectividade.

As águas superficiais interiores podem dividir-se em dois tipos ecológicos fundamentais, um que apresenta um fluxo unidireccional temporário ou permanente de água e de materiais orgânicos e inorgânicos, suspensos ou dissolvidos (rios, valas e canais), correspondente às águas lóticis, e outro que não apresenta movimentos unidireccionais significativos (lagoas, lagoachos, pântanos e albufeiras), correspondente às águas lênticas. Estes dois grupos apresentam características ecológicas distintas e a sua gestão ecológica necessita do conhecimento do seu funcionamento.

#### 7.1.3.2. Flora e Vegetação Aquática e Ribeirinha

##### *Enquadramento Biogeográfico*

A elaboração de classificações biogeográficas, na parte continental do país, é baseada fundamentalmente na flora terrestre, não reflectindo a dependência significativa das comunidades dulçaquícolas e ribeirinhas em relação à disponibilidade hídrica. Embora as zonagens biogeográficas existentes, muito especialmente a de Costa *et al.* (1998)<sup>3</sup>, tenham facilitado a recolha de informações biológicas no âmbito dos PBH, há indícios de que nem esta nem as outras classificações fitogeográficas, sejam suficientes ou seguras para a definição regional da vegetação aquática e ribeirinha. De facto, o cruzamento da zonagem biogeográfica de Costa *et al.* (1998) com a derivada exclusivamente da flora fluvial, para a bacia do Tejo, mostrou que a primeira é espacialmente mais complexa e de limites não coincidentes.

O delineamento de uma carta fitogeográfica especificamente vocacionada para as comunidades aquáticas e ribeirinhas teria elevado interesse, pois o reconhecimento de zonas homogéneas para este tipo de vegetação permitia fundamentar melhor o planeamento e gestão dos sistemas dulçaquícolas.

##### *Flora Autóctone*

As espécies autóctones da flora portuguesa adaptadas ao meio aquático ou ribeirinho foram listadas e classificadas em função das preferências ecológicas relativamente ao meio hídrico: hidrófitos, helófitos, higrófitos e sub-higrófitos. O número de espécies autóctones presentes nos meios aquáticos e húmidos portugueses é relativamente elevado. Com efeito, das cerca de 3 000 espécies vasculares que compõem a flora portuguesa, foram identificadas 86 que se podem comportar como hidrófitos, estritamente dependentes da água, 66 como helófitos e 589 ocorrem em solos encharcados ou húmidos (higrófitos e sub-higrófitos). Destas últimas, um pouco menos de metade (281) são dadas como menos exigentes em água (sub-higrófitos). De entre a flora autóctone salientam-se 16 espécies endémicas.

Apesar de existir um conhecimento razoável de quais as espécies aquáticas e ribeirinhas, a delimitação da sua área de distribuição é em muitos casos incipiente, uma vez que resulta de inventários dispersos e de

(<sup>3</sup>) Costa, J.C., C. Aguiar, J. Capelo, M. Lousã & C. Neto, 1998. Biogeografia de Portugal Continental. *Quercetea* 0:5-56.



registos constantes nos vários herbários do país. Tão pouco é possível indicar, para a generalidade dos casos, as condições abióticas específicas em que dada espécie ocorre.

Não existe diferenciação muito marcada entre a flora das zonas lânticas, lóticas ou das paludosas. De facto, as espécies distribuem-se de acordo com gradientes de humectação e com as características específicas de cada massa de água (maior ou menor desenvolvimento da margem, tempo de permanência da água e velocidade da corrente).

### ***Infestantes e Invasoras***

As principais espécies infestantes são (aquáticas) macroalgas, jacinto-aquático, pinheirinha-de-água e azola, (emergentes) canas e, em certas situações, caniço e tabúas e (ribeirinhas) acácias. Com base numa consulta por inquérito, a nível nacional, dos organismos implicados ou com interesses na gestão de recursos hídricos (incluindo Câmaras Municipais), foi possível traçar um quadro geral de infestações e prejuízos.

A maior parte das infestações concentram-se em zonas intensamente agricultadas, nos vales dos cursos fluviais médios e finais. Prejudicam o uso dos sistemas hídricos para rega e drenagem, suscitam problemas de segurança pública, de utilização da água para pesca e lazer e podem provocar desequilíbrios ambientais, com alteração da composição florística e da estrutura da vegetação natural. Algumas das áreas consideradas como apresentando elevado valor conservacionista estão profundamente infestadas por espécies exóticas ou invadidas por autóctones, como por exemplo, os Pauis de Boquilobo, Agolada, Tornada e Madriz, e bastantes lagoas, como Braças, Esmoriz e Pateira de Fermentelos. As zonas lânticas e as valas de terra são os sistemas mais infestados, mas também ocorrem infestações em canais, albufeiras e sistemas fluviais. Entre as causas principais apontadas para as infestações, encontram-se a modificação do regime natural de caudais, a poluição por efluentes domésticos e industriais e o aumento da carga de nutrientes oriunda de fontes difusas.

Nas galerias ribeirinhas, para além do seu estado de degradação que resulta da forma desadequada como são muitas vezes realizadas as limpezas, desmatações e outras actividades humanas de intervenção no corredor fluvial, verificam-se plantações e crescimentos subespontâneos de espécies exóticas em extensões apreciáveis, nomeadamente de acácias, ailantos, plátanos, choupos e eucaliptos, como, referenciado pelos PBH, nos corredores fluviais das bacias do Minho, Vouga, Mondego, Lis e Guadiana,.

### ***Flora e Vegetação de Interesse para a Conservação***

As espécies autóctones com interesse para a conservação têm sido classificadas em termos de categorias de ameaça, com base em parâmetros pré-estabelecidos e definidos pela IUCN, International Union for Conservation of Nature e que serão utilizados no “Livro Vermelho da Flora Portuguesa”, cuja elaboração está em curso no ICN. Entretanto, as espécies consideradas de interesse têm sido englobadas num grupo designado por RELAPE (Raras, Endémicas, Localizadas, Ameaçadas, ou em Perigo de Extinção). Também nos PBH e noutras fontes bibliográficas há indicação de espécies florísticas consideradas com particular interesse para a conservação. Após pesquisa aturada de todas estas fontes, foi elaborada uma lista de espécies aquáticas e ribeirinhas com valor para a conservação, num total de 156 espécies (com referência à legislação aplicável e um esboço de distribuição por bacias). Contudo para a sua conservação é necessário um conhecimento adequado da sua distribuição, bioecologia e factores de ameaça. Salienta-se, com base na bibliografia disponível, não ser possível verificar a distribuição de briófitos aquáticos raros em ecossistemas de águas interiores, apesar da sua importância.

Foi ainda realizada uma tentativa de sistematização dos habitats mencionados na Directiva Habitats 92/43/CEE, e respectivas associações fitossociológicas, com um esboço de distribuição por bacia hidrográfica, tendo-se verificado que em Portugal, existem 31 habitats aquáticos e ribeirinhos com estatuto de protecção. Contudo, é necessária uma análise mais aprofundada do enquadramento de algumas comunidades vegetais nos habitats contemplados pela Directiva, nomeadamente algumas ribeirinhas raras, como os azeredos, buxais, vidoais e comunidades de zonas calcárias, para complemento deste inventário.

### ***Comunidades Vegetais***

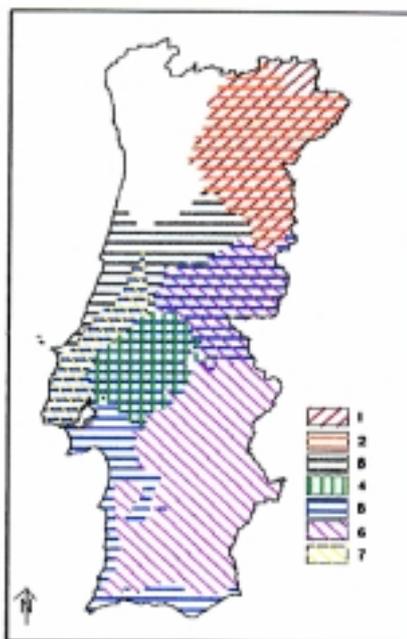


Com base na dominância relativa dos estratos arbóreo, arbustivo e herbáceo, e respectivas espécies, identificaram-se 13 tipos de vegetação evoluídos associadas ao meio aquático: (a) dominadas por elementos arbóreos - olmedos, freixiais, choupais, amiais e salgueirais (as mais frequentes), carvalhais de carvalho-cerquinho, azeredos, buxais e vidoais (mais raras) -; (b) dominadas por espécies arbustivas - loendrais, tamargais, tamujais e urzais -.

Foi realizada a compilação sistemática das associações fitossociológicas de zonas ribeirinhas, tanto de sistemas fluviais como lacustres, agrupadas por tipo estrutural de vegetação - arbóreas e arbustivas (num total de 32), herbáceas (num total de 84) e pseudo-lenhosas (três) - bem como a compilação bibliográfica das suas preferências ecológicas, para os parâmetros edafo-climáticos mais comuns. As informações sobre as preferências ecológicas evidenciam muitas lacunas, cujo preenchimento futuro, traria vantagens para o delineamento das devidas medidas de conservação e recuperação e, talvez, indicações sobre as necessidades desta vegetação em termos de caudais de manutenção ecológica, sobretudo para o centro e sul do país.

No meio aquático propriamente dito, a diversidade estrutural é menor, já que as comunidades são dominadas por espécies herbáceas, embora de diversos tipos (submersas, flutuantes, emersas). Identificaram-se 20 associações fitossociológicas e recolheu-se informação bibliográfica sobre as suas preferências ecológicas. Esta listagem de comunidades aquáticas e sua ecologia encontra-se particularmente incompleta (bastante mais que as de associações ribeirinhas), uma vez que os estudos nestes habitats, para além de pouco numerosos, não incluem muitas vezes o enquadramento fitossociológico das comunidades presentes e muito menos os elementos edafo-climáticos necessários para a sua caracterização.

O conhecimento da componente vegetal dos sistemas lagunares e paludosos do país é particularmente reduzido, com algumas exceções de trabalhos pontuais, por exemplo, sobre o Açude da Murta, alguns pauis naturais (Boquilobo e Arzila), os amiais paludosos ribatejanos e os cervunais e lameiros de zonas montanhosas. O ICN realiza presentemente um levantamento sistemático destas zonas, e sua caracterização relativamente à fauna e à vegetação, com uma previsão de conclusão a médio/longo prazo.



**Figura 7.1.3 - Distribuição Aproximada das Geosséries Ripícolas Mediterrânicas, com Base em Aguiar *et al.* (1995)<sup>4</sup> e J.C. Costa (Comunicação Pessoal)**

### ***Geosséries Ripícolas***

(<sup>4</sup>) Aguiar, C, J. Capelo, J.C. Costa, M.D. Espírito Santo & M. Lousã, 1995. Tipologia das geosséries ripícolas mediterrânicas de Portugal continental. *Congresso Nacional de Conservação da Natureza*, Lisboa. p. 25-32.

Foram sistematizadas as geosséries ripícolas portuguesas existentes, que evidenciam enormes lacunas de conhecimento, nomeadamente a nível da escala espacial, tendo sido proposta uma primeira zonagem para o país, com exclusão do noroeste, de maior influência atlântica, (Figura 7.1.3): 1 - supramediterrânicas de meios lóticos de caudal regular com estiagem pouco acentuada, silicícolas, lusitano-durienses e orensano-sanabrienses; 2 - mesomediterrânicas de meios lóticos com estiagem pouco acentuada, silicícolas, lusitano-durienses; 3 - meso-supramediterrânicas de meios lóticos com estiagem pouco acentuada, silicícolas beirense-litorais e estrelenses; 4 - meso-eutróficas de meios léticos com estiagem pouco acentuada, termo-mesomediterrânicas, silicícolas, da bacia do Tejo; 5 - termo-mesomediterrânicas de meios lóticos com estiagem pouco acentuada, silicícolas, luso-estremadurenses e gaditano-onudo-algarvienses; 6 - termo-mesomediterrânicas de meios lóticos com estiagem muito acentuada, silicícolas, luso-estremadurenses; 7 - sobre calcários.

### ***Estado das Galerias Ribeirinhas***

O estado de conservação das galerias ribeirinhas, pelo menos dos cursos principais dos sistemas fluviais, foi verificado através da observação de fotografia aérea ou ortofotomapas, com base em 5 classes de continuidade e integridade da galeria ribeirinha, desde ausência total de galeria (classe 1 - mau estado de conservação) a galeria bem desenvolvida em ambas as margens (classe 5), conforme Saraiva *et al.*, (1996)<sup>5</sup>.

Esta classificação do estado de conservação assume que a galeria ribeirinha, quando não alterada por actividades humanas, tende a ser contínua em ambas as margens. Contudo, em muitas situações, como por exemplo na maior parte das cabeceiras fluviais, em rios temporários, em vales muito encaixados ou em zonas muito rochosas, mesmo em situações de bom estado de conservação da vegetação natural, não haverá lugar para o desenvolvimento deste tipo de galeria. Esta classificação apresenta também limitações derivadas da impossibilidade de distinção de espécies exóticas, como acácias ou eucaliptos, que podem ocupar grandes extensões fluviais. Em termos metodológicos, depende igualmente da data das fotografias aéreas em análise, que pode ser desajustada em relação à situação actual.

Apesar destas limitações, os resultados fornecem uma primeira imagem da integridade da galeria ribeirinha (em grande parte associada a bom estado de conservação) numa grande parte dos rios principais (Figura 7.1.4, de escala simplificada em 3 níveis). É notória a aparente degradação da maioria das ribeiras do Algarve e do Oeste, de grandes zonas do rio Tejo e afluentes, contrastando em valores médios com o melhor estado de conservação das galerias das bacias do Douro e Minho, embora também com extensões apreciáveis em mau estado, apresentando o Vouga e Mondego um estado de conservação intermédio.

### ***Qualidade da Vegetação***

No âmbito dos PBH, foram propostos e aplicados outros índices de valor ou estado de conservação das comunidades vegetais ribeirinhas com base nos inventários efectuados, embora não tenha havido uma uniformização destes índices entre bacias. O Índice de Valor Paisagístico (ribeiras do Algarve) baseou-se na vegetação ribeirinha potencial da aproximação fitossociológica; o Estado da Comunidade Vegetal (Minho, Vouga, Mondego e Lis) e o Índice de Valor Macrofítico (Tejo, Douro e Sado), baseados na composição, riqueza e cobertura florísticas das várias categorias da vegetação ribeirinha, procurando uma avaliação global do equilíbrio da vegetação; finalmente, o QBR (“Índice de Bosque de Ribera”) (Lima, Cávado e Ave) avaliando a integridade na composição e cobertura da galeria ribeirinha, com inclusão das características das margens e habitats fluviais. Estes índices merecem estudos que permitam avaliar a sua aplicabilidade e fiabilidade. Os resultados da aplicação destes índices apontam para uma degradação mais acentuada das comunidades das bacias hidrográficas do centro e sul do país - Tejo, Sado e ribeiras do Algarve (Figura 5). Com as devidas reservas, as bacias melhor conservadas parecem ser as do Minho, Douro e Mondego. No entanto, assinalam-se em todas as bacias troços com elevada degradação das comunidades.

Para a avaliação de estado ecológico da componente vegetal dos ecossistemas aquáticos e das zonas adjacentes, foi apresentada uma proposta metodológica, aplicada à bacia do Guadiana. É necessário verificar

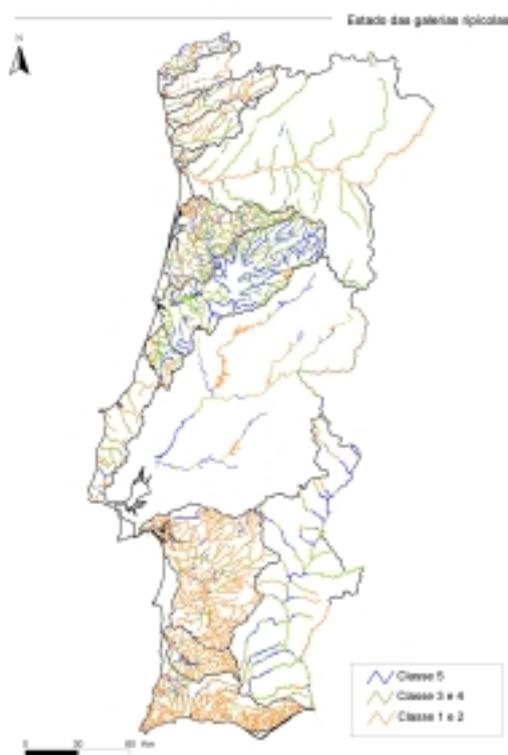
(<sup>5</sup>) Saraiva, M.G., I. Moreira & I. Ramos, 1996. Bandas Ripícolas no Ordenamento do Espaço Rural e da Paisagem. In: 2º Congresso Nacional de Economistas Agrícolas - Évora



se esta proposta metodológica pode ser extrapolada em termos nacionais, e compatível com a avaliação do estado ecológico efectuado a partir das outras comunidades, nomeadamente animais.

### 7.1.3.3. Fauna Associada ao Meio Aquático

As bacias hidrográficas e respectivos ecossistemas aquáticos e húmidos, podem constituir unidades ideais de conservação para muitas espécies de anfíbios, répteis e mamíferos, ao representarem unidades espaciais com características próprias, originando habitats específicos e, por vezes, únicos. No entanto, para muitas espécies, nomeadamente para a avifauna, a análise por bacia hidrográfica pode não ser suficiente, sendo conveniente informação de nível nacional.



**Figura 7.1.4 - Continuidade e Estado da Galeria Ribeirinha em Corredores Fluviais Portugueses**

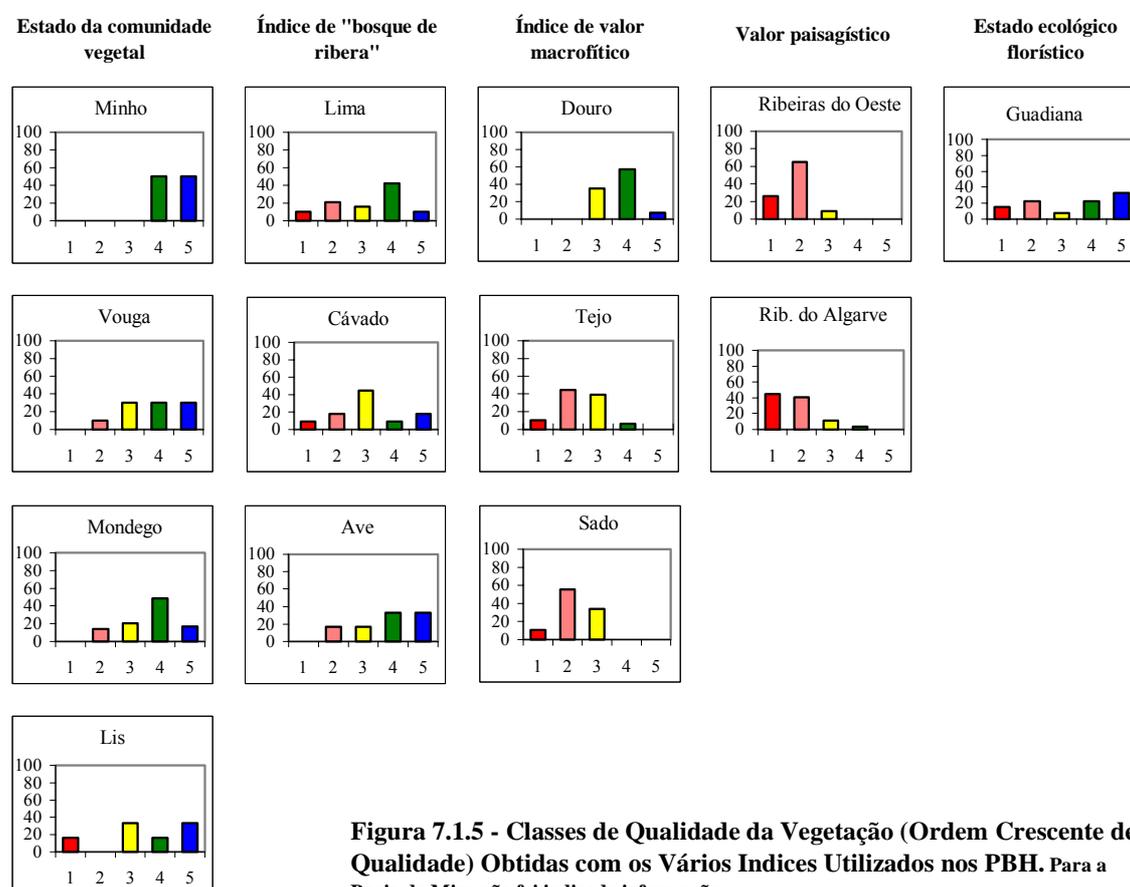
As várias espécies da fauna não piscícola têm diferentes graus de dependência das massas de água e da faixa ripária envolvente, como fonte de alimento, local de descanso temporário (espécies migrantes) ou permanente (espécies residentes), local de reprodução ou de protecção contra predadores.

Para alguns *taxa* ou grupos mais ameaçados (por exemplo, quirópteros cavernícolas, toupeira-de-água, lobo, lince-ibérico, lontra, salamandra-lusitânica, cágados), foram recentemente realizados ou estão a decorrer estudos sobre a sua biologia numa óptica de conservação. Contudo, para a maioria das outras espécies é evidente a escassez de informação de base, o que cria problemas na avaliação e selecção de espécies e áreas com interesse para a conservação.

#### ***Espécies Associadas a Meios Aquáticos, Ribeirinhos e Húmidos (Espécies Alvo)***

No âmbito do PNA, foram identificadas as espécies de vertebrados associados aos sistemas hídricos. Utilizou-se como base de trabalho todas as espécies de herpetofauna, avifauna e mamofauna terrestres associadas a zonas húmidas dulçaquícolas que se sabe ocorrerem regularmente. A inventariação da fauna ICN. Foram depois seleccionadas todas as espécies que se considerou estarem dependentes da estrutura feita pelos PBH foi completada com dados mais recentes entretanto publicados ou gentilmente cedidos pelo aquática/ripícola, por motivos biológicos e ecológicos, e aquelas que, embora não dependendo desta, apresentassem uma preferência por zonas húmidas (por exemplo, lince ibérico e alguns morcegos).

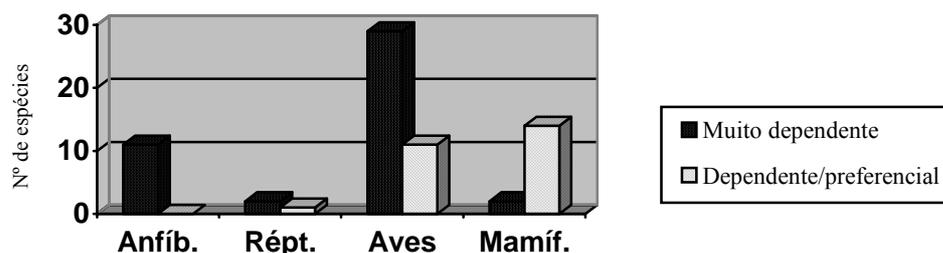
Para se determinar o nível de dependência da água das espécies consideradas na lista inicial, procedeu-se a uma avaliação de cada espécie tendo em conta o habitat, alimento e reprodução, tendo-se seleccionado as espécies de grande dependência, dependência média e preferência, em relação ao meio hídrico, excluindo-se as de ocorrência accidental.



**Figura 7.1.5 - Clases de Qualidade da Vegetação (Ordem Crescente de Qualidade) Obtidas com os Vários Índices Utilizados nos PBH. Para a Bacia do Mira não foi indicada informação**

As espécies de vertebrados portugueses que apresentaram algum tipo de dependência em relação à água, e que se encontram ameaçadas, constituíram a lista de espécies alvo. A Figura 7.1.6 mostra a relação entre o número de espécies alvo muito dependentes e as dependentes/preferenciais, constatando-se que o número das primeiras é superior às dependentes/preferenciais nos anfíbios, répteis e aves enquanto que nos mamíferos é inferior. Tendo em conta o número total de espécies existentes em Portugal Continental para cada grupo, a percentagem de espécies alvo é a seguinte: Anfíbios (65%), Aves (19%), Répteis e Mamíferos (ambos 7%).

Relativamente a critérios de conservação, classificou-se ainda cada espécie associada à água com base nas seguintes Convenções ou Directivas: CITES, Bona, Berna, Directiva Habitats, Directiva Aves, Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal, Livro Vermelho dos Vertebrados de Espanha, Lista de Espécies Ameaçadas da IUCN, 1990 e Lista de Espécies Ameaçadas da IUCN, 2000. Nesta análise, foram ainda incluídos, sempre que possível, dados sobre a abundância conhecida de cada espécie, a evolução das suas populações em Portugal e a sua distribuição tendo em conta unicamente a Europa e Norte de África. Relativamente à avifauna, contudo, não se apresentou a sua distribuição indicando-se antes a fenologia de cada espécie.



**Figura 7.1.6 - Grau de Dependência das Espécies Alvo Identificadas em Relação à Água**

Todas as espécies de anfíbios inventariadas em Portugal continental (17) são muito dependentes da água, uma vez que aí decorre o seu desenvolvimento larvar. Destas espécies, 11 (65%) têm estatuto de ameaça segundo a Directiva Habitats e o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Relativamente aos répteis foram inventariadas 26 espécies alvo, sendo 4 muito dependentes e dependente/preferencial; destas espécies alvo de répteis, três têm estatuto de ameaça. Foram inventariadas 270 espécies de aves das quais 83 (31%) foram consideradas como estando de alguma forma associadas ao meio aquático (55 muito dependentes e 28 dependentes/preferenciais) e estando 40 (48%) abrangidas por estatuto de ameaça. Quanto à mamofauna foram inventariadas 58 espécies, estando 26 (45%) mais ou menos associadas ao meio aquático (5 muito dependentes da água e 21 menos dependentes/preferenciais) e 16 (28%) com estatuto de ameaça.

#### ***Espécies e Sistemas Aquáticos e Ribeirinhos Prioritários***

As espécies alvo foram avaliadas em relação a um conjunto de parâmetros de forma a se poderem calcular índices que permitissem a identificação de um subconjunto de espécies prioritárias.

Os índices aplicados resultam da adaptação para o território continental das metodologias descritas e aplicadas por Palmeirim *et al* (1994)<sup>6</sup>. Esta metodologia permitiu definir vários tipos de índices: SB – índice de sensibilidade biológica (calculado a partir de variáveis biológicas relacionadas com a vulnerabilidade das populações); R – índice de relevância (reflectindo a importância das populações no contexto nacional e internacional); IPC – índice de prioridade de conservação (resultante da média aritmética do SB e R, e que dá uma ideia das características intrínsecas de uma espécie reflectindo quer a fragilidade biológica das espécies quer a importância relativa que têm as populações de uma determinada área); IEA – estatuto actual de ameaça (com base no estatuto atribuído às espécies nos livros vermelho português, espanhol e internacional); IRP – índice de responsabilidade política (calculado com base no estatuto das espécies em convenções internacionais – Convenção de Berna e Directivas Aves e Habitats).

Cada índice exprime-se em função de vários parâmetros, divididos em categorias, cujo valor final correspondente a uma pontuação entre 0 e 10. Estes indicadores/índices foram conjugados num Índice Global de Prioridade de Conservação - IGPC. Consideram-se como espécies prioritárias aquelas que, sendo espécies alvo, tinham um IGPC igual ou superior a 5.0 (Quadro 7.1.1).

A definição e distribuição das espécies prioritárias permitiram a determinação de áreas com prioridade de conservação elevada, utilizando como base quadrículas UTM de 100x100 km, para o território do continente, em função da riqueza específica e número total de espécies prioritárias. Deve sublinhar-se que a metodologia seguida se refere a espécies associadas ao meio aquático e portanto, por áreas de prioridade identificadas entende-se especificamente os corredores fluviais, áreas lênticas e pantanosas e zonas terrestres adjacentes.

Verificou-se que as áreas mais importantes incluem já áreas protegidas classificadas ou propostas para classificação. Contudo, desconhece-se em muitos casos a qualidade da água e dos troços fluviais das redes

<sup>6</sup> Palmeirim, J.M., F. Moreira & P. Beja, 1994. *Estabelecimento de prioridades de conservação de vertebrados terrestres a nível regional: o caso da costa sudoeste portuguesa*. Museu Nacional de História Natural e Museu e Laboratório Zoológico e Antropológico (Museu Bocage), Lisboa, pp.167-199.



hidrográficas e massas de água destas áreas prioritárias, embora em muitas os PBH tenham identificado evidentes sinais de maior ou menor degradação.

**Quadro 7.1.1 - Lista das Espécies Prioritárias Ordenadas por Ordem Decrescente do IGPC**

ANFÍBIOS (6)	RÉPTEIS (3)	AVES (18)	MAMÍFEROS (10)
<i>Chioglossa lusitanica</i>	<i>Emys orbicularis</i>	<i>Botaurus stellaris</i>	<i>Galemys pyrenaicus</i>
<i>Triturus helveticus</i>	<i>Mauremys leprosa</i>	<i>Nycticorax nycticorax</i>	<i>Rhinolophus mehelyi</i>
<i>Alytes cisternasii</i>	<i>Lacerta schreiberi</i>	<i>Ardeola ralloides</i>	<i>Myotis mystacinus</i>
<i>Discoglossus galganoi</i>		<i>Ardea purpurea</i>	<i>Myotis emarginatus</i>
<i>Hyla meridionalis</i>		<i>Ciconia nigra</i>	<i>Barbastella barbastellus</i>
<i>Rana iberica</i>		<i>Plegadis falcinellus</i>	<i>Microtus cabrerae</i>
		<i>Platalea leucorodia</i>	<i>Mustela erminea</i>
		<i>Netta rufina</i>	<i>Lutra lutra</i>
		<i>Circus aeruginosus</i>	<i>Felis silvestris</i>
		<i>Porphyrio porphyrio</i>	<i>Lynx pardina</i>
		<i>Fulica cristata</i>	
		<i>Grus grus</i>	
		<i>Recurvirostra avosetta</i>	
		<i>Glareola pratincola</i>	
		<i>Gelochelidon nilotica</i>	
		<i>Chlidonias hybridus</i>	
		<i>Anthus spinoletta</i>	
		<i>Locustella luscinioides</i>	

### **Espécies Indicadoras**

Com base em pesquisa bibliográfica, foi possível identificar algumas espécies associadas ao meio aquático, com características de potenciais bioindicadoras de qualidade da água e da integridade estrutural dos troços fluviais e classificadas como importantes do ponto de vista da conservação. Estas espécies são a salamandra-lusitânica, o cágado-de-carapaça-estriada, o melro-d'água e a toupeira-de-água. No PBH do Douro, por exemplo, foi utilizada a distribuição da toupeira-de-água como parâmetro classificativo do estado de conservação dos corredores fluviais desta bacia.

Até ao momento, os descritores de mais-valia para a conservação utilizados para as espécies aquáticas ou associadas ao meio aquático salientam sobretudo a sua presença mas raramente a sua abundância, com excepção dos trabalhos desenvolvidos para a toupeira-de-água. Nas áreas de distribuição destas espécies de elevado valor, ocorrem frequentemente zonas muito degradadas, em termos ambientais, desconhecendo-se na maior parte dos casos o estado de conservação das populações biológicas. A degradação dos ecossistemas aquáticos, em maior ou menor grau, foi detectada nos PBH em muitas áreas consideradas de elevado valor, como por exemplo, no troço principal do rio Lima, nos Paúis do Boquilobo, de Arzila e da Madriz, no Douro e Tejo internacionais, ou no Caia e Guadiana (Juromenha).

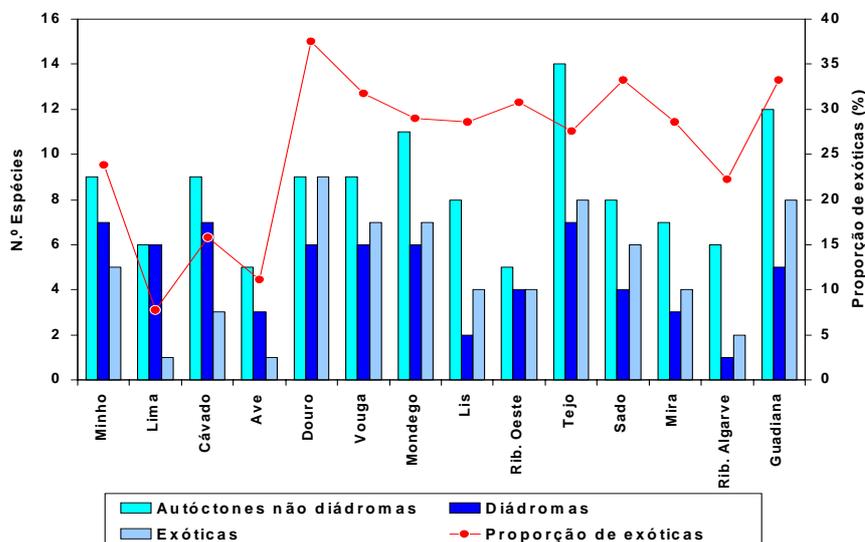
### **7.1.3.4. Ictiofauna e Recursos Haliêuticos**

#### **Espécies Ictícas e sua Distribuição**

No Continente, foram inventariadas 44 espécies ictícas nas principais redes hidrográficas continentais, das quais 13 são consideradas periféricas e 31 estritamente dulçaquícolas. A família com o maior número de representantes é a Cyprinidae (21 espécies). Foram identificados 19 endemismos ibéricos, quatro dos quais exclusivos do território nacional - boga-portuguesa (*Chondrostoma lusitanicum*), escalo-do-Arade (*Leuciscus aradensis*), escalo-do-Mira (*Leuciscus torgalensis*) e ruivaco (*Rutilus macrolepidotus*) - e 11 espécies exóticas introduzidas nas bacias hidrográficas ibéricas pela acção do Homem (Figura 7).

Observa-se um aumento da riqueza específica para sul, associado a um incremento do número de espécies exóticas, cuja presença é responsável pela descaracterização das respectivas comunidades ictícas. As bacias hidrográficas a sul do Ave, e em particular o Douro, Sado e Guadiana apresentam uma maior proporção de espécies exóticas (Figura 7.1.7). É igualmente notória a fraca representatividade das espécies diádromas nas

bacias hidrográficas a sul do Tejo, exceptuando o caso do Guadiana. De uma forma geral, todas as bacias hidrográficas apresentam uma importante componente de espécies periféricas, excepção feita ao Ave, Lis e ribeiras do Oeste e do Algarve (Fig. 7.1.7).



**Figura 7.1.7 – Estrutura da Comunidade Ictíica Presente nas Principais Bacias Hidrográficas Nacionais e Grau de Incidência de Espécies Exóticas**

### ***Espécies Ictíicas: Valor Conservacionista***

O ciprinídeo endémico da bacia hidrográfica do Guadiana *Anaocypris hispanica*, vulgarmente designado por saramugo, e o salmão *Salmo salar*, são as duas espécies mais ameaçadas em Portugal, sendo por esse motivo classificadas como “Em Perigo”, no Livro Vermelho dos Vertebrados.

Sem esgotar os casos que merecem atenção, referem-se ainda as espécies que, para além de estarem incluídas no Anexo III da Convenção de Berna, estão classificadas como “Raras”, casos da lampreia-de-rio (*Lampetra fluviatilis*), da lampreia-de-riacho (*Lampetra planeri*), da cumba (*Barbus comiza*), do barbo-de-cabeça-pequena (*Barbus microcephalus*), do barbo do Sul (*Barbus sclateri*), do barbo de Steindachner (*Barbus steindachneri*), da boga-de-boca-arqueada (*Chondrostoma lemmingii*), da boga-portuguesa (*Chondrostoma lusitanicum*) e da boga do Guadiana (*Chondrostoma willkommii*). Refira-se ainda a lampreia-marinha (*Petromyzon marinus*), o sável (*Alosa alosa*), a savelha (*Alosa fallax*) e o caboz-de-água-doce (*Salaria fluviatilis*), todos *taxa* considerados “Vulneráveis”.

### ***Integridade das Comunidades Piscícolas***

A avaliação da integridade das comunidades piscícolas das principais bacias hidrográficas nacionais foi efectuada utilizando o Índice de Qualidade Ictíica (IQI), adaptado do Índice de Integridade Piscícola (IIP). O IQI pondera não só a importância das diferentes espécies piscícolas de acordo com o estatuto de conservação que lhe foi atribuído no Livro Vermelho dos Vertebrados, mas também a taxa de incidência de espécies exóticas. De acordo com os valores de *IQI* as principais bacias hidrográficas foram incluídas numa das seguintes três classes: Classe A:  $IQI \geq 0.5$ ; Classe B:  $0.25 \leq IQI < 0.5$ ; Classe C:  $IQI \leq 0.25$

Assim, o grupo correspondente às bacias hidrográficas cujas comunidades piscícolas se destacam do ponto de vista da conservação inclui o Minho, o Cávado, o Lima e o Guadiana. Numa posição intermédia surgem o Douro, o Vouga, o Mondego e o Tejo. As restantes bacias integram uma terceira categoria, correspondente às comunidades ictíicas menos interessantes em termos de conservação (Fig. 7.1.8).



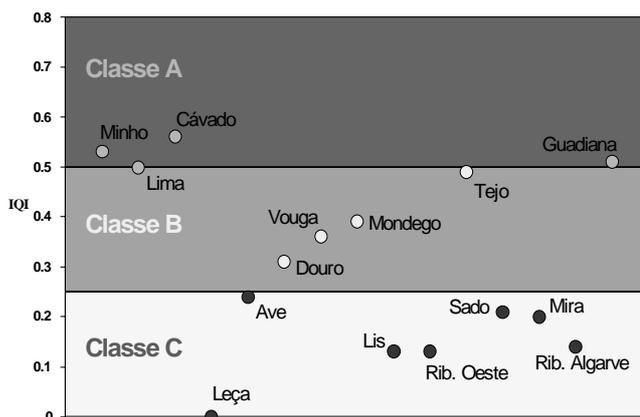


Figura 7.1.8 - Índice de Qualidade Ictífica (IQI) Obtido nas Principais Bacias Hidrográficas Nacionais

### Exploração de Recursos Haliêuticos

No que diz respeito à exploração de recursos haliêuticos, verificou-se que do conjunto de espécies inventariadas, destacam-se pelo seu valor económico, um grupo de oito espécies constituído por seis espécies diádromas - lampreia-marinha (*Petromyzon marinus*), enguia (*Anguilla anguilla*), sável (*Alosa alosa*), savelha (*Alosa fallax*), salmão (*Salmo salar*) e truta (*Salmo trutta*) - e duas espécies exóticas - truta-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) e achigã (*Micropterus salmoides*) -.

Ficou ainda patente que as bacias hidrográficas a norte do Mondego apresentam uma maior proporção de espécies ictícas com um valor económico mais elevado, sendo por isso aquelas onde o rendimento da pesca profissional exercida em águas interiores contribui significativamente para a economia dos núcleos piscatórios daquela região do país (Figura 7.1.9). A esta constatação não será alheio o facto de serem aquelas as bacias hidrográficas onde ocorrem as populações mais importantes de peixes anádromos, em particular a lampreia-marinha, o sável e a savelha.

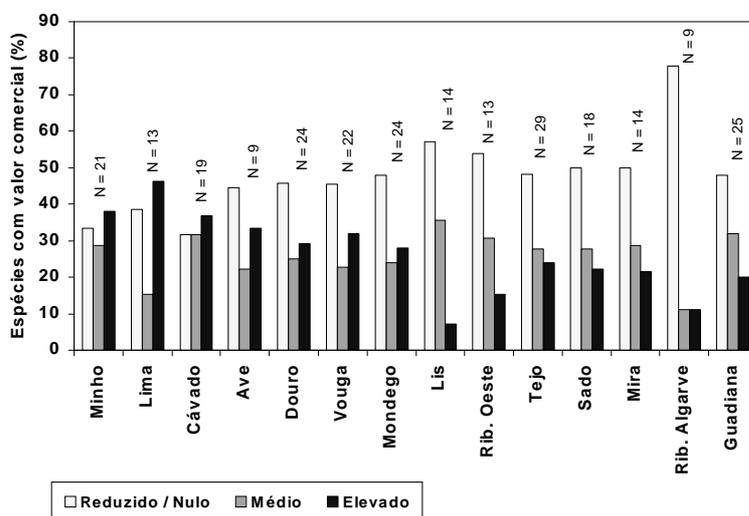


Figura 7.1.9 - Proporção de Espécies Ictícas com Diferente Valor Comercial Presentes nas Principais Bacias Hidrográficas Nacionais. N – Número Total de Espécies

Actualmente são concedidas anualmente mais de 270 000 licenças de pesca, das quais menos de 2000 são licenças profissionais. Por outro lado, as licenças desportivas predominantes são cada vez mais do tipo nacional, indicando um crescendo de mobilidade e de pescadores oriundos de centros urbanos.

Com o objectivo de ordenar a pesca nas águas interiores a Direcção-Geral das Florestas definiu um conjunto de zonas sujeitas a uma regulamentação especial. Presentemente estão classificadas 46 zonas de abrigo, 14 zonas de desova, 34 zonas de pesca reservada, 77 concessões de pesca desportiva e 10 zonas de pesca profissional.

Ainda no capítulo da exploração de recursos haliêuticos, as informações obtidas revelam a existência de 27 aquiculturas de águas doces em funcionamento, responsáveis pela produção de mais de 1 500 toneladas anuais de peixe, na sua maioria truta arco-íris.

#### 7.1.3.5. Qualidade Biológica de Sistemas Fluviais

Há cerca de cem anos, começou a reconhecer-se que as actividades humanas degradavam os sistemas aquáticos, tendo, em consequência, surgido uma primeira tentativa de monitorização biológica. Contudo, esta linha inicial de carácter biológico manteve-se marginal e a avaliação da qualidade da água tornou-se, ao longo do século XX, essencialmente numa avaliação de contaminantes químicos e orgânicos, oriundos de fontes pontuais ou difusas, presumindo-se que estes se relacionavam directamente com a qualidade biológica dos ecossistemas.

Nem o fluxo do ciclo da água era visto como limitante da quantidade das reservas de água, nem o biota existente era tido em conta nas acções de planeamento. Nas duas últimas décadas deste século, contudo, recuperou-se a noção da vida como cerne do planeamento hídrico, e a monitorização biológica regressou aos instrumentos de trabalho dos gestores de recursos hídricos.

O biota é o elemento integrador de todas as alterações que ocorrem nos ecossistemas e suas bacias de drenagem, incluindo as físico-químicas, mas também as estruturais, por exemplo, alterações do regime de caudais, da geomorfologia do canal e dos usos da bacia, de tal forma que adoptar critérios exclusivamente físico-químicos para avaliar a qualidade da água não apresenta qualquer relação consistente com a qualidade biológica e do ecossistema.

As modernas definições de qualidade da água e de poluição já contemplam a conservação do biota e do seu bom 'estado', baseando-se estruturalmente: a) na ideia da entrada de substâncias ou energia no sistema aquático; b) na garantia da saúde humana; c) na garantia da sustentabilidade dos usos futuros da água.

Presentemente, existem cinco tipos correntemente utilizados de sistemas de bioavaliação da qualidade da água e dos ecossistemas aquáticos, nomeadamente fluviais (bioavaliação da qualidade da água por indicadores e índices biológicos; bioavaliação físico-ecológica; bioavaliação do estatuto de conservação; bioavaliação por métodos multivariados; bioavaliação por índices multimétricos), havendo outros em estudo.

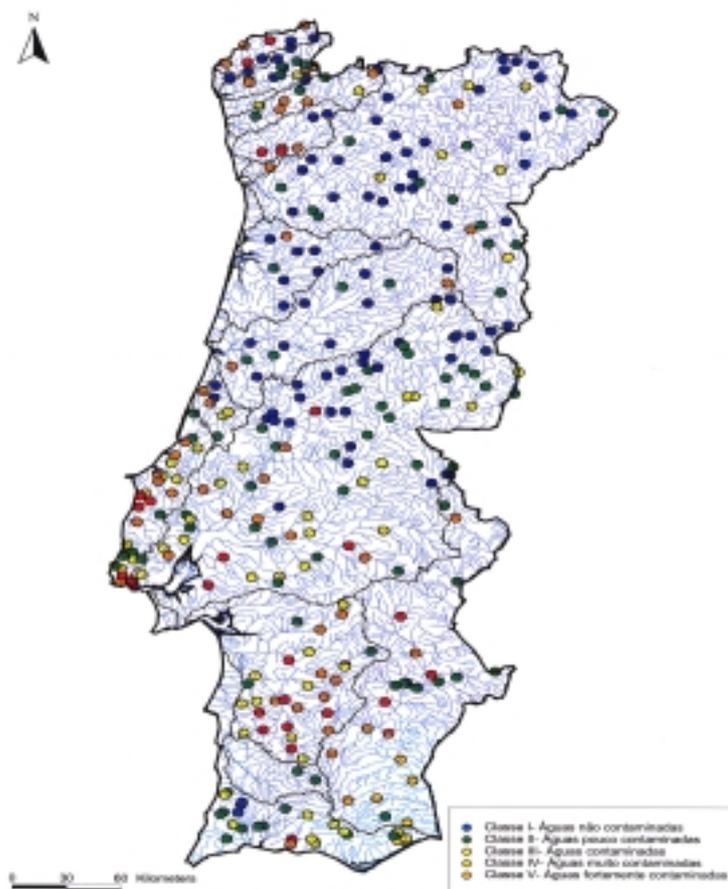
Existem alguns casos de aplicação de índices biológicos para avaliar a qualidade das águas portuguesas, sendo os mais relevantes a aplicação do sistema de sapróbios (indicadores: microalgas e microinvertebrados), pela DGRAH entre 1978 e 1984, e o de índices bióticos utilizados em estudos ambientais e mais recentemente nos PBH, especialmente o BMWP' (indicadores: macroinvertebrados). A aplicação de outros índices e indicadores biológicos utilizando microalgas, microcrustáceos, macrófitos e ictiofauna e ainda de outros tipos de bioavaliação, nomeadamente físico-ecológica, multivariada e multimétrica, tem sido realizada apenas em estudos universitários.

A imagem da qualidade biológica da água de sistemas fluviais, obtida com a aplicação do índice biótico de macroinvertebrados BMWP', encontra-se na Figura 7.1.10. Trata-se de um conjunto de 326 troços fluviais, com resultados obtidos no âmbito dos PBH, mas acrescidos de dados de outros estudos, embora respeitantes, normalmente, a uma só colheita. Salvo algumas assimetrias, como a maior densidade de locais nas ribeiras do Oeste e bacia do Lima e apenas dois pontos de cabeceira do Mira, é possível uma primeira imagem geral da qualidade biológica da água de sistemas fluviais. Verifica-se, a nível nacional que 56% dos locais amostrados apresentaram sinais de pouco ou nenhuma contaminação orgânica (Classes I e II), 8% encontram-se contaminados (classe III), 17% muito contaminados (IV) e 18% fortemente contaminados (V).

A distribuição espacial destas classes de qualidade da água não é homogénea por todo o continente (Figura 7.1.10). O maior número de locais não contaminados situam-se a Norte da margem direita do Tejo, o que pode decorrer duma maior disponibilidade hídrica e consequente mais elevada capacidade de autodepuração, tornando os cursos de água dessas regiões menos vulneráveis à contaminação. Verifica-se que os rios do Norte, à excepção do Cávado apresentam sempre pelo menos um quarto dos locais não contaminados,



situação que é inversa nos rios do Sul onde, excluindo as ribeiras do Algarve (cabeceiras do Seixe e do Aljezur) não se encontram locais não contaminados. Esta dicotomia poderá reflectir também, a necessidade de ajustar o índice utilizado, de origem inglesa embora adaptado por investigadores espanhóis em 1989, a situações fluviais naturais em que ocorre maior stress hídrico natural.



**Figura 7.1.10 - Classes BMWP' de Qualidade da Água Baseadas em Macroinvertebrados Bênticos**

No âmbito dos PBH do Guadiana e das ribeiras do Algarve foram realizados estudos de campo sobre as comunidades de algas unicelulares de sistemas fluviais (nomeadamente fitoplâncton e perifiton), existindo, também, estudos anteriores mais localizados, nas bacias do Lima, Cávado, Ave, Vouga, Tejo, e Guadiana.

Analisando os resultados referentes ao Guadiana, verifica-se que o caudal é um factor determinante na composição das comunidades de algas unicelulares, e que situações de baixo caudal resultam na proliferação de cianofíceas, algumas delas potenciais produtoras de toxinas, cujos efeitos foram já reportados, sobretudo na região de Mértola. Tornam-se, por isso, preocupantes os valores bastante elevados de cianofíceas para alguns locais amostrados no âmbito do PBH do Guadiana, sendo provável que existam outras situações deste tipo não recenseadas nesta e outras bacias.

No PBH das ribeiras do Algarve evidenciou-se que as situações mais eutróficas ocorrem fundamentalmente nas regiões litorais, não se verificando no entanto uma acentuada predominância de cianobactérias. Em ambos os casos, as diatomáceas tendem a dominar quer as comunidades de fitoplâncton quer as de perifiton. O uso de índices bióticos baseados em diatomáceas ou perifiton, para avaliar a qualidade da água, é muito frequente na Europa e nos E.U.A., havendo vantagens em melhor conhecer estas comunidades no país e utilizá-las na determinação da qualidade biológica da água

Contudo, em Portugal, ainda não se encontra implementado um sistema de avaliação da qualidade biológica da água complementar da fisico-química, ao contrário do que acontece na generalidade dos países europeus, onde um ou mais dos vários tipos de sistemas de bioavaliação acima descritos, são utilizados em rotina, nalguns casos desde o início do século XX. Demonstrada a necessidade de utilizar indicadores biológicos

para complementar os indicadores físico-químicos e microbiológicos na avaliação da qualidade da água, considera-se urgente a utilização de índices biológicos em rotina nas redes de monitorização em funcionamento, pelo menos em sistemas fluviais. Os índices disponíveis e sua fiabilidade (nomeadamente o BMWP<sup>2</sup>) tornam a sua utilização uma mera aplicação técnica, fácil em termos de implementação.

Tão pouco existe uma bioavaliação do estatuto de conservação especificamente vocacionada para corredores fluviais.

### 7.1.3.6. Albufeiras

Portugal apresenta uma área superficial reduzida de massas de água lânticas naturais. Contudo, as albufeiras são massas de água lânticas artificiais já consideradas como parte integrante da paisagem ibérica. Constituem também ecossistemas onde espécies e comunidades se estabelecem, com um funcionamento ecológico muito próprio e diferente do de lagos naturais, particularmente dependente das suas utilizações efectivas.

Para a caracterização e diagnóstico efectuada no âmbito do PNA, foi considerado um universo de 162 albufeiras, incluindo todas as albufeiras públicas ou de utilização pública consideradas representativas em termos de massas de água.

#### *Comunidades Planctónicas*

Foi possível identificar 57 albufeiras possuindo estudos de fitoplâncton, regra geral, rastreios realizados por instituições universitárias ou de investigação e sem um carácter sistemático. Devido à data da sua colheita, grande parte destes trabalhos servem apenas de referência histórica. Por exemplo, na bacia do Tejo, verifica-se existirem estudos publicados sobre fitoplâncton para um total de 13 albufeiras. Uma grande parte destas foi estudada nos anos setenta ou mesmo antes, sendo Castelo de Bode a única albufeira em que se conhece o fitoplâncton de uma forma continuada desde os anos 50.

As classes mais fortemente representadas são as clorofíceas, as bacilariofíceas e as cianofíceas.

Quando o estado trófico das águas progride, as cianofíceas tendem a expandir-se em biomassa e período de dominância, podendo verificar-se crescimentos intensos (florescências ou *bloom*), frequentemente de estirpes biológicas produtoras de toxinas, com colorações intensas e espumas na zona superficial da massa de água. No âmbito do PBH da bacia do Tejo pesquisou-se sistematicamente o registo de episódios deste tipo, encontrando-os para seguintes albufeiras: St<sup>a</sup> Águeda, Divor, Maranhão, Magos e Montargil, o que evidentemente não significa que não ocorram igualmente *bloom* não registados noutras albufeiras da bacia do Tejo. O caso mais documentado é o da albufeira do Divor, em que se identificaram 13 casos de *bloom* entre 1974 e 1986, dos quais seis levaram a grande mortalidade de peixes.

Para além dos casos já mencionados para a bacia do Tejo, encontrou-se evidência de outros: na bacia do Douro - albufeira de Peneireiro, St<sup>a</sup> Maria Aguiar (e rio Côa); bacia do Mondego - albufeiras de Fagilde e da Agueira; bacia do Guadiana - albufeiras do Caia, Monte Novo, Bufo (Barrancos) e da Vigia (e rio Guadiana); bacia do Sado - albufeiras do Roxo e de Odivelas. Contudo, não existe um registo coerente e sistemático destes episódios, com a sua localização exacta, duração, extensão do problema e consequências, por forma a uma visão geral, actualizada e temporalmente acompanhada das zonas mais afectadas.

O zooplâncton foi estudado em 49 albufeiras, tendo-se elaborada uma inventariação exaustiva destes trabalhos, grande parte data dos anos setenta e oitenta e apenas alguns mais recentes. À semelhança do fitoplâncton, tratam-se de trabalhos de projectos de investigação universitários, não existindo uma recolha sistemática e continuada de zooplâncton em nenhuma albufeira. Anota-se, apenas que foram encontradas cerca de centena e meia de espécies de zooplâncton, sendo os protozoários o grupo de invertebrados menos conhecido. Os rotíferos apresentam biomassas em geral baixas e taxocenoses pouco consistentes, embora possam ser bastante resilientes. Os crustáceos apresentam menos de uma trintena de espécies.

#### *Comunidades Bênticas*

O número de estudos sobre macrófitos de albufeiras é muito pequeno, referindo-se às de Castelo de Bode, Fratel, Montargil (Tejo), Vale do Gaio (Sado), Bravura (Algarve), Mula e S. Domingos (Ribeiras do Oeste).



Os poucos estudos disponíveis indicam que as comunidades de plantas das margens de albufeiras podem apresentar alguma riqueza e importância, muito embora dependentes do tipo da albufeira. Apesar de genericamente esparsas, desempenham um papel ecológico crucial como zonas de abrigo e desova para as populações piscícolas e no estabelecimento das populações de macroinvertebrados de que estas se alimentam. Só um rastreio geral destas comunidades permitiria obter uma imagem adequada da sua composição, ecologia e variantes tipológicas, extremamente útil para as actividades de gestão das zonas marginais de albufeiras.

Não existem estudos sobre o perifiton de albufeiras portuguesas.

O macrobentos de albufeiras ibéricas apresenta pouca complexidade e densidade baixa, sendo constituído por um conjunto de menos de uma centena de organismos conhecidos, de taxonomia complicada, em especial bivalves, anélidos oligoquetas e dípteros quironómicos. Não existem praticamente estudos sobre a composição e ecologia dos macroinvertebrados de albufeiras portuguesas.

### ***Ictiofauna***

A larga maioria das espécies piscícolas nativas fluviais não encontra condições de reprodução ou sobrevivência nas albufeiras, onde não existem zonas de pouca profundidade, com velocidade da corrente moderada e com habitats diversificados, com abundância de detritos vegetais e animais, perifiton e macroinvertebrados de que se alimentam. O efeito barreira provocado pelas albufeiras (entre outras causas) impede a maior parte das espécies diádromas de aí existirem.

Foram encontradas até ao momento 28 espécies piscícolas, pertencentes a 10 famílias, das quais nove são exóticas. As espécies nativas mais típicas e abundante – barbos e bogas - realizam migrações reprodutoras para os afluentes, utilizando as albufeiras sobretudo para se alimentarem durante os períodos não reprodutivos. Três das cinco espécies mais frequentes são exóticas - a carpa, o achigã e a perca-sol - bem adaptadas a sistemas lacustres nos seus países de origem. Estas espécies dominam frequentemente as populações piscícolas, quer em número quer em biomassa.

Numa análise à escala nacional, baseada na composição piscícola de um conjunto de 35 albufeiras para as quais existia informação recente, publicada ou inédita, detectaram-se quatro tipos de associações estatisticamente distintos. Cada um destes tipos apresenta variáveis ambientais significativamente associadas. O modelo de ocupação ictiica assim criado permite prever as associações piscícolas potencialmente dominantes em albufeiras de composição específica desconhecida (Figura 7.1.11).

Verifica-se um predomínio de albufeiras do tipo C (grandes, situadas nos cursos médios, geralmente hidroeléctricas, tendencialmente oligo-mesotróficas, com associações piscícolas complexas dominadas por boga, bordalo e barbo) no Norte do país e de albufeiras do tipo B (grandes, igualmente situadas nos cursos médios, geralmente de rega, tendencialmente meso-eutróficas, com associações piscícolas complexas dominadas por carpa, achigã e perca sol) no Centro e Sul. Existe ainda o grupo D (pequenas, de altitude, perto da nascente, com associações piscícolas simples de bordalo e truta, tendencialmente oligotróficas) e o grupo A (pequenas, de rega, de baixa altitude, perto da nascente, com associações piscícolas simples de carpa e perca-sol, tendencialmente eutróficas). Dentro de cada grupo ocorrem variações que potenciam a existência de desvios ecológicos associados a diferentes graus de degradação, nomeadamente progressão trófica.

As populações piscícolas de albufeiras constituem um recurso importante e, no centro e sul do país, a pesca desportiva de competição é centrada nessas massas de água, com as actividades de lazer e de comércio associadas. Os problemas de eutrofização que afectam as albufeiras e o regime de utilização a que estas estão sujeitas, penaliza fortemente as populações piscícolas, nomeadamente criando situações de forte desoxigenação em partes da massa de água e um ambiente quimicamente inadequado, pondo a seco os leitões de desova ou impedindo as migrações reprodutoras durante a Primavera.

Por outro lado, ao representarem uma barreira à livre movimentação das espécies e materiais que naturalmente se deslocam ou são deslocados ao longo do sistema fluvial, entre as cabeceiras e a foz, as barragens constituem importantes factores de alteração, e frequentemente de degradação, tendo o desaparecimento, de espécies piscícolas de grande interesse económico (por exemplo a lampreia, o esturção,

o salmão e o sável), suscitado o interesse pela construção de dispositivos de transposição para peixes, em barragens.

Nos cursos de água principais, existem presentemente 10 passagens para peixes instaladas, e pertencentes a três tipos: um ascensor em Touvedo (Lima), passagens por bacias sucessivas em Penide (Cávado), Coimbra (Mondego) e Grela (Vouga) e eclusas de Borland em Crestuma-Lever, Carrapatelo, Régua, Valeira, Pocinho (Douro) e Belver (Tejo). Contudo, o conhecimento incipiente em relação à ecologia e movimentos de muitas espécies e sobretudo à sua relação eco-hidráulica com o sistema de passagem escolhido, deu origem à instalação de dispositivos de eficácia desconhecida ou comprovadamente ineficazes. Citam-se, a título de exemplo, os casos estudados das eclusas de Crestuma-Lever e Belver, e do ascensor de Touvedo, respectivamente nos rios Douro, Tejo e Lima.



**Figura 7.1.11 - Tipos de Associações Piscícolas para as Albufeiras do País**

Existem 24 pequenos aproveitamentos hidroeléctricos equipados com passagens para peixes (PPP), todos com bacias sucessivas. Com base nas características hidráulicas e de atractividade das PPP, na presença de obstruções a jusante e no estado de conservação, assoreamento e colmatagem das suas bacias, 20% das PPP actuais foram classificadas como apresentando boas condições de passagem, 25% condições aceitáveis, enquanto as restantes são inoperacionais ou apresentam condições de funcionamento inaceitáveis.



### *Estado Trófico*

No âmbito dos PBH o estado trófico foi determinado com base: a) em diferentes indicadores, desde a variação de oxigénio dissolvido em profundidade até à biomassa clorofilina; b) em diferentes critérios qualitativos ou quantitativos (abundâncias planctónicas, limiares considerados internacionalmente, índices tróficos, informações bibliográficas); c) em fontes de informação provenientes de períodos e instituições diferentes, com métodos de colheita e análises diferentes. As classes tróficas referidas nos PBH não são coincidentes nas divisões efectuadas. Não existe uma metodologia normalizada e comum para determinação do estado trófico ou sequer uma amostragem directamente vocacionada para a sua determinação.

Face às limitações enunciadas, para a determinação do estado trófico de albufeiras, no âmbito do PNA, seleccionaram-se como indicadores do estado trófico, o fósforo total na coluna de água (Pt, em  $\text{mg}/\text{m}^3$ ), na generalidade dos casos doseado apenas à superfície, enquanto elemento determinante do estado trófico, e a biomassa clorofilina (clorofila *a*, em  $\text{mg}/\text{m}^3$ ), enquanto elemento indicador da resposta do ecossistema, para dado nível trófico. Estes são os parâmetros mais ubíquos, em termos de determinações no tempo, no espaço e para os laboratórios onde se realizam as análises, além da sua metodologia corresponder a normas estabelecidas.

Os dados obtidos para a determinação do estado trófico foram recolhidos no SNIRH, a partir de informações das DRAOT, para o ano 1997 e seguintes e da DGA para o período 1989-1993, e nos PBH. Ao todo, foi possível obter valores para 83 (52%) albufeiras do universo original de 162 albufeiras consideradas, embora nem sempre para ambos os parâmetros.

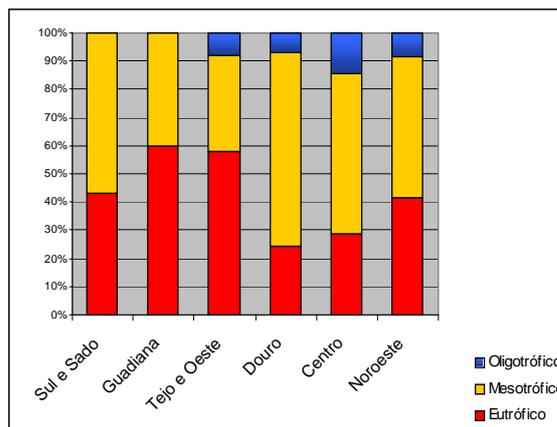
O potencial predito obtido na regressão entre o fósforo total médio encontrado nas albufeiras (em  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) e a biomassa clorofilina ( $\text{mg}/\text{m}^3$  de clorofila *a*) confirma que o fósforo é o elemento determinante da eutrofização de albufeiras portuguesas e que a regressão do estado trófico passará sobretudo e necessariamente pelo controle das cargas afluentes deste elemento.

Para a atribuição do estado trófico, foram utilizados os limiares da OCDE, mas ajustados no limite entre a mesotrofia e eutrofia, em função de conhecimento bibliográfico e pericial da equipa. Considerou-se que aqueles tinham apenas um carácter indicativo, porque se tratam de valores cujos critérios de origem radicam essencialmente em lagos naturais e albufeiras temperadas do norte, não tendo em conta a especificidade de massas de água ibéricas, de características limnológicas muito particulares. Foram considerados apenas três níveis tróficos, na classificação final, devendo ser entendidos como provisórios.

Verificou-se que existem informações para apenas 55% das albufeiras de maiores dimensões. Das albufeiras com estado trófico conhecido, apenas 4% se revelaram oligotróficas, enquanto 28% são mesotróficas e 23% eutróficas. Refira-se que em qualquer das duas últimas classes se considera existirem variações substanciais inter-anuais, que devem ser rapidamente estudadas, nomeadamente para avaliar a progressão trófica em curso e para actuar atempadamente sobre esta. Por outro lado, é possível que os resultados estejam de certo modo enviesados na direcção das albufeiras eutróficas, uma vez que será nessas que ocorrem os maiores problemas de saúde pública, relacionados com a qualidade da água de abastecimento e com o seu uso múltiplo, e por conseguinte nessas se concentram as análises da qualidade da água das DRAOT.

Encontraram-se albufeiras oligotróficas nas bacias do Douro, Minho, Lima, Cávado, Ave, Vouga, Mondego, Tejo e Oeste, mas não nas do Guadiana, Sado, Mira e Algarve (Figura 7.1.12).

A imagem obtida é condicionada pela insuficiência de conhecimento, nomeadamente de massas de água potencialmente oligotróficas; por exemplo, quase não existem dados para as albufeiras da zona da Serra da Estrela.



**Figura 7.1.12 - Proporção das Classes Tróficas para as Albufeiras do Continente com Estado Trófico Conhecido (n=83), por Bacias Hidrográficas ou Conjuntos destas**

#### 7.1.4. Estado de Conservação de Ecossistemas de Águas Interiores

##### *Enquadramento*

Nos anos oitenta, ganha relevância (incluindo nalgumas definições de qualidade da água), a expressão ‘estado ecológico’ do sistema fluvial. O estado ecológico é a expressão da qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos associados às águas superficiais. A sua avaliação é realizada pela medida do desvio do sistema aquático em relação às respectivas condições ecológicas de referência, com base em elementos biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos.

O conceito de estado ecológico está profundamente associado a outros, especialmente os de integridade biótica, integridade ecológica, saúde do ecossistema e de qualidade ecológica. A integridade biótica corresponde à capacidade do ecossistema suportar e manter uma comunidade de organismos equilibrada, íntegra e bem adaptada, com uma composição e proporção de espécies e organização funcional semelhante e comparável à dos sistemas fluviais naturais da região.

Por outro lado, surgiu no final dos anos oitenta o termo estatuto ecológico ou estatuto de conservação, e mais tarde também o valor de conservação ou ainda o potencial de conservação. Originalmente, o estatuto e o estado foram definidos em conjunto como a medida de importância relativa do rio para a conservação e a extensão da sua perturbação face ao estado original natural. Os dois conceitos têm sido confundidos por ambos assentarem no material biológico e ecológico e nalguns critérios comuns como a diversidade e a raridade de espécies ou grupos de espécies. Contudo, um sistema aquático pode estar muito degradado e no entanto ter um estatuto de conservação elevado devido à sobrevivência de espécies de elevado valor conservacionista (por exemplo, áreas apreciáveis da bacia do Guadiana ou das ribeiras do Oeste), enquanto a diversidade e raridade biológicas podem ser pequenas num troço fluvial de cabeceira de elevada naturalidade e bom estado de conservação e ter um estatuto de conservação baixo.

A ideia de estatuto ecológico está associada à conservação baseada em espécies alvo a preservar e seus habitats, e em áreas geográficas específicas de elevado valor conservacionista, que devem ser protegidas ou recuperadas, através do seu isolamento e/ou controle dos usos humanos. No caso de sistemas fluviais, encontra-se generalizada a aplicação do conceito de segmentos e troços de interesse especial para a conservação, sobre os quais deve ser exercida protecção e condicionamento dos usos humanos, para garantir a presença de espécies ou valores biológicos, habitacionais e estruturais detectados como importantes.

A avaliação do estado ecológico baseia-se numa concepção da saúde geral do ecossistema fluvial e das comunidades que nele habitam. Nesta perspectiva, garantir a saúde ecossistémica e as condições ecológicas o mais próximo possível das originais significa garantir a capacidade de persistência e de resiliência do ecossistema a alterações humanas, o que implicaria por sua vez a manutenção das espécies raras ou de elevado valor aí existentes. A definição de estado ecológico está estruturalmente associada à manutenção, conservação e recuperação global do ecossistema fluvial e da sua bacia hidrográfica, ou seja, à sua gestão integrada, incluindo as parte afectadas e não afectadas, muito ou pouco, por actividades humanas, e a conciliação dos respectivos usos. É precisamente este conceito de estado ecológico que agora se aplica.



## **Metodologia**

O sistema fluvial forma com a sua bacia hidrográfica uma unidade indissociável, de tal forma que o processamento de materiais físicos, químicos e biológicos em curso nesta, nomeadamente resultantes de actividades humanas, se reflecte no corredor fluvial. As formas de perturbação do meio aquático por actividades humanas podem ser indirectas, ocorrendo na bacia hidrográfica e no vale de cheia, ou directas, afectando o corredor fluvial ou o meio líquido. A sua magnitude espacial é também muito variável, podendo afectar a bacia, sub-bacia, segmento, troço, habitats ou micro-habitats fluviais. Quando decresce a magnitude e localização espacial das intervenções e perturbações (e.g. a criação de uma praia fluvial), passa-se a níveis mais direccionados e localizados de acções de gestão, com maior necessidade de um conhecimento biológico e ecológico de pormenor.

O troço fluvial pode ser considerado a unidade base do sistema fluvial, apresentando características hidromórficas e geoquímicas próprias. Os troços fluviais podem ser agrupados em tipos (ou conjuntos de troços de características semelhantes), aos quais correspondem comunidades ou tipos biológicos afins. A definição de uma tipologia para os troços fluviais da rede hidrográfica portuguesa, permite-nos obter uma visão holística de carácter bioecológico dos sistemas fluviais, estruturada e hierarquizada a diferentes escalas espaciais, com possibilidade de planeamento e actuação igualmente nas diferentes escalas.

Uma vez obtida esta tipologia, os troços fluviais (e respectivos tipos identificados), podem ser classificados em termos do seu estado de conservação. O estado de conservação de um troço fluvial é a medida da sua integridade biológica, face às alterações provocadas por actividades humanas. Assim, a medida do estado de conservação de um troço integra dois conjuntos de componentes, o primeiro constituído pelos indicadores das várias facetes da qualidade biológica, o segundo constituído pelas várias facetes da intervenção humana (entenda-se degradação) dos ecossistemas aquáticos.

Tal como foi evidenciado, a informação existente sobre as espécies e os ecossistemas aquáticos fluviais é fragmentária em termos espaciais e taxonómicos e espacialmente heterogénea.

A metodologia agora apresentada foi proposta e desenvolvida nos PBH do Douro e Tejo. No âmbito do PNA, houve um aprofundamento na definição dos sectores tipológicos e uma redefinição de variáveis (ex: indicadores biológicos), por forma a estender a caracterização de modo uniforme a todo o território nacional. O resultado final é uma tipologia ecológica de cursos de água à escala nacional e respectiva classificação do estado de conservação.

Com efeito, podemos estabelecer relações e implicações evidentes entre as variáveis seleccionadas e as características do meio aquático: hierarquização da rede de drenagem, geologia, declives e precipitação. A geologia influencia marcadamente as características físico-químicas em termos de concentração em nutrientes, capacidade tamponizante e transporte sólido e, conseqüentemente, a produtividade primária e secundária. Os declives estão directamente associados com a altitude e topografia, reflectem a forma do vale, e contribuem para a definição da heterogeneidade do segmento e das características morfométricas do troço. A heterogeneidade do habitat desempenha um papel evidente no incremento da biodiversidade. A hierarquização da rede fluvial é função da distância à nascente, relacionando-se com o padrão hidrológico ao longo da bacia. Em termos biológicos liga-se com a sucessão longitudinal das comunidades. A precipitação determina as condições hidrológicas e as categorias de caudal, influenciando especificamente a biotipologia.

Os agrupamentos tipológicos de troços obtidos pelo cruzamento destas 4 variáveis foram designados por Unidades Fisiográficas Homogéneas (UFH). As UFH pretendem realizar um zonagem dos ecossistemas lóticos tendo em conta os factores ambientais dominantes na definição da composição e estrutura das comunidades aquáticas. Após eliminação de unidades de comprimento inferior a 2 km, obteve-se, numa primeira aproximação, um total de 227 UFH (Figura 7.1.13). O resultado final evidencia uma heterogeneidade ambiental superior no Norte e Centro interior, ligada à orografia, o que vai ter reflexos, para além da densidade de drenagem e declives, também a nível de variabilidade de precipitação, muito embora a heterogeneidade geológica no Alto Alentejo contribua aqui para uma fragmentação destas unidades.

Para a classificação do estado de perturbação das UFH, foram seleccionadas variáveis relacionadas com caracterização do meio ambiente, e integrando-se em dois grupos: o conjunto das variáveis que contribuem para a definição da integridade biótica dos troços, incluindo: a avaliação biológica da água; a estrutura da

vegetação ripária; o número de espécies piscícolas exóticas; e o número de espécies piscícolas autóctones, e o conjunto das variáveis que contribuem para a quantificação da magnitude do stress ambiental incidente no meio aquático, incluindo a qualidade físico-química da água; a carga urbana afluyente ao meio hídrico; e a carga industrial afluyente ao meio hídrico.

Para a qualidade biológica da água, utilizou-se o índice biótico BMWP' como indicador do grau de perturbação antropogénica nos sistemas aquáticos. No que respeita a espécies piscícolas exóticas, os dados existentes (informação discreta por estação de amostragem a partir da fauna aquática) reflectem a sua presença com maior frequência nos troços inferiores dos cursos de água e a tendência a apresentarem quantitativos mais elevados relativamente às populações autóctones em águas contaminadas e/ou sujeitas a alterações mais ou menos acentuadas do meio físico. No que concerne às espécies piscícolas endémicas não diádromas, a sua utilização baseia-se no princípio de que um aumento da biodiversidade piscícola em espécies anfíbias é o resultado do aumento da heterogeneidade física do habitat sem perda de qualidade da água. A classificação do estado de conservação das galerias ribeirinhas permite não só avaliar a situação actual dos corredores fluviais da bacia como definir os troços das linhas de água com diferentes estágios de artificialização.

Por sua vez, no que se refere aos parâmetros inseridos no segundo conjunto, foram incluídas as variáveis cargas poluentes de origem urbana, cargas poluentes de origem industrial e qualidade físico-química da água. No que se refere às cargas poluentes, os dados dizem respeito a estimativas realizadas a partir das densidades populacionais (dados demográficos de 1998) e de actividades agro-industriais estimadas com base nas características de cada empresa (ex: nº de animais/exploração). Estas cargas geradas foram afectadas por coeficientes relativos ao nível de atendimento e tipo de tratamento das águas residuais, pelo que os valores efectivamente utilizados dizem respeito a cargas afluentes. Dado que as informações sobre poluição difusa foram muito parcelares, não foram incluídas.

As variáveis relacionadas com a caracterização do meio ambiente assumem então valores distintos em cada situação; a definição da classificação final procura quantificar o estado de conservação de cada UFH, designado por KT.

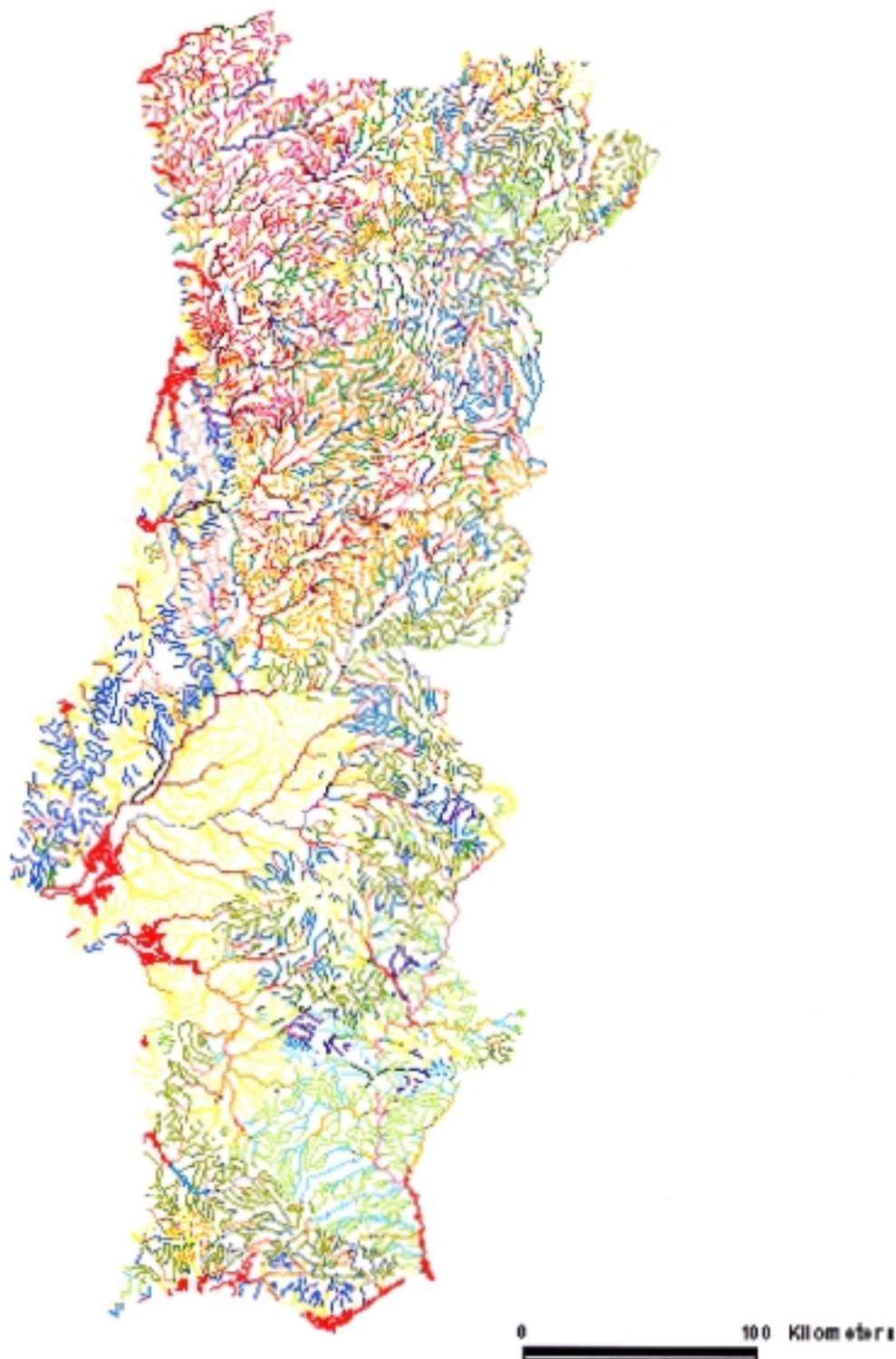
O resultado final da aplicação dos critérios enunciados torna nítida a percepção relativa à degradação dos cursos de água do interior para o litoral, estendo-se a perturbação ao longo duma extensão considerável dos rios de maiores dimensões. Este panorama coaduna-se naturalmente com a situação esperada, o que permite sustentar a metodologia envolvida (Figura 7.1.14). No entanto, verificam-se situações de relativamente elevada magnitude de perturbação em algumas áreas do interior. É o caso dos sectores médios e inferiores das Bacias do Tâmega, Corgo e trechos superiores das Bacias dos rios Alva e Zêzere. Por sua vez o rio Sado e alguns dos seus afluentes reflectem também um baixo valor de KT (classe I), o que é um indicador de profunda degradação ambiental.

No que se refere aos rios internacionais (excepto o Minho), encontra-se genericamente ao longo de todo o comprimento um estado de degradação que oscila entre o moderado a elevado (KT nas classes I e II). A situação é aparentemente mais grave nos rios Lima, Douro e Tejo, quando comparados com o Guadiana. Em parte tal explica-se pela qualidade da água, mas principalmente pela superior alteração nos corredores ribeirinhos devido á regularização.

Não obstante, estes resultados necessitam de ser analisados com alguma precaução e comparados com a informação respeitante a cada variável. Com efeito, no caso dos rios Tâmega e Corgo verifica-se existir uma consonância entre várias variáveis que simultaneamente indicam a existência de factores de degradação (ex: qualidade da água, comunidades piscícolas...), e em muitos casos um défice de informação que conduz a um valor de KT excessivamente dependente da estimativa de cargas urbanas e industriais, havendo assim ausência sobre as suas consequências a nível do biota.

O preenchimento das lacunas nas variáveis utilizadas, poderá permitir um aperfeiçoamento progressivo na eficácia de avaliação obtida pelo KT. Verifica-se que esta técnica é claramente transbacias, permitindo uma comparação em todo o território nacional ao nível do estado de conservação dos ecossistemas, e a inserção de novas variáveis descritoras das condições ambientais.





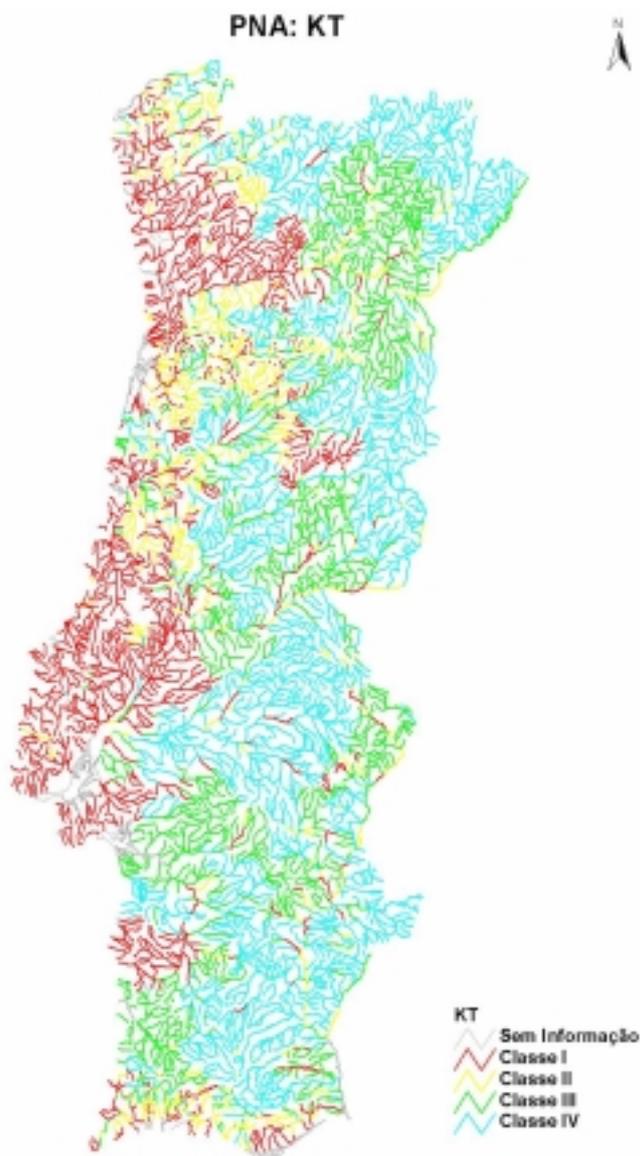
**Figura 7.1.13 - Mapa das UFH de Sistemas Fluviais Portugueses (A Cada Uma das 227 Unidades Foi Atribuída Aleatoriamente Uma Cor)**

Saliente-se a capacidade desta metodologia em ser um instrumento em acções de planeamento e gestão a nível nacional como é o caso actual, a nível da bacia hidrográfica ou no planeamento de acções de intervenção e recuperação de troços fluviais a uma escala inferior.

Os resultados apresentados neste primeiro exercício são preliminares, e necessitam de um investimento na construção do resultado final deste sistema classificativo, com uma maior resolução nos limites exactos dos troços classificados, e melhoria de informações oriundas das variáveis integradas no modelo.

Interessará agora analisar a melhoria de classificação final do estado de conservação das UFH tendo em conta outras variáveis, por exemplo, relacionadas com a alteração do regime de caudais e com as alterações da estrutura física do canal fluvial.

A validação e aferição deste sistema metodológico consiste simplesmente na amostragem dos vários parâmetros em utilização e de outros potencialmente interessantes, comparação dos valores obtidos *in situ* do estado de conservação com os valores esperados em termos do modelo proposto, e finalmente reajustamento do modelo.



**Figura 7.1.14 - KT para cada UFH: Estado de Conservação dos Sistemas Fluviais Portugueses Classes de KT:**  
**I- Segmento Fluvial Muito Degradado; II- Degradado; III- Com Alterações Moderadas; IV- Pouco ou Nada Alterado**

### 7.1.5. Qualidade Ecológica

#### *Introdução*

A avaliação da qualidade da água tenderá cada vez mais a ser centrada nos efeitos sobre o biota, e não nas causas da sua degradação, porque estas são múltiplas e actuam de forma cumulativa, muito para além da simples contaminação química ou orgânica, resultando numa resposta integrada do ecossistema, cuja garantia de qualidade ecológica deve ser o objectivo principal da actividade de avaliação.



Em paralelo com a escala integrativa da bioavaliação, que evoluiu para uma eco-avaliação (espécies ⇒ comunidades ⇒ ecossistemas), é reconhecida a necessidade de estabelecer compartimentos regionais por se ter verificado que: a) os tipos e características dos ecossistemas variam regionalmente; b) as espécies, comunidades e funções e processos ecossistémicos variam em conformidade e c) é necessário que a avaliação tenha em conta esta variação. Ou seja, não é possível aplicar o mesmo referencial de qualidade ecológica num rio de cabeceiras e num de planície, ou num rio alentejano e num transmontano.

No quadro do conceito de ecorregião (grandes áreas consideradas ecologicamente homogéneas do ponto de vista das condições climáticas, geomorfológicas e frequentemente das formações vegetais e animais) vem sendo demonstrado, na Europa e nos EUA, que as ecorregiões terrestres não coincidem frequentemente com as aquáticas, e que o uso de ecorregiões terrestres na selecção dos locais de referência envia os resultados da qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos regionais.

A tipologia de distribuição das comunidades aquáticas oriunda da maior parte dos tratamentos multivariados, nomeadamente os realizados em Portugal, indica que não existe necessariamente uma afiliação geográfica, mas antes ecotipológica, isto é, as comunidades estão associadas a um dado conjunto de características geomorfológicas e climáticas, que podem ocorrer de uma forma espacialmente descontínua, por exemplo, o conjunto de todos os pequenos rios intermitentes portugueses, ou mesmo ibéricos. Quando este conjunto de características ocorre (ecótopo), as comunidades são semelhantes no tipo e estrutura, e os ecossistemas nos respectivos processos e funções (ecótipo).

#### ***Orientações da Directiva-Quadro da Água para a Definição do Estado Ecológico***

O objectivo da Directiva 2000/60/CE (DQA), que estabelece um quadro de acção comunitário no domínio da política da água é “estabelecer um enquadramento para a protecção das águas de superfície interiores, das águas de transição, das águas costeiras e das águas subterrâneas” que, entre outros (Artº 1º) “evite a continuação da degradação, e proteja e melhore o estado dos ecossistemas aquáticos e também dos ecossistemas terrestres e zonas húmidas directamente dependentes dos ecossistemas aquáticos”. Dada a actualidade do tema, e bem assim a importância estratégica e conservacionista da DQA, realiza-se, para o PNA, a análise da situação actual e de uma possível metodologia de implementação.

Os objectivos ambientais da DQA (Artº 4º) para as águas de superfície, obrigam os Estados-membros a aplicar as medidas necessárias para evitar a deterioração do estado de todas as massas de água de superfície; e ainda a proteger, melhorar e recuperar todas as massas de água de superfície com o objectivo de alcançar um bom estado ecológico e químico, bem como as massas de água artificiais ou fortemente modificadas a fim de alcançar um bom potencial ecológico e bom estado químico.

O Anexo II da DQA apresenta a caracterização dos tipos de massas de água de superfície dentro de categorias (como base de trabalho, dá-se aqui particular atenção à categoria de rios). Dentro de cada categoria, as massas de água fluviais serão diferenciadas por tipos, de acordo com um de dois sistemas:

- a) Sistema A. Neste caso são definidas ecorregiões no Anexo XI, verificando-se que Portugal se encontra incluído totalmente na ecorregião Ibérico-Macaronésia. Os tipos de massas de água são definidos com base em classes pré-estabelecidas de altitude, dimensão e geologia.
- b) Sistema B. Os tipos são diferenciados utilizando os valores de factores físico-químicos obrigatórios (altitude, latitude, longitude, geologia e dimensão) e outros facultativos.

Os Estados-membros devem desenvolver uma rede de referência incluindo vários locais com condições biológicas de referência específica para cada tipo de massa de água, nos quais se incluam um número suficiente de locais de estado excelente, por forma a facultar um nível de confiança adequado aos resultados, dada a variabilidade intrínseca dos valores dos elementos biológicos de qualidade.

Quando não for possível estabelecer com fiabilidade as condições de referência específicas para dado elemento de qualidade, devido à variabilidade natural desse elemento e não simplesmente a variações sazonais, esse elemento poderá ser excluído da avaliação do estado ecológico.

#### ***Implementação da Componente Ecológica da DQA***



Como se pode constatar, a bioavaliação proposta na DQA utiliza um modelo ecocêntrico e muito actual, baseado na saúde ecossistémica e na gestão integrada de bacias hidrográficas, considerando o biota como o elemento chave da qualidade ecológica, coadjuvado pelo cenário morfogeológico e hidrológico. Representa, portanto, um avanço extraordinário da bioavaliação da qualidade da água em termos legislativos, administrativos e enquanto instrumento para a conservação.

Repare-se que o estado de referência de dado tipo de massa de água não é um conceito subjectivo, ao contrário da escolha do método para o caracterizar. De facto, a DQA permite praticamente todas as opções e modelos conhecidos, para a determinação dos tipos de massas de água, das condições de referência e do sistema de monitorização.

Contudo, a implementação da DQA é um processo manifestamente complexo em termos de metodologia ecológica (ou mais exactamente limnológica), mesmo considerando a experiência acumulada nos dois sistemas de bioavaliação mais sofisticados actualmente utilizados – o multimétrico e o multivariado, sendo que os princípios de ambos se enquadram nos da DQA.

O processo inicia-se com a definição de tipos de massas de água, uma abordagem da linhagem multimétrica. A DQA sugere duas formas de efectuar esta definição, uma delas aparentemente mais simples, considerando as ecorregiões aquáticas de Illiés (1967)<sup>7</sup> no Anexo XI, que remetem a Península Ibérica para uma única região homogénea. Considerar uma única ecorregião na Península Ibérica parece manifestamente simplista face à sua diversidade limnológica<sup>8</sup>. Acresce que as regiões aquáticas de Illiés são baseadas na fauna, só secundariamente nas características geomorfológicas e não incluem a flora.

Os tipos de massas de água e dos locais de referência podem ser obtidos a partir de classes pré-definidas de factores físico-químicos (inseridos no sistema de ecorregiões), ou por utilização dos valores reais dos mesmos factores físico-químicos, acrescidos de outros. O sistema A parece ser neste momento pouco defensável para as condições ecológicas portuguesas, porque há poucos elementos sobre a distribuição das comunidades biológicas que permitam confirmar se as divisões pré-estabelecidas são ecologicamente correctas, ou mesmo se os factores físico-químicos considerados neste sistema são os determinantes. As zonagens evidenciadas nos PBH por várias comunidades aquáticas fluviais (por exemplo no Tejo, Douro, Vouga, Mondego, Lis, Guadiana e Sado), indicam não existir coincidência destas com a zonagem obtida a partir das classes de factores pré-estabelecidas no sistema A. O sistema A é hierárquico e univariado, o que lhe confere como vantagem uma grande solidez no caso dos factores e classes considerados serem ecologicamente correctos, mas como desvantagem uma grande rigidez face a uma situação ecologicamente diferente da de zonas temperadas e com poucos elementos biológicos conhecidos.

As comunidades biológicas apresentam diferentes expressões a diferentes níveis espaciais, nomeadamente em termos de distribuição e na forma de reagir à perturbação humana. O facto da DQA considerar cinco comunidades biológicas, dificulta de imediato a adopção da aproximação multivariada como base de trabalho, porque conduz inevitavelmente a cinco zonagens biológicas diferentes. Por outro lado, no texto da DQA não parece estar excluída a possibilidade da utilização de índices multimétricos (até agora utilizados sobretudo nos EUA), para obter uma única imagem global do ecossistema.

Para além disso, a degradação das comunidades de cada ecótopo expressa-se naturalmente em termos biológicos de formas diferentes. Segue-se que, para a definição do EQR (Ecological Quality Ratio) de locais que não sejam de referência, é também necessário ter uma boa representatividade de informação da variação biológica entre o estado excelente e o estado mau, representando um contínuo de degradação dentro de cada tipo de massa de água.

Assim, para a implementação imediata da parte ecológica da DQA, será necessário um conhecimento razoável dos elementos biológicos dos ecossistemas aquáticos portugueses (e respectivas características hidrométricas e físico-químicas), que permita, desde já, a análise e validação dos tipos de massas de água obtidos em função dos factores físico-químicos, e a selecção de locais de referência em cada um dos tipos, com base nos elementos biológicos.

<sup>7</sup> Illiés, J., 1967. *Limnofauna Europea*. Gustav Fisher. Verlag. Stuttgart, 474 p

<sup>8</sup> c.f. *Limnology in Spain*, nº 8 da revista *Limnetica*, 1992, editada pela Associação Espanhola de Limnologia



Presentemente, o conhecimento das comunidades biológicas encontra-se localizado em dadas áreas ou sub-bacias, sendo o conhecimento generalizado muito escasso e pouco recente. Nunca foi feito qualquer exercício de biotipologia aquática a nível nacional, existindo apenas exemplos a nível da bacia ou sub-bacia, e para uma ou outra comunidade, pelo que a validação dos tipos de massas de água portuguesas é particularmente difícil. De facto, o conhecimento das comunidades biológicas e sua variação temporal (incluindo amostragem e tratamento laboratorial e estatístico), numa rede alargada de locais de amostragem, representa um elevado esforço de técnicos especializados, de tempo, com repercussões financeiras.

No âmbito do PNA, foram reunidos inventários de dados biológicos compatíveis com a DQA por junção de informações dos PBH e de outras fontes que se espera poderem ser utilizados como auxiliares numa primeira separação dos diferentes tipos existentes de massas de água. Para albufeiras, pode-se dizer que não existe praticamente informação actualizada, em termos biológicos.

A DQA coloca, de facto, três questões metodológicas que devem ser resolvidas sequencialmente: a definição dos tipos de massas de água; a definição dos locais de referência para cada tipo de massa de água; a definição dos EQR.

Preconiza-se ainda que a implementação da DQA obedeça aos três seguintes pressupostos essenciais:

- A - Os locais de referência de cada tipo de massa de água não teriam obrigatoriamente que ser geograficamente mas sim ecologicamente próximos, ou seja, o tipo de rios de cabeceira de zonas montanhosas e graníticas poderá eventualmente incluir as cabeceiras dos rios Mondego, Vouga, Zêzere e Côa, e se for esse o caso, um local de referência do Mondego sê-lo-á também do Vouga ou Douro.
- B - A tipologia de massas de água (ou agrupamento de locais ecologicamente homogéneos) definida a partir dos parâmetros físico-químicos ou outros, têm de coincidir com a tipologia obtida a partir dos elementos biológicos.
- C - Os locais de referência de cada ecótopo têm que o ser para todos os elementos biológicos, embora não necessariamente com a mesma magnitude de EQR para cada um destes.

Com base na caracterização e diagnóstico efectuada no âmbito do PNA, preconiza-se que a implementação da DQA em Portugal conjugue os dois sistemas de bioavaliação referidos, ou seja, um modelo multicomunitário e multimétrico envolvendo várias escalas (espécies, comunidades, ecossistemas), estruturado e validado por métodos estatísticos univariados e multivariados.

#### 7.1.6. Síntese e Diagnóstico: Problemas, Causas e Relevância

Em Portugal continental, encontram-se ainda áreas apreciáveis em que os ecossistemas de águas interiores estão em boas condições ecológicas, sendo fundamental garantir a sua manutenção. Contudo, para gerir é necessário igualmente conhecer, e as lacunas de conhecimento foram sendo sucessivamente identificadas ao longo deste texto de caracterização e diagnóstico e adiante (7.1.7) sintetizadas. Identificaram-se igualmente disfunções ecológicas, que urge minorar ou resolver. Neste subcapítulo, é efectuada a síntese dos 10 principais problemas diagnosticados, bem como as suas causas, espacialização, quantificação e relevância.

##### ***I- O Estado de Conservação de Muitas Comunidades Biológicas e Ecossistemas de Águas Interiores Apresentam Sinais Evidentes de Degradação***

**Causas** – A gestão corrente dos recursos hídricos tem posto mais relevância na garantia do uso da água e da estrutura física do sistema para actividades e necessidades humanas, do que na necessidade de garantir um bom estado de conservação dos ecossistemas; os represamentos causam sucessivas rupturas no contínuo fluvial entre a cabeceira e a foz, com introdução de alterações radicais nos habitats a jusante e a montante de cada barragem; ocorre uma alteração sistemática do regime natural de caudais líquido e sólido; ocorrem alterações locais generalizadas das características dos habitats provocadas por actividades humanas, como instalação de zonas de lazer, limpezas fluviais desequilibradas e extracção de inertes; ocorre degradação da qualidade da água devido a fontes de poluição pontuais e difusas, biodegradáveis ou não;

**Espacialização e Quantificação** - mais dum terço do país apresenta troços fluviais nas classes I e II de estado de conservação (muito a fortemente alterados); um total de 44% de troços fluviais estudados por todo o país apresenta qualidade biológica da água com indicações de média a elevada contaminação orgânica.



**Relevância** - A implementação da Directiva 2000/60/CE exige que os Estados-membros apliquem as medidas necessárias para evitar a deterioração de todas as massas de água de superfície, e ainda de as proteger, melhorar e recuperar, com o objectivo de alcançar o seu bom estado ecológico e químico.

## ***II - Muitas Espécies e Ecossistemas de Águas Interiores de Elevado Valor para a Conservação encontram-se ameaçados***

**Causas** – Intervenções humanas, tal como referido para o problema anterior.

**Espacialização** - Situações de ameaça foram detectadas em todo o território continental.

**Quantificação** - Foram identificadas mais de 20 espécies de ictiofauna com estatuto de raras, em perigo, vulneráveis ou comercialmente ameaçadas; foram identificadas como prioritárias para a conservação 37 espécies de vertebrados terrestres, dependentes do meio aquático; mais de centena e meia de espécies da flora aquática e ribeirinhas apresentam valor para a conservação, das quais 26 possuem estatuto legal de protecção; 18% do território nacional (1 572 899 ha) foram propostos como Sítios de Interesse Comunitário para a conservação, dos quais uma parte significativa corresponde a zonas húmidas.

**Relevância** – Os ecossistemas dulçaquícolas apresentam um valor intrínseco na óptica da conservação da natureza, aliás com correspondência em várias obrigações e directivas comunitárias e internacionais; muitas espécies de elevado valor poderão desaparecer sem as necessárias medidas de conservação e gestão; risco de diminuição da biodiversidade com o eventual desaparecimento de espécies raras ou endémicas, de flora e fauna aquática e ribeirinha.

## ***III - Desequilíbrios nas Comunidades Biológicas Autóctones em muitos Ecossistemas de Águas Interiores em que ocorrem Espécies Exóticas***

**Causas** - Introdução indevida ou inadvertida de espécies exóticas, animais ou vegetais; falta de acções de gestão e controle adequadas e continuadas das espécies exóticas, quer vegetais quer animais; alterações das condições originais dos habitats dos sistemas aquáticos, nomeadamente degradação da qualidade da água, rectificações dos perfis fluviais transversais e longitudinais, represamentos e modificações do regime natural de caudais.

**Espacialização** - Um pouco por todo o território, mas no caso da flora sobretudo no litoral e sul do país e no caso das espécies piscícolas, mais incidente a sul do Douro.

**Quantificação** - Existem cerca de uma dezena de espécies piscícolas exóticas (tendo duas carácter invasor), 5 espécies de invertebrados (uma classificada como invasora) e cerca de 130 espécies vegetais exóticas naturalizadas, das quais uma dezena já com carácter invasor.

**Relevância** – A introdução e expansão de espécies exóticas na natureza pode originar situações de predação ou competição com espécies nativas, a transmissão de agentes patogénicos ou de parasitas, e afectar seriamente a diversidade biológica, as actividades económicas ou a saúde pública, com prejuízos irreversíveis e de difícil contabilização, como é alertado no Decreto-Lei 565/99. Esta legislação prevê um Plano Nacional com vista ao controle ou erradicação das espécies não indígenas classificadas como invasoras e já introduzidas na Natureza.

## ***IV - A Galeria Ribeirinha encontra-se frequentemente degradada***

**Causas** - A gestão dos bosques ribeirinhos é realizada de forma ecologicamente inadequada; frequentemente realizam-se cortes desordenados ou rasos da vegetação arbórea-arbustiva e ocorrem plantações de espécies exóticas.

**Espacialização e Quantificação** - De acordo com metodologia utilizada nos PBH, cerca de 40% das galerias ribeirinhas de rios portugueses é muito esparsa ou inexistente (classes I e II de uma escala de 5 níveis).

**Relevância** - Diminuição ou perda dos seguintes efeitos benéficos ou características da galeria ribeirinha: filtração de poluentes, fertilizantes e produtos fitofarmacêuticos, retenção de sedimentos; abrandamento do efeito das cheias; diversidade de habitats e biológica, produtividade biológica, corredores de dispersão e migração de espécies; contribuição em matéria orgânica como fonte alimentar; qualidade visual e cénica.

## ***V - Desaparecimento ou Declínio das Populações de Peixes Migradores Diádromos***



**Causas** – Construção de barragens e açudes que submergem os leitos de desova e constituem uma barreira às migrações devido à inexistência de passagens para peixes ou à sua inoperância, ineficiência ou falta de manutenção; sobre-exploração, de adultos ou de juvenis migradores (p.ex meixão), quer nas águas interiores, quer nos estuários e zonas costeiras; utilização de artes de pesca ilegais tanto nas águas interiores como estuarinas ou costeiras; poluição da água e destruição dos *habitats* de migração, de desova e dos juvenis.

**Espacialização** – Existem 162 grandes albufeiras de uso público e milhares de pequenas represas e açudes, constituindo uma malha generalizada de obstáculos interferindo nas principais rotas migratórias nos rios e afluentes principais. As rotas migratórias estão reduzidas a menos de um terço da sua extensão original nos rios portugueses.

**Quantificação** – Não existe uma quantificação efectiva, adequada ou eficaz da redução das capturas de peixes migradores diádromos, quer nas águas interiores quer nos estuários e zonas costeiras.

**Relevância** – Algumas espécies apresentam já os efectivos muito diminuídos ou praticamente inexistentes, caso do esturjão, truta marisca e salmão; outras espécies evidenciam um declínio generalizado das suas populações, em especial o sável, a savelha e a lampreia.

#### **VI - Muitas Associações ou Populações Piscícolas de Águas Interiores apresentam sinais evidentes de stresse ambiental, desequilíbrios e má condição biológica**

**Causas** – Represamentos, causando rupturas sucessivas no contínuo fluvial e introduzindo alterações radicais dos *habitats* a jusante e a montante das barragens ou açudes; alteração do regime natural de caudais líquido e sólido; o regime de caudais ecológicos praticado em Portugal é ainda deficiente, apenas garantindo percentagens mínimas de caudais modulares, muitos deles sem registo que permita a fiscalização; alterações dos *habitats* devidas a artificialização das margens e dos leitos, canalizações, reperfilamentos, dragagens, cortes excessivos de vegetação nos leitos e nos taludes; alterações locais das características dos *habitats* no âmbito de actividades humanas como a instalação de zonas de lazer, limpezas fluviais e extracção de inertes; degradação da qualidade da água por fontes de poluição pontuais e difusas, biodegradáveis ou não; introdução accidental ou deliberada de espécies exóticas; interrupção das deslocações de muitas espécies de águas interiores para fins reprodutivos ou outros; desconhece-se o sucesso das acções de repovoamentos piscícolas correntemente efectuados e possíveis problemas associados; inexistência, inoperacionalidade, ineficácia ou falta de manutenção das passagens para peixes.

**Espacialização** – Mais de um terço do país apresenta troços fluviais classificados como I e II de estado de conservação (ou seja, muito a fortemente alterados).

**Quantificação** – Nos dois índices de integridade biótica (*senso* qualidade piscícola) desenvolvidos até ao momento para associações ictícas portuguesas (bacias do Tejo e Guadiana), mais de 50% dos locais amostrados apresentavam valores correspondendo a integridade biótica média a muito baixa. Muito poucas barragens possuem passagens para peixes e nas grandes barragens, praticamente todas são inoperacionais ou de baixa eficácia. Das 24 passagens para peixes instaladas em pequenos aproveitamentos hidroeléctricos, apenas cerca de um terço são adequadas e se encontram em boas condições de funcionamento.

**Relevância** – Perda da integridade biótica das populações e espécies piscícolas. Problemas do foro sanitário e de qualidade de produtos de pesca. Regressão de espécies de interesse económico ou conservacionista.

#### **VII - Ocorrem com frequência infestações de Plantas Aquáticas e Ribeirinhas**

**Causas** – Eutrofização por fontes pontuais e difusas; introdução indevida ou accidental de espécies exóticas; alteração do regime natural de caudais; falta de acções de gestão e de controlo adequado e continuado das populações de plantas infestantes.

**Espacialização** – Generalidade dos cursos médios e inferiores de sistemas fluviais e associados (albufeiras, valas de terra, pegas e pauis) e dos perímetros de rega, com ênfase para as bacias do Mondego, Tejo e Sado.

**Quantificação** – 25% de prejuízos graves para o regime hidráulico, 40% para actividades recreativas e 40% de natureza conservacionista, de acordo com estimativa de prejuízos para os casos de infestações identificados por entidades gestoras municipais, agrícolas e florestais de recursos hídricos e ambientais, num inquérito a nível nacional.

**Relevância** – Os crescimentos exacerbados de plantas aquáticas e ribeirinhas prejudicam o uso da água e causam desequilíbrios nas comunidades biológicas, inclusivamente o desaparecimento de fauna e flora autóctones; ocorre uma degradação acentuada dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos, incluindo perda de qualidade da água e desoxigenações; as infestações causam problemas de segurança e saúde pública – afogamentos, doenças, odores – e impedem o uso recreativo e a navegação; apresentam frequentemente graves implicações na utilização da água para rega, com aumento de encargos na manutenção dos sistemas de regadio e drenagem e na limpeza e manutenção de aparelhagem de rega.

#### ***VIII - Decorre uma Destruição e Degradação Progressivas das Zonas Lacustres e Paludosas***

**Causas** – Dragagens e drenagem de zonas lacustres e paludosas; eutrofização acelerada da maior parte destas massas de água; poluição e acumulação de lixos e detritos.

**Espacialização** – Por todo o território, mas com ênfase nas zonas litorais.

**Quantificação** – Desconhecida.

**Relevância** – Trata-se de ecossistemas complexos, caracterizados por propriedades hidrológicas, biológicas e ecológicas próprias, proporcionando uma diversidade biológica relevante; a área natural de zonas lagunares, lacustres e paludosas do país é já muito reduzida, devendo ser conservada a todo o custo.

#### ***IX - Muitas Albufeiras apresentam sinais evidentes de Eutrofia e Progressão Trófica***

**Causas:** Degradação da qualidade da água devido a fontes de poluição pontuais e difusas, biodegradáveis ou não, mas sobretudo entrada e acumulação de nutrientes no sistema ecológico (a aplicação de técnicas de regressão trófica é incipiente); não existe a possibilidade de descargas a várias profundidades para a maioria das albufeiras.

**Espacialização:** Em todo o território nacional, mas com ênfase no centro e sul.

**Quantificação:** De acordo com a informação disponível, 42% das albufeiras portuguesas são eutróficas e muitas outras apresentam evidente progressão trófica.

**Relevância:** Ocorrência em muitas albufeiras de situações de ruptura ecológica, incluindo espumas e limos na superfície e na massa de água; “bloom” de algas produtoras de toxinas e mortalidades extensivas de peixes; problemas de saúde pública; efeitos nefastos da eutrofização na potabilidade da água; prejuízos nas actividades náuticas, de lazer e desportivas; diminuição do valor piscatório das albufeiras.

#### ***X - Grande parte das Comunidades Biológicas das Albufeiras Portuguesas encontram-se sujeitas a constante Stress Ambiental***

**Causas:** Não existe uma conciliação do regime de uso da água das albufeiras com o ciclo de vida das comunidades biológicas aí existentes; ocorre progressão trófica em muitas albufeiras; a qualidade da água encontra-se muitas vezes degradada devido a fontes de poluição pontuais e difusas, biodegradáveis ou não.

**Espacialização:** Em todo o território nacional, mas com ênfase no centro e sul.

**Quantificação:** Decréscimo generalizado das capturas e/ou tamanhos apetecíveis de espécies piscícolas para a pesca desportiva, sobretudo nas albufeiras do centro e sul; diminuição do interesse sócio-económico associado a actividades de lazer.

**Relevância:** As albufeiras são massas de água lénticas permanentes que, embora artificiais, fazem parte integrante da paisagem ibérica. Embora se trate de massas de água cuja criação se relaciona com objectivos de uso humano da água – abastecimento, rega, hidroenergia, outros - , constituem, todavia, ecossistemas onde espécies e comunidades se estabelecem, com uma dinâmica própria. Algumas das comunidades nelas existentes, como a ictiofauna, são utilizadas pelas populações humanas em actividades de lazer e recurso piscatório, constituindo um polo importante de desenvolvimento regional.



### 7.1.7. Lacunas do Conhecimento

Não existe um conhecimento e uma monitorização da qualidade biológica da água, complementar da físico-química, nem do estado ecológico de sistemas fluviais necessários para a condução das acções de conservação e recuperação.

Efectivamente, para muitas espécies dulçaquícolas existe ainda um desconhecimento da sua distribuição, dos seus habitats e do estado de conservação das populações.

Verifica-se especialmente um desconhecimento generalizado dos valores naturais associados a zonas lacustres e paludosas.

A metodologia mais adequada para a determinação do estado ecológico dos sistemas fluviais e das albufeiras encontra-se ainda em discussão.

## 7.2. Ecossistemas Aquáticos - Estuários e Águas Costeiras

### 7.2.1. Introdução

#### *O Valor dos Estuários*

Os estuários são ecossistemas complexos e insuficientemente conhecidos que se tem vindo a compreender desempenharem um papel fundamental no equilíbrio global da Biosfera.

Na transição entre as águas interiores e o Mar asseguram a reciclagem biogeoquímica de solutos e compostos e, também, equilíbrios mais delicados, como os relacionados com a produção de gases controladores do clima. Além do mais, são importantes zonas de depuração, fornecendo os seus sapais "tratamento" alternativo e gratuito de muitas substâncias indesejáveis.

São também sistemas altamente produtivos que, em muitos casos, exportam essa produtividade (*outwelling*) e proporcionam condições óptimas de reprodução e viveiro a cerca de 70% dos stocks de espécies piscícolas marinhas, contribuindo decisivamente para o repovoamento das zonas costeiras. A importância biológica dos estuários reflecte-se ainda nas imensas populações de aves de invernada ou nidificantes, e na função que desempenham para inúmeras espécies com valor comercial.

As excelentes condições que oferecem, no entanto, levam à concentração de populações humanas e de actividades económicas nas suas margens, agravando as pressões que se exercem sobre os seus ecossistemas.

#### *Modelo Adoptado*

Uma dificuldade inicial que decorre da malha do mosaico geomorfológico e biogeográfico que constitui o território nacional é o número e variedade dos sistemas estuarinos e a desproporção entre a importância dos problemas a considerar e a necessidade do seu aprofundamento que resultaria de uma aproximação exaustiva, que eventualmente se adoptasse, num âmbito do PNA.

Assim, o essencial do esforço produzido incidiu apenas nos estuários de maior relevância nomeadamente o Minho, o Douro, a Ria de Aveiro, o Tejo, o Sado, a Ria Formosa e o Guadiana, apresentando-se no Quadro 7.2.1 de um modo sintético, uma comparação entre este conjunto de sistemas estuarinos tratados com maior profundidade, e o conjunto dos restantes.

Considera-se, com efeito, que os estuários do Minho e do Douro são em grande medida representativos dos outros estuários do Norte (Lima, Cávado e Ave), sendo além disso, pelas bacias internacionais que drenam e pelos recursos naturais que suportam, certamente os mais importantes.

O mesmo se passa com o Guadiana que será em grande medida representativo dos estuários do Sul (Mira, Ribeira de Seixe, Odeáxere e Arade) sendo também, pela bacia internacional que drena e pelos recursos naturais que suporta, indiscutivelmente o sistema mais importante.

Por outro lado a Ria de Aveiro e a Ria Formosa são as formações lagunares mais importantes da costa portuguesa.



**Quadro 7.2.1- Comparação dos Sete Principais Estuários Portugueses com o Conjunto dos Restantes**

Sistema/ Critério	Rec. Hídricos Sup. (hm <sup>3</sup> )	Área Tot. do Sistema (ha)	Área Tot. da Bacia (km <sup>2</sup> )	Área Classif. (ha)	Popul. Bacia/ e Marginal*	Outros Critérios
<b>Principais Estuários e Lagoas Costeiras</b>						
Minho	14 458	2 500	17 081	4 017	1 000 000/ 130 000	Bacia Internacional
Douro	22 635	980	97 682	---	4 123 300/700 000	Bacia Internacional
Ria de Aveiro	2 500	11 300	3 635	30 000	680 000/400 000	
Tejo	16 678	32 000	80 500	45 071	9 030 000/2 500 000	Bacia Internacional Maior estuár. europeu
Sado	1 320	23 560	7 672	30 200	270 000/ 660 000	Maior bacia hid. port.
Ria Formosa	79	11 - 14 800	4 048	18 400	85 - 330 000	
Guadiana	7 295	2 200	66 800	48+2 089	1 900 000/60 000	Bacia Internacional
Sub-total	64 645	8 340	277 418	129 825	/4 780 000	
<b>Outros Estuários e Lagoas Costeiras</b>						
Lima	3 349	100	2 480	1 600	80 000	Bacia Internacional
Cávado	2 124	< 100	1589		30 000	
Ave	1 295	< 100			63 000	
Esmoriz		90	74	210		
Mondego	2 678		6 644	760	61 000	Maior rio português
Lis	259					
S. Martinho do Porto		90				
Lagoa de Óbidos		600	440	2 600	55 000	
Lagoa de Albufeira		160	106			
Mira	328				26 000	Estuário dito pristino
Odeáxere	32/0,9					
Ria do Alvor		400	250		66 000	
Arade	110/1,1					
St. André		230	140			
Melides		40	56			

Fonte:PNHE, 1994; Coba, 1995

O Estuário do Tejo, considerado o melhor porto natural da Europa, é um dos maiores estuários europeus e, neste conjunto, um caso único que deverá sempre ser incluído na análise de qualquer PNA. Associado ao Tejo, quer em termos de história geológica e ecologia quer em termos de gestão e planeamento, está naturalmente o Sado, o único estuário português que tem directamente associada uma reserva natural submarina.

A população na envolvente dos sete sistemas considerados é actualmente de 4 780 000, ou seja, cerca de 50% da população do Continente. Os recursos hídricos superficiais que os alimentam perfazem por outro lado de cerca de 64 645 hm<sup>3</sup> ou seja 89% dos recursos superficiais do Continente. Finalmente as áreas classificadas, com estatuto de conservação especial, que os integram representam 129 825 ha num total de 690 536 ha em Portugal continental, ou seja 19%.

Critérios que, pela importância dos investimentos que implicam e pela extensão das áreas de intervenção, necessariamente consideradas nas futuras soluções de Planeamento, parecem razoáveis para justificar a selecção adoptada.

## 7.2.2. Os Principais Estuários

### 7.2.2.1. Características Físicas e Hidrodinâmicas

#### *Localização, Bacias Hidrográficas e Caudais Afluentes*



A localização aproximada dos sete principais sistemas estuarinos e lagunares portugueses apresenta-se na Figura 7.2.1. As áreas das respectivas bacias e o conjunto dos caudais em regime natural, caudais de ponta, caudais e recursos médios anuais actuais apresentam-se no Quadro 7.2.2.

Estes sistemas recebem o escoamento de bacias hidrográficas muito diferentes com áreas que vão de 3 635 a 97 582 km<sup>2</sup> e das quais 4 são internacionais. Essas bacias internacionais juntamente com a do Lima representam no seu conjunto 46 % da área total da Península Ibérica e 45% dos seus recursos hídricos de superfície (INAG, 2001).

Por outro lado, os caudais médios afluentes variam actualmente de 2,5 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> na Ria Formosa a 541 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> no Douro.

Os caudais de ponta podem ir de algumas dezenas de m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> (Ria Formosa) até aos 18 000 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> no rio Douro (Régua). O conjunto destes escoamentos apresenta irregularidade interanual significativa no conjunto da bacia, que aumenta, naturalmente, para Sul, mas que, na bacia do Douro, é superior à do Vouga.

**Quadro 7.2.2 - Bacias Hidrográficas e Caudais**

Parâmetro / Sistema	Mínho	Douro	Ria de Aveiro	Tejo	Sado	Ria Formosa	Guadiana
Área Bacia(km <sup>2</sup> )	17 081	97 682	3 635	80 700	7 672	4 048	66 800
Caudal médio natural (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	460	710	80	500	40	N.A.	200
Caudal de Ponta (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	>6 100	>18 000	N.A.	> 10 000	470	<100	> 8 127
Caudal médio actual (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	339	541	64	400	7,7	2.5	131
Regime Natural (hm <sup>3</sup> )	14 458	22 400	2 500	16 336	1 320	79+x	7 295
Irregularidade (máx./mín.)	4,1-4,8	5,1-37,7	4,4-9,6	10-104	14,8-180	16,1-100	16,2-179,7

### *Áreas, Volumes, Profundidades Médias, Prismas de Maré*

As áreas, volumes, prismas de maré e profundidades médias dos sistemas estuarinos em consideração apresentam-se no Quadro 7.2.3.

Não se conseguiram por exemplo apurar valores credíveis para a profundidade média do estuário do Minho. Por outro lado, este estuário terá uma superfície de apenas 500 ha, numa extensão de 8,9 km. Segundo outros, no entanto, a influência da água do mar faz-se sentir até uma distância de 35 km a montante da embocadura, ou seja, até Valença, e a influência da maré irá até 42 km da barra. A sua área será assim realmente de 2 000 a 3 000 ha.

Também para o Douro há vários valores publicados sobre o prisma de maré no estuário, associados a diversas metodologias e hipóteses de caudais e coeficientes de maré (secção Cantareira – Cabedelo). A morfologia da embocadura tem também influência sobre o prisma.

A Ria de Aveiro por outro lado integra-se numa área húmida de 43 km<sup>2</sup> em baixa-mar, e 47 km<sup>2</sup> em preia-mar, ocupando a laguna propriamente dita, em preia-mar de águas vivas, uma área de apenas 11 300 ha.

Quanto à Ria Formosa, os valores expressos na bibliografia, para a área do sistema, variam entre 84 km<sup>2</sup> e 160 km<sup>2</sup>, muito provavelmente devido ao conceito de área usado, que no primeiro caso diz respeito apenas à área submersa, e no segundo caso a toda a área da laguna, ocupada pelos diferentes constituintes morfológicos.

**Quadro 7.2.3 - Morfometria**

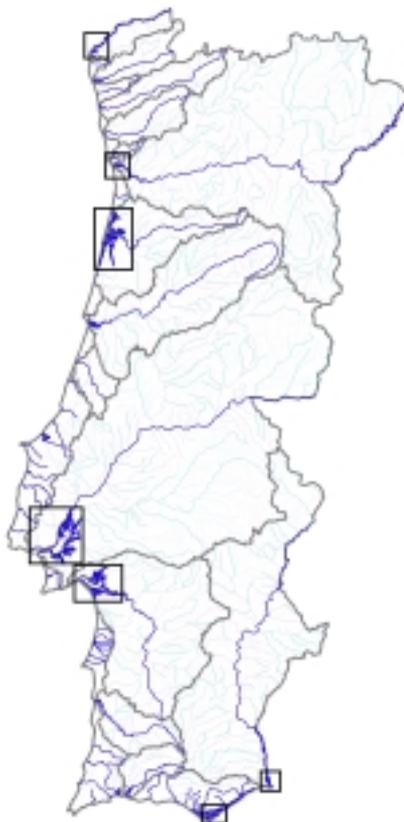
Parâmetro / Sistema	Minho	Douro	Ria de Aveiro	Tejo	Sado	Ria Formosa	Guadiana
Área do Estuário (ha)	2-3 000	980	11 300	32 500	22 600	14 800	2 200
Volume médio (hm <sup>3</sup> )	90	59		1 900	500	78	142
Vol. Residente (hm <sup>3</sup> )	30		66	1 600		40	
Prisma de maré (hm <sup>3</sup> )	60	10,5-26,5	80	600	290	115	30
Prof Média (m)	3,5	6,0	2,0	10,6	2,2	2,0	6,5

**Amplitude, Correntes e Propagação da Maré**

A onda de maré astronómica que força a circulação na embocadura dos sistemas costeiros portugueses tem basicamente as mesmas características desenvolvendo regimes mesotidais, predominantemente semi-diurnos, com amplitudes que variam entre 1,3 e 3,5 m. A sua propagação assume no entanto características muito diversas no conjunto dos sistemas considerados.

No estuário do Minho a maré apresenta uma assimetria diurna pronunciada de cerca de 0,5 m. A velocidade das correntes pode atingir 3 m s<sup>-1</sup>. No estuário do rio Douro a propagação da onda de maré gera também correntes fortes (PBH,1999). Na Ria de Aveiro o comportamento da onda de maré mudou substancialmente com a abertura e fixação da sua embocadura. Cerca de 20% do prisma de maré é desviado para o canal de Mira enquanto os restantes 80% se distribuem equitativamente pelos canais de S. Jacinto a Ovar e da Ilha do Monte a Farinha. Nas extremidades dos canais verifica-se um atraso e desaceleração na propagação da onda de maré que atinge, no canal de Ovar, 5 horas.

No estuário do Tejo, os atrasos da propagação da maré podem atingir, cerca de 2 horas em relação a Paço de Arcos. A amplitude da maré aumenta continuamente para montante até um máximo que se situa entre Alcochete e Póvoa de Santa Iria, em águas vivas, e um pouco mais a montante, em águas mortas. A jusante, as correntes de vazante apresentam velocidades superiores às de enchente, devido à enchente apresentar uma duração superior à vazante. A excursão de maré varia entre 6 000 e 20 000 m.



**Figura 7.2.1 - Localização dos Estuários e Lagoas Costeiras Considerados**



No estuário do Sado a circulação produzida sobretudo pela maré, é mais intensa no canal sul do que no canal norte determinando, os bancos de areia que os separam, a forma dos perfis temporais de velocidade no canal norte. A velocidade máxima (superior a  $1 \text{ m s}^{-1}$ ) foi medida na zona da Califórnia (canal sul).

As marés na costa da Ria Formosa propagam-se de Oeste para Leste, variando os níveis máximos de preia-mar entre 3,66 e 3,87 m e os mínimos de baixa-mar entre 0,29 e 0,42 m. Em marés mortas a velocidade das correntes é de  $1,5 \text{ m s}^{-1}$  na vazante e de  $1 \text{ m s}^{-1}$  na enchente, aumentando para 2,5 a  $3 \text{ m s}^{-1}$  na barra de Faro-Olhão, em vazante de águas vivas.

No Guadiana o atraso médio da maré entre Vila Real de Santo António e o Pomarão é da ordem de 2 horas e meia, excedendo as vazantes, no Pomarão, as enchentes, em quase 1 hora. As correntes máximas (observações de 1989/1990) são da ordem de  $1 - 1,5 \text{ m s}^{-1}$ , sendo superiores no Inverno.

A sistematização dos dados referidos encontra-se no Quadro 7.2.4.

**Quadro 7.2.4 - Amplitudes, Correntes e Excursão de Maré**

Parâmetro /Sistema	Mínho	Douro	Ria de Aveiro	Tejo	Sado	Ria Formosa	Guadiana
Amplitude da maré (m)	1,5-4,0	1,2-2,8 (1,9)	1,2-3,5 (2,0)	0,8-4,0 (2,60)	2,7	2,1-3,0	1,3-3,5
Velocidades da Corrente ( $\text{m s}^{-1}$ )	3,0	0,5-4,0		0,5-3,0	0,5-2,0	0,2-3,0	1,0-1,5
Excursão de maré (km)				6-22			
Propagação da maré (km)	42	21		80	70		70

### Salinidade e Estratificação

O Número de Estuário ( $Q/Tp$ , em que  $Q$  é o caudal durante um ciclo de maré e  $Tp$  o respectivo prisma de maré), permite obter indicações sobre se o estuário será estratificado ( $Q/Tp > 1$ ), parcialmente misturado, ( $Q/Tp \approx 0,25-0,45$ ), ou homogéneo, ( $Q/Tp < 0,1$ ) (Hansen & Ratray, 1966; Bowden, 1980).

Os resultados apresentam-se no Quadro 7.2.5.

A análise destes sistemas sugere que há três sistemas estratificados e claramente dominados pelo rio - Minho, Douro e Guadiana- dois sistemas permanentemente misturados e claramente dominados pela maré - Sado e Ria Formosa - e dois sistemas intermédios, Ria de Aveiro e Tejo, parcialmente estratificados, com influência importante quer do rio quer da maré. Tratam-se naturalmente de condições médias o que significa que, devido à irregularidade dos regimes hidrológicos portugueses, a informação empírica disponível pode, contrariar estas previsões.

No Minho a influência da água do mar faz-se sentir até 35 km a montante da embocadura, ou seja, até Valença. A estratificação, não muito acentuada em baixa-mar, será mais clara em preia-mar. Em marés vivas, a maré domina, tendendo-se para um estuário do tipo C, ou verticalmente homogéneo. De Dezembro a Março, o estuário será, em todo o caso, do tipo A ou em cunha salina, e, a maior parte do ano, parcialmente estratificado com um gradiente horizontal importante.

No Douro a intrusão salina varia ao longo do ano, fortemente condicionada pelo caudal fluvial e pela amplitude da maré. A extensão desta intrusão tem vindo a aumentar agravando-se a partir de 1981 e pondo em causa as antigas captações de água de Zebreiros. Num ano com caudais da ordem de  $438 \pm 80 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , é possível detectar água polialina ( $> 18 \text{ psu}^9$ ) junto à barragem de Crestuma-Lever, durante o Verão. Em situações de cheia o fluxo de água doce é dominante e forma-se uma nítida cunha salina. No entanto para caudais fluviais de  $> 3 000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , a intrusão salina no interior do estuário, em preia-mar, não progride para além da envolvente à barra (700 m da barra).

O processo de mistura, no Douro, não é suficiente para eliminar a circulação tipicamente estuarina, mantendo-se a estratificação, durante a enchente. Mesmo para caudais do rio de  $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , verifica-se estratificação, variando a salinidade entre  $< 0,5 \text{ psu}$  à superfície e  $> 30 \text{ psu}$  no fundo (PBH, 1999).

<sup>9</sup> psu – “practical salinity units”

Na Ria de Aveiro a salinidade próximo da barra varia entre 20 e 35 psu, enquanto nas regiões onde confluem os afluentes, nomeadamente no rio Vouga e no rio Antuã, se registam valores médios entre 2,8 e 9 psu e entre 9,7 e 34 psu, respectivamente. Como em outros sistemas costeiros portugueses, o efeito fluvial só se faz sentir em períodos de cheia.

No estuário do Tejo a intrusão salina pode ultrapassar Vila Franca de Xira em estiagens prolongadas. É parcialmente estratificado para a gama corrente de caudais fluviais, podendo no entanto exceder um pouco os limites desta classificação e aproximar-se das situações de "verticalmente homogéneo" e "cunha salina" para caudais inferiores a  $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  e superiores a  $1\,000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  respectivamente. Da análise de Hansen & Rattray (1966), por outro lado, resulta um estuário preferencialmente "estratificado" em águas mortas (2b), e "moderadamente estratificado" em águas vivas (2a), o que confirma a influência da força da maré no seu comportamento hidrodinâmico.

**Quadro 7.2.5 - Salinidade e Estratificação**

Crítério /Sistema	Minho	Douro	R. Aveiro	Tejo	Sado	Ria Formosa	Guadiana
N.º de Estuário (%)	11	57	2,65	1,49	0,12	0,05	13,4
Análise da estratificação	Tipo C, Ag. Vivas Tipo A, no Inverno			2 b, 2a Hansen & Rattray			
Outra informação	Parcialmente Estratificado em geral  Estratificado no Inverno	Estratificado	Não há estratificação vertical a não ser em cheia	Parcialmente estratificado em geral	Bem misturado excepto em baixa-mar e cheia	Bem misturado	Estratificado excepto em estiagem
Intrusão salina máxima	32 km	21km	barras do Vouga e Antuã	montante de Vila Franca de Xira	70 km		Mértola

O estuário do Sado é praticamente homogéneo na vertical, a maior parte do tempo, à excepção do Canal de Alcácer. Pode no entanto estratificar em baixa-mar, em situação de cheia. Pode também apresentar um gradiente transversal de salinidade que vai até 2 psu.

No interior da Ria Formosa o clima local e balanço hídrico permitem, no Verão, a ocorrência de situações de sobressalinidade. Lima & Vale, (1977) mediram, com efeito, em Julho de 1976, 38,3 psu "em zonas interiores" e 37,6 psu na barra, nas estofas. Esta sobressalinidade baixa quando chove. Nos termos desta análise não fará sentido em geral falar de estratificação da coluna de água. Contudo, para maiores caudais do rio Gilão (Março/Abril de 1977) é referida uma influência detectável de água doce junto à sua foz, com variações da salinidade entre 33 psu e 37,2 psu, na barra de Tavira.

No Guadiana, em condições médias, a salinidade à superfície vai desde 25,7 psu registados no baixo estuário até 0,01 psu no limite da intrusão salina. Nos termos do Número de Estuário, o Guadiana deverá ser bem misturado para  $Q \cong 170 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , parcialmente misturado ( $Q/Tp \cong 0,2-0,45$ ) para  $Q \cong 400 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ; e estratificado, excepto em marés vivas, para  $Q \geq 1\,000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Este estuário deveria portanto comportar-se como bem misturado ( $rf = 3,1$ ) ou como parcialmente misturado a maior parte do tempo. A estratificação no entanto será quase permanente e mais pronunciada a jusante; no baixo estuário verificam-se com efeito diferenças de salinidade de 15 psu entre superfície e fundo na Primavera e Verão.

#### **Tempo de Residência da Água Doce, *Tr***

Dispõe-se de estimativas rigorosas dos tempos de residência da água doce, *Tr*, para uma gama variada de condições hidrográficas no Tejo e no Guadiana, o que não acontece no caso do Minho, Douro, Ria de Aveiro, Sado e Ria Formosa.



Pela importância das indicações que dá sobre o escoamento de poluentes e seston, apresentam-se estimativas aproximadas para este parâmetro nestes cinco sistemas. Pode dizer-se que os Tr, extremamente variáveis, variam de aproximadamente 1,1 dias no Douro a 112 dias no Sado e que, de um modo geral, aumentam também para o Sul. O conjunto apresenta-se no Quadro 7.2.6.

**Quadro 7.2.6 - Tempo de Residência da Água Doce**

Parâmetro /Sistema	Minho	Douro	Ria de Aveiro	Tejo	Sado	Ria Formosa	Guadiana
Tempo de Residência (dias)	2,0	1,1	3,7	8-40	112	20 -75	2-60 (5.2) (100 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )

### **Caudais de Renovação, Dispersão, Rearejamento e Mortalidade Bacteriana**

Calculam-se taxas ou caudais de renovação ( $T_p/V_o$ ) para o conjunto de sistemas estuarinos considerados.

No Minho e nos dois sistemas lagunares costeiros (Aveiro e Ria Formosa) a taxa de renovação é superior a 1 indicando uma potencial renovação intensa da massa de água em cada ciclo de maré. Em particular na Ria Formosa as trocas de água entre o interior da Ria e o Oceano serão muito intensas, renovando-se a totalidade da massa de água da Ria pelo menos uma vez em cada ciclo de maré. Seguem-se-lhes o Sado, o Tejo o Douro e o Guadiana, por ordem decrescente de taxa de renovação.

O conjunto apresenta-se no Quadro 7.2.7 juntamente com coeficientes de dispersão  $K_{xx}$ , medidos no estuário do Tejo, coeficientes de difusibilidade  $k$  calculados para o Sado e de taxas de mortalidade bacteriana,  $T_{90}$ , nas águas do Tejo e costeiras adjacentes, taxas que serão, em grande parte, válidas para a costa portuguesa. Apresentam-se ainda indicações qualitativas da capacidade de rearejamento dos sistemas.

**Quadro 7.2.7 - Renovação, Dispersão, Rearejamento e Mortalidade Bacteriana**

Parâmetro /Sistema	Minho	Douro	Ria de Aveiro	Tejo	Sado	Ria Formosa	Guadiana
Renovação $T_p/V_o$	2,0	0,30	1,5	0,38	0,58	1,0-3,7	0,21
Dispersão e Difusibilidade (m <sup>2</sup> s <sup>-1</sup> )				100-2000	83		
Rearejamento*	xx	x	xxxx	xxxx	xxx	xxxx	x
$T_{90}$ (min)				30-120			

\* Maior (xxxx) a menor (x) capacidade de rearejamento

### **Dinâmica Sedimentar**

O caudal sólido transportado pelo rio Minho, estimado em 806 000 m<sup>3</sup>/ano (ou cerca de 2 100 000 ton/ano), dos quais cerca de 15% são areias, contribuirá certamente para o assoreamento que se verifica nos troços finais do estuário, com uma profundidade máxima de apenas -11 m Z.H.

O caudal sólido médio afluyente ao estuário do Douro foi estimado, em condições de reduzida artificialização da bacia, em 1-2 x10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>/ano. Este caudal (areias) foi reduzido acentuadamente nas últimas décadas pela intercepção por aproveitamentos hidroeléctricos e pela extracção de sedimentos, podendo actualmente, ser inexpressivo ou atingir valores da ordem de algumas centenas de milhar de m<sup>3</sup>.

O caudal sólido médio afluyente à laguna de Aveiro foi estimado em 240 000 m<sup>3</sup>/ano, sem que praticamente as estruturas hidráulicas existentes interfiram com o seu transporte. O rio Vouga contribui com cerca de 75% deste caudal. A análise comparativa de dois levantamentos hidrográficos gerais da Ria (1952-53 e 1987-88) estimou, neste período, um aprofundamento médio de 0,4 m, em grande parte explicado pelas dragagens efectuadas para a abertura e manutenção da barra.



Do ponto de vista sedimentar o estuário do Tejo parece depender sobretudo de temporais e cheias, tendo estas uma contribuição determinante, calculada em  $1-77 \times 10^6$  t /ano. As taxas médias de sedimentação calculadas no período de 1983-1984, apontam para valores de 1,1 a 1,5 cm /ano. Entre 1928 e 1986, 65% do material depositado terá permanecido no sistema sem ser remobilizado. Observa-se intenso assoreamento na zona montante do estuário, devido à perda de competência do sistema fluvial, e por constituir uma área preferencial de retenção de sedimentos.

No estuário do Sado o processo sedimentar é complexo registando-se numerosas instâncias de erosão da frente do sapal, mas também de acreção, função do coberto vegetal, da acção da fauna e das características sedimentológicas do sapal. Estima-se uma entrada de 15 000 t de sólidos suspensos por ano (SPM). O processo de recessão das frentes do sapal é máximo nas zonas expostas à nortada, mas tem um valor médio geral (1978-1983) de 17/ano. No entanto, em muitos pontos o balanço sedimentar é favorável à acreção, atingindo valores de 1,0 m/ano de progradação na Mitrena e Monte do Pinheiro, e valores de 0,8-3,3 mm ano<sup>-1</sup> de acreção vertical nos sapais, em resultado de contribuições sedimentares variadas, incluindo a fluvial.

Na Ria Formosa a dinâmica das partes laterais do sistema, sobretudo a Península do Ancão, será dominada por processos relacionados com a ondulação. Nas ilhas, compridas e estreitas, de cordão dunar único, os galgamentos oceânicos são frequentes. As ilhas da parte central do sistema (parte E da Ilha da Barreta e Ilhas da Culatra, Armona e Tavira) são muito largas, constituídas por vários cordões dunares, sendo os galgamentos oceânicos menos frequentes e a morfologia profundamente influenciada por uma complexa rede de esteiros. Os processos relacionados com as marés dominam o comportamento sedimentar. O corpo lagunar definido por este sistema de ilhas barreira, encontra-se preenchido, em grande parte, por sedimentos finos, constituindo designadamente sapais e planícies intertidais. O assoreamento da laguna continua actualmente.

No Guadiana as taxas de exportação de material sólido de  $1,3 - 2,6 \times 10^6$  t/ano estimadas para Alqueva, convergem com um transporte sólido estimado a jusante, de  $0,01 - 2,9 \times 10^6$  t/ano, em ano médio de  $1 \times 10^6$  t ano<sup>-1</sup> e com medições recentes em Sanlúcar de Guadiana de  $7,2 \times 10^5$  t/ano. A sua embocadura caracteriza-se pela transposição da barra por areias em ambos os sentidos, não constituindo os molhes Este e Oeste, actualmente, barragens efectivas ao transporte aluvionar litoral (INAG, 1998).

No quadro 7.2.8 estão sintetizados os dados referidos.

**Quadro 7.2.8 - Dinâmica Sedimentar**

Parâmetro /Sistema	Minho	Douro	Ria de Aveiro	Tejo	Sado	Ria Formosa	Guadiana
Input de SST Input de areias ( t ano <sup>-1</sup> )	2 100 000 300 000	2 300 000- 4 700 000	630 000	8 000 000 1 200 000	15 000	N.A.	1 000 000
Zonas de acreção* taxa de sedimentação (cm ano <sup>-1</sup> )	xxxx	N.A.	xx +1,7	xxx 0,8 -1,5	x 0,08-10,6	xxx	N.A
Zonas de Erosão* taxa de erosão (cm ano <sup>-1</sup> )	x	xxxx	xxxx -3,7	x	xxx -17 cm ano <sup>-1</sup> (recessão)	xxxx	

\* Maior (xxxx) para menor (x) número de zonas

### **Características Geomorfológicas e Hidrodinamismo**

Nalguns destes sistemas as características geomorfológicas específicas têm incidência directa no seu hidrodinamismo. É o caso do Douro, do Tejo e dos dois sistemas lagunares principais.

A morfologia da barra do Douro é, com efeito, altamente variável e influencia a hidrodinâmica em todo o estuário. É condicionada fundamentalmente pelo regime de caudais e pela acção da agitação. O sistema hidrodinâmico configura o Cabedelo de forma a procurar respostas à acção simultânea das marés, agitação e correntes fluviais. Para pequenos caudais fluviais, a extremidade do Cabedelo tende a projectar-se para Este



(montante) por acção da agitação. Para caudais de cheia a tendência verifica-se no sentido Oeste (jusante). Cessando o período de cheia essa protuberância tende a ser progressivamente erodida pela agitação.

O comportamento da onda de maré no interior da Ria de Aveiro mudou, como referido, substancialmente com a abertura e fixação da sua embocadura em 1808. O prisma de maré varia entre  $22 \times 10^6 \text{ m}^3$  e  $92 \times 10^6 \text{ m}^3$ , com caudais de fluxo e refluxo que atingem  $1\,700 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  e  $6\,000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , respectivamente.

Na barra do Tejo, entre 1939 e 1985, o banco do Bugio ou Cachopo Sul avançou cerca de 700 m para norte sofrendo uma erosão generalizada e o Cachopo Norte ou Bico do Pato evoluiu cerca de 800 m para sudeste.

Na Ria Formosa 70% das trocas de água entre a laguna e o mar dão-se através das barras de Faro-Olhão e Armona. Parece haver um encaminhamento do escoamento da barra de Armona para a de Faro-Olhão, que se traduz em volumes diferenciados de enchente e de vazante nas duas barras. O fluxo resultante, em maré viva, atinge um volume de  $17 \times 10^6 \text{ m}^3$ , gerando-se intensas velocidades residuais em sentido Leste-Oeste no canal que liga as duas barras.

### ***Interacções com as Águas Costeiras Adjacentes***

Na zona de influência da pluma do Minho na plataforma costeira, existe um importante depósito sedimentar. A taxa de sedimentação medida é no entanto baixa, variando entre 0,1 cm/ano e 0,23 cm/ano.

No estuário do rio Douro, a configuração em vale encaixado, a topografia muito irregular do leito e o caudal muito significativo do rio, favorecem o escoamento da água estuarina para fora dos limites do estuário, quer durante a vazante, quer durante a enchente, se o fluxo de montante for elevado. Em regime natural, e antes da construção das barragens em 1930, o transporte litoral total de areias na costa portuguesa a norte da 41EN era da ordem de  $2 \times 10^6 \text{ m}^3$  /ano, com o rio Douro a assegurar sozinho cerca de 90% deste total.

Na zona de influência da pluma deste estuário na plataforma costeira, existe um importante depósito sedimentar cuja espessura da camada superficial varia de 2 a 5 m. A composição dos sedimentos é fundamentalmente de origem terrígena. A taxa de sedimentação varia de 0,17 a mais de 0,4 cm/ano.

O Estuário do Tejo, que recebe de  $1-77 \times 10^6 \text{ t/ano}$  de sedimentos da bacia, descarregará no mar, em anos relativamente secos,  $0,4-1 \times 10^6 \text{ t}$  de SPM. Corresponde esta descarga ao mais importante depósito sedimentar fluvial na plataforma ocidental portuguesa, com 25 m de espessura e uma extensão de  $560 \text{ km}^2$ .

No Sado os teores de SPM na barra são 4 vezes inferiores aos do Tejo, o que traduz a proporção relativa das duas contribuições.

A carga média de sedimento em suspensão, transportada anualmente para o mar pelo Guadiana, será da ordem de  $10^6$  toneladas, ordem de grandeza que é atingida em regime de cheia, numa semana. As cheias são conseqüentemente um factor dominante no transporte sedimentar do Guadiana (PBH Guadiana, 1998)

Estudos sobre o padrão de distribuição de matéria particulada em suspensão na plataforma continental adjacente ao rio Guadiana, apontam para que o valor mais elevado ocorrerá na sua embocadura, o que confirma a importância deste rio para o fornecimento de sedimentos para a costa adjacente.

#### **7.2.2.2. Comportamento Biogeoquímico**

##### ***Oxigénio Dissolvido***

As gamas de concentração de oxigénio dissolvido (OD) observadas nos estuários e lagoas costeiras em apreço é, em geral, elevada (Quadro 7.2.9).

Observam-se, porém, pontualmente, concentrações que revelam situações de hipóxia. É o que se verifica no estuário do Minho, na região da confluência do rio Louro, (mediana de 40% saturação de OD), e no estuário do Douro, em que na camada mais profunda a concentração em oxigénio pode descer para valores da ordem de 20-30% de saturação. Na Ria de Aveiro foram observadas concentrações de oxigénio próximas da anoxia (9,4%). No Tejo, a influência das cargas poluentes pode ser localmente significativa, nomeadamente em frente à cidade de Lisboa, na Cala do Norte junto à foz do Trancão, e na cala do Montijo. Para o estuário do Sado foram também referidas situações de depleção de oxigénio em regiões localizadas (SAPEC).

Observam-se teores de sobressaturação de oxigénio na Ria de Aveiro (172%), no Tejo e no Sado, podendo, nestes dois últimos sistemas, esses teores estarem relacionados com produções primárias elevadas.

As observações disponíveis para a Ria Formosa revelam que as concentrações de oxigénio têm uma variabilidade sazonal marcada, com máximas no Inverno e mínimas no Verão, sendo estes mínimos mais acentuados nas regiões interiores daquele sistema lagunar. A variabilidade com a maré é também relatada, sendo os mínimos coincidentes, em geral, com a baixa-mar. No estuário do Guadiana os níveis de OD são, em geral, de 60-120 %.

### **Nutrientes, Clorofila *a* e Produtividade Primária**

As gamas dos valores disponíveis apresentam-se no Quadro 7.2.9.

O nutrientes (compostos inorgânicos de azoto, fósforo e sílica) no estuário do Minho variam com a maré, em sobreposição do ciclo sazonal típico. Os teores em baixa-mar das forma de azoto inorgânico dissolvido são, em geral, os mais elevados, sendo observável o acréscimo de ortofosfato nas observações de Outono.

No estuário do Douro, observam-se, em correlação com carga urbanas, concentrações de nitrato e nitrito da ordem de  $120 \mu\text{mol l}^{-1} \text{NO}_3$  e  $2,8 \mu\text{mol l}^{-1} \text{NO}_2$ . No entanto, os valores de fosfato não são elevados ( $0,7$  a  $2,7 \mu\text{mol l}^{-1} \text{PO}_4$ ).

Na Ria de Aveiro observam-se máximos de nitrato e de fosfato (da ordem de  $104 \mu\text{mol l}^{-1}$  e de  $5,6 \mu\text{mol l}^{-1} \text{PO}_4$ ), nas zonas a jusante dos afluentes, nomeadamente no Laranjo, Anjeja, Boco (Vista Alegre) e no Largo da Coroa. As concentrações no corpo central da Ria não excedem  $14 \mu\text{mol l}^{-1} \text{NO}_3$  e  $1,29 \mu\text{mol l}^{-1} \text{PO}_4$ .

No Tejo o nitrato e o silicato apresentam uma variação linear com a salinidade, embora sejam evidentes as contribuições marginais (e.g. da cidade de Lisboa e de fontes industriais). Apresentam mínimos no Verão e máximos no Inverno e Primavera. Os mínimos podem correlacionar, a montante, com sobressaturação de oxigénio (125-149%), pH altos (8,5-9,4) e biomassa fitoplanctónica elevada ( $75 \text{mg m}^{-3}$  clorofila *a*).

A concentração de fosfato é quase constante ao longo do estuário, o que sugere a presença de um mecanismo regulador.

Os valores máximos observados no estuário do Sado e a correspondente gama de variação são semelhantes aos observados nos sistemas anteriormente referidos ( $110 \mu\text{mol l}^{-1} \text{NO}_3$ ,  $7,5 \mu\text{mol l}^{-1} \text{PO}_4$ ).

A Ria Formosa e o estuário do Guadiana são, os sistemas que apresentam os menores máximos de nitrato e de fosfato (da ordem de  $10 \mu\text{mol l}^{-1}$  para  $\text{NO}_3$  e  $3 \mu\text{mol l}^{-1}$  para o  $\text{PO}_4$ ). Na Ria Formosa observa-se variabilidade sazonal, com máximos no Inverno e mínimos no Verão, e espacial, com gradientes no sentido das menores concentrações dos canais mais interiores da Ria para as barras. No estuário do Guadiana o acréscimo das concentrações de fosfato (e também de amónia) no Verão, a jusante, será proveniente das águas residuais urbanas de Vila Real de Santo António e Ayamonte.

As razões N/P (razão de Redfield), apresentadas no Quadro 7.2.7 sugerem que apenas no estuário do Douro e em situações específicas, como será o caso da situação de Inverno no estuário do Minho, haverá uma limitação potencial pelo P, sendo no entanto de um modo geral o N o limitante potencial nos outros sistemas.

Com a eventual exceção dos estuário do Sul (Ria Formosa e Guadiana), a informação obtida sugere que a limitação da produção primária por nutrientes, sendo certamente mais dependente de processos de sedimentação, diluição, *grazing* e redução da transparência da coluna de água.

Os valores os valores clorofila *a*, máximos, são uma ordem de grandeza superior nos estuários do Tejo, Guadiana, Sado e Ria de Aveiro (Quadro 7.2.9). Identificam-se ainda máximos em geral na Baixa mar, e variabilidade espaciais marcadas, por exemplo no Minho, no Sado e no Tejo, com picos de clorofila *a* no limite de intrusão salina. Observam-se também picos na Primavera e no Outono.

A produtividade primária fitoplanctónica parece ser semelhante no Douro e Tejo e ter valores inferiores (cerca de metade) na Ria Formosa (Quadro 7.2.9). No Douro a produtividade do microfítobentos intertidal ( $600 \text{ g C m}^{-2} / \text{ano}$ ) demonstra a sua importância num estuário praticamente desprovido de vegetação superior. No Tejo a produção primária do fitoplâncton é dominante ( $39\,360 \text{ t C/ano}$ ), seguindo-se-lhe o sapal ( $8\,895 \text{ t C/ano}$ ), as macroalgas ( $5\,000 \text{ t C/ano}$ ) e o microfítobentos ( $4\,265 \text{ t C/ano}$ ).



**Quadro 7.2.9- Oxigénio Dissolvido, Nutrientes, Clorofila a, Produtividade**

Crítério /Sistema	Minho	Douro	Ria de Aveiro	Tejo	Sado	Ria Formosa	Guadiana
Salinidade média (psu)	15	8-20	15	26	30	35	15
OD (% saturação)	75-130	>85	9-172	>80	50 -123	77-110	60-120
DIN $\mu\text{mol l}^{-1}$	5-32		3,8-81	38-117	4,5-120	0,2 - 10	0,02-92,2
PO <sub>4</sub> $\mu\text{mol l}^{-1}$	0,35-3,3	2,2-3,9	0,25-1,7	3-11	0,6-7,5	0,05-11	0,16-11,4
Razão N/P (NO <sub>3</sub> /PO <sub>4</sub> )	3-600	155-158	26	7,7-12,6		0,2-11	0,9-60
Nutriente limitante potencial	P e N	P	N	N (P, Si)	N	N	N e P
Clorofila <i>a</i> max $\mu\text{g l}^{-1}$	5,0	5,0	40	88	40	3	46
Clorofila <i>a</i> média $\mu\text{g l}^{-1}$	1,3	3	10	7,9	3	3	10
PP Fitoplâncton e Microfitobentos (g C.m <sup>-2</sup> .ano <sup>-1</sup> )		146 600		144 25		71,8	
PP global (ton C.ano <sup>-1</sup> )		1 431		57 520		6 034	
Alóctone/Autóctone			Alóctone dominante	Autóctone dominante	Autóctone dominante	Autóctone dominante	Autóctone dominante
Cadeia Trófica Dominante		Microfitobentos	detrítica	Fitoplâncton			
Inwelling/ Outwelling	outwellig	outwelling	outwelling	outwelling	outwelling	outwelling	outwelling

### Águas Costeiras

Nas estações na zona costeira de Portugal, entre a foz dos rios Minho e Lima, (e em transeptos na região do Douro, do Tejo e do Algarve) as concentrações de oxigénio dissolvidos são sempre próximas da saturação. As concentrações de nitrato variam numa gama de  $<0,02 \mu\text{mol l}^{-1}$  a cerca de  $20 \mu\text{mol l}^{-1}$ , enquanto o fosfato varia de  $0,02 \mu\text{mol l}^{-1}$  a cerca de  $2 \mu\text{mol l}^{-1}$ , com clara variação sazonal e máximos no Inverno.

Os valores máximos de clorofila *a*, ( $6,5 \text{ mg m}^{-3}$ ) foram observados em Agosto, na região da costa Portuguesa entre o Minho e o Lima, sendo que nas restantes observações os valores mais elevados não ultrapassam, em geral, os  $3 \text{ mg m}^{-3}$ . Os valores mínimos no Inverno, são geralmente inferiores a  $0,3 \text{ mg m}^{-3}$ .

### Inwelling/Outwelling

As plumas fluviais podem fornecer volumes consideráveis de água doce e nutrientes e estimular a produtividade primária nas águas costeiras. Na nossa costa só o Minho e o Douro formarão plumas mais ou menos permanentes que dão lugar a camadas de água de salinidade inferior, ricas em fitoplâncton.

O estuário do Minho descarrega nas águas costeiras adjacentes, em ano médio, cerca de 9 700 t de N-NO<sub>3</sub> e 1 700 t de P-PO<sub>4</sub>, o estuário do Douro 22 300 t N-NO<sub>3</sub> e 5 300 t P-PO<sub>4</sub> e o Estuário do Tejo cerca de 17 700 ton de N-NO<sub>3</sub> e 1 700 ton de P-PO<sub>4</sub>. Este *outwelling* será da maior importância em termos de produção secundária, uma vez que se demonstra uma forte correlação entre as capturas nas águas costeiras e o caudal dulçaquícola.

Também os ciclos anuais do zooplâncton e do microzooplâncton na Ria de Aveiro, respondem ao ciclo de maré e parecem associados às variações sazonais de clorofila *a*, cuja biomassa fitoplanctónica desempenhará assim um papel fundamental para as espécies marinhas que se vêm alimentar no interior da Ria.

A produção de amónia, ureia e silicatos na Ria Formosa é superior ao consumo, e exportada para a zona costeira ao longo de todo o ano; os nitratos são importados do mar nos meses de Inverno/Primavera, e exportados no Outono; os fosfatos são exportados da Ria para a zona costeira nos meses de Inverno/Outono.

O estuário do Guadiana exporta nutrientes para as águas adjacentes, fazendo-se sentir a influência máxima desta descarga numa área de cerca de 90 km<sup>2</sup>, onde se observam concentrações de amónia, silicatos e fosfatos semelhantes, e cujos máximos coincidem com mínimos de salinidade.

### 7.2.2.3. Ecologia e Biodiversidade

#### ***Biodiversidade e Espécies Dominantes***

Os sapais ocupam uma área particularmente importante nos estuários do Tejo, Sado e Guadiana e nas rias Formosa e de Aveiro, variando as espécies que os constituem em termos geográficos, e com as características e história do substrato. Em Castro Marim, no Guadiana, destaca-se a ocorrência de uma das poucas formações europeias da exótica sul-americana *Spartina densiflora*. Os campos de plantas vasculares submersas, como *Zostera marina* e *Zostera noltii*, são especialmente importantes nas rias Formosa e de Aveiro e no estuário do Sado.

Nos estuários do Douro e do Tejo e nas rias de Aveiro e Formosa, as macroalgas dominantes pertencem aos géneros *Ulva*, *Enteromorpha* e *Fucus*. Na Ria de Aveiro destacam-se ainda os representantes dos géneros *Chara*, e as espécies que fazem parte integrante do moliço.

As comunidades zooplânctónicas dos estuários para os quais existe informação são normalmente dominadas pelos copépodes. No Tejo os cladóceros são também muito abundantes, enquanto que no Guadiana, as larvas de crustáceos decápodes constituem o grupo mais abundante junto à foz.

A meiofauna bentónica no estuário do Tejo é constituída sobretudo por nemátodes, copépodes e tardígrados.

Conhecem-se cerca de 50 espécies e cerca de 129 taxa diferentes de macroinvertebrados bentónicos no estuário do Minho, e Ria de Aveiro, respectivamente. No Tejo e no Sado os poliquetas são o grupo mais representativo. A fauna bentónica da Ria Formosa conta 318 espécies inventariadas.

No Minho apenas 18 em 26 taxa piscícolas têm afinidades marinhas, sendo os restantes migradores diádromos ou peixes dulçaquícolas. Na parte superior do estuário do Douro abundam espécies como o barbo e a boga (*Chondrostoma polylepis*), enquanto na zona inferior pontificam peixes como os mugilídeos, *Pomatoschistus spp.*, *Trigla lucerna*, *Platichthys flesus* e *Dicentrarchus labrax*. Ocorrem ainda a lampreia-de-mar, o sável, a savelha, o salmão (*Salmo salar*), a truta marisca (*Salmo trutta trutta*) e a enguia. Na Ria de Aveiro, estão assinaladas 57 espécies ictíicas, sendo 70% da abundância deste grupo devida apenas a *Atherina boyeri*, *Atherina presbyter*, *Liza aurata*, *Liza ramada*, *Dicentrarchus labrax* e *Anguilla anguilla*. Há mais de 100 espécies piscícolas assinaladas no estuário do Tejo, fundamentalmente singnatídeos e gobídeos. Ocorrem ainda a *Lampetra fluviatilis*, a lampreia-de-mar, o sável e a savelha. Actualmente, apenas o robalo-legítimo, o *Solea solea* e o *Solea senegalensis* utilizam este estuário como área de viveiro preferencial. O biqueirão (*Engraulis encrasicolus*), é a espécie mais abundante no estuário do Sado. Entre as espécies residentes destacam-se os signatídeos, gobídeos, blenídeos e o xarroco, e das espécies marinhas migradoras a *Solea solea* e *Solea senegalensis*, a solha-das-pedras, o robalo-legítimo, *Diplodus sargus* e *Diplodus vulgaris*, que usam este sistema como viveiro. A Ria Formosa será relevante para quinze espécies com interesse comercial, dez sparídeos e três mugilídeos, e ainda *Mullus surmuletus* e *Sardina pilchardus*.

No estuário do Guadiana, para além do xarroco, particularmente abundante, ocorrem muitas espécies marinhas que utilizam o sistema como viveiro. É importante para lampreia-de-mar, sável, savelha e enguia, ocorrendo ainda aqui, esporadicamente, exemplares de esturjão (*Acipenser sturio*)

No estuário do Minho existe um total de 184 espécies de aves, muitas das quais, nesta região, ocorrem exclusivamente neste local e que incluem *Anas platyrhynchos*, *Anas crecca* e *Aythya fuligula*, e concentrações bastante elevadas de *Calidris alpina*, *Calidris canutus* e *Numenius arquata*. No sector médio e inferior do estuário do Douro surgem comunidades de aves aquáticas relativamente importantes, como *Charadrius spp.*, *Calidris alpina*, *Sterna albifrons* e *Ardea cinerea*. Estão inventariadas 173 espécies de aves na Ria de Aveiro, entre as quais 19 espécies de patos e 31 espécies de limícolas. Destacam-se migrações outonais de passeriformes trans-saharianos e a reprodução de espécies ameaçadas (e.g. *Ardea purpurea* e *Himantopus himantopus*). Suporta ainda mais de 1% dos efectivos populacionais europeus de *Recurvirostra avosetta* e *Charadrius hiaticula*.



O estuário do Tejo alberga regularmente mais de 75 000 exemplares de Avifauna, sobretudo Ardeidae, Anatidae, Laridae, Recurvirostridae (e.g. *Himantopus himantopus* e *Recurvirostra avosetta*), Charadriidae e Scolopacidae. *Larus ridibundus* e *Limosa limosa*, têm ambas populações superiores a 35 000 indivíduos. Na Ria Formosa ocorrem de 20 000 a 30 000 limícolas, destacando-se os patos, com mais de 4 000 indivíduos, e *Porphyrio porphyrio*, uma das mais raras aves da Europa. No Guadiana, a Reserva Natural de Castro Marim, um dos sapais mais importantes do país, destaca-se como local de reprodução para *Charadrius alexandrinus*, *Sterna albifrons* e *Caladrella leucorodia*, local de alimentação em período pós-reprodutor para a *Platalea leucorodia* e *Phoenicopterus ruber*, local de passagem (*Sterna caspia*, *Gelochelidon nilotica* e *C. niger*) e local de invernada.

No que concerne à mamofauna assinala-se a presença frequente no Sado de *Tursiops truncatus*.

### **Áreas de Desova, Viveiro e Migração**

O estuário do Minho, pouco importante como viveiro de ictiofauna, é o sistema português mais importante para migradores, com 5 anádromos e 2 catádromos, e o único onde ainda penetram o *Salmo salar* e *Salmo trutta trutta*. É também o local mais importante do norte de Portugal para aves aquáticas.

O Douro, apenas será importante para reprodução do género *Pomatoschistus*. São também raras as espécies que o usam como viveiro. Outrora abundantes, ocorrem aqui ainda a savelha, a enguia e a lampreia.

A Ria de Aveiro, é importante para reprodução de *Atherina boyeri* e *Atherina presbyter* e suporta uma importante fracção da ictiofauna marinha que a usa como viveiro. Os migradores são os mesmos que no Douro, mas mais numerosos. É a terceira mais importante zona húmida portuguesa para limícolas.

O Tejo é uma importante área de reprodução para *Engraulis encrasicolus*, *Syngnathus abaster* e *Pomatoschistus minutus*, e o corpo salobro mais importante de Portugal como viveiro de ictiofauna marinha. Ocorrem aqui apenas 4 espécies de migradores anádromos (e.g. *Lamretra fluviatilis*) e duas catádromas. É um dos mais importantes estuários para a avifauna que usa a "rota migratória do Atlântico Leste".

No estuário do Sado, os ovos e larvas de *Engraulis encrasicolus* representam cerca de 90% do total das capturas efectuadas. São inúmeras as espécies ictíficas que o usam como viveiro. A sua importância relativa para migradores anádromos é, no entanto, reduzida.

A Ria Formosa, juntamente com o Tejo, o Sado e a Ria de Aveiro é um dos mais importantes viveiros para as comunidades piscícolas marinhas. É, no entanto, pouco relevante para migradores anádromos. É a segunda área de invernada mais importante do País, com mais de 20 a 30 000 limícolas.

O estuário do Guadiana será particularmente importante para a reprodução e crescimento de *Pomatoschistus* spp. e *Engraulis encrasicolus*. Será menos importante do que a Ria Formosa para as migrações de aves.

O xarroco é muito abundante e residente nos estuários do Tejo, Sado, Guadiana e Ria Formosa, sendo as referidas áreas igualmente importantes para a sua reprodução. Merece ainda destaque o facto de *Sepia officinalis* se reproduzir nos estuários do Tejo e do Sado e nas rias Formosa e de Aveiro.

### **Limites Biogeográficos**

Entre o Minho e o Tejo um grupo coerente de cerca de 40 espécies macrofitobentos apresenta afinidades florísticas com as formações das costas centro-europeias e têm o seu limite europeu sul em Portugal.

O Tejo assume um papel particularmente importante como limite biogeográfico, situado numa zona de transição biogeográfica, onde se misturam floras e faunas de climas mais quentes (Mediterrâneo e Atlântico sub-tropical) com outras de zonas relativamente frias (Atlântico norte). Apresenta, por isso, naturalmente, uma elevada diversidade biológica.

### **Estatuto Conservacionista**

O estuário do Minho é importante para a conservação da avifauna aquática e dos peixes diádromos. Para a primeira é particularmente importante a ilha de Ínsua e o sapal do Coura, para os segundos as regiões superiores do estuário e as porções inferiores dos seus afluentes. Está parcialmente incluído na ZPE dos "Estuários dos rios Minho e Coura", integrando também a 1ª fase da Lista Nacional de Sítios da futura Rede Natura 2000.



A Ria de Aveiro é um sistema salobro muito importante sob o ponto de vista ecológico encerrando a ZPE “Ria de Aveiro”, e existindo nas suas imediações outros locais com estatuto de protecção especial.

O estuário do Tejo é a zona húmida mais extensa de Portugal e uma das mais importantes da Europa. A grande área intertidal desempenha funções essenciais para a manutenção dos ecossistemas estuarinos e do litoral adjacente. Inclui igualmente as maiores extensões contínuas e significativas de sapal no nosso País. É, aliás, o único corpo salobro português que consegue desempenhar um papel determinante como corredor de passagem ou zona de crescimento para importantes populações de peixes diádromos e, em simultâneo, ser fundamental como área de viveiro para um número apreciável de espécies marinhas. Constitui em Portugal a principal área de invernada, recebendo cerca de 38% do total das aves aquáticas. Inclui a Reserva Natural do Estuário do Tejo, ZPE do “Estuário do Tejo”, Lista Nacional de Sítios - 1ª Fase “Estuário do Tejo”, e Sítio Ramsar nº 211 “Estuário do Tejo”.

O Sado constitui, juntamente com o estuário do Tejo e as Rias de Aveiro e Formosa, um dos mais importantes sistemas salobros da costa portuguesa, para as comunidades aquáticas. Alberga uma comunidade de aves aquáticas bastante numerosa, que engloba 16 espécies incluídas no Anexo I da Directiva das Aves. Notável ainda, a presença de uma população residente de roaz-corvineiro neste local, sendo o único estuário do País onde os mamíferos cetáceos ocorrem de modo regular.

Inclui a Reserva Natural do Estuário do Sado, ZPE “Estuário do Sado”, ZPE “Açude da Murta”, Lista Nacional de Sítios – 1ª fase “Estuário do Sado” e Sítio Ramsar nº 826 “Estuário do Sado”.

A Ria Formosa de entre os mais importantes viveiros de espécies piscícolas marinhas de Portugal, é o que apresenta maiores afinidades mediterrânicas. É também o segundo mais importante sistema salobro do país para as aves aquáticas. Integra o Parque Natural da Ria Formosa, a ZPE “Ria Formosa”, a Lista Nacional de Sítios 1ª fase “Ria Formosa-Castro Marim”, e o Sítio Ramsar nº 212 “Ria Formosa”.

O estuário do Guadiana é particularmente importante para espécies diádromas e anádromas. É também relevante para a avifauna aquática, sendo a Reserva de Castro Marim classificada como *Important Bird Area in Europe*. Integra ainda o Parque Natural do Vale do Guadiana, a ZPE “Vale do Guadiana”, a ZPE “Sapais de Castro Marim”, a Lista Nacional de Sítios 1ª fase “Guadiana”, a Lista Nacional de Sítios 1ª fase “Ria Formosa-Castro Marim”, e o Sítio Ramsar nº 829 “Sapais de Castro Marim”.

#### 7.2.2.4. Usos e Ocupação Humana

Nos Quadros 7.2.10 e 7.2.11 apresentam-se a população humana residente das bacias e na envolvente marginal dos sete sistemas estuarinos aqui considerados e sistematizam-se os principais usos que lhe são dados por essas populações. Faz-se notar que constituem uso comum, a um nível de intensidade idêntico, apenas a utilização dos estuários como meio receptor de efluentes, a pesca e o turismo.

**Quadro 7.2.10 - Ocupação Humana**

População /Sistema	Minho	Douro	Ria de Aveiro	Tejo	Sado	Ria Formosa	Guadiana
População na Bacia	1 000 000	4 123 300	700 000	9 030 000	270 000	330 000	1 900 000
População marginal	130 000	700 000	400 000	2 500 000	660 000	300 000	60 000

(PHNE,1994;COBA,1995)



**Quadro 7.2.11 - Principais Usos**

Usos /Sistema	Minho	Douro	Ria de Aveiro	Tejo	Sado	Ria Formosa	Guadiana
Receptor de Cargas Poluentes							
Urbanas	xx	xxx	xxx	xxxx	xxx	xx	xx
Industriais	x	xxx	xxxx	xxxx	xxxx		
Difusas	xx	xxxx	xx	xxxx	xx	xx	xxxx
Navegação	x	xxxx	xx	xxxxx	xxxxx	xx	xx
Explor. de Inertes	xx	xxxx	xxxx	xxxx	xx	xx	
Construção Naval				xxxx	xxxx		
Aproveitamento da Vegetação			xxx				
Turismo e Recreio	xxxx	xxxx	xx	xxxx	xxx	xxxxxxx	xxxx
Pesca	xx	x	xxxx	xxxxxx	xxxx	xxxxxxx	xxx
Aquicultura			xx	x	xx	xxxxxxx	
Salinicultura			xxxxx	xx	xxx	xxxxx	xxxx

De (x) menor incidência a (xxxxxxx) maior incidência

### 7.2.3. Análise de Situações Comuns e Generalizadas a todos os Sistemas

#### 7.2.3.1. Artificialização da Bacia e Ciclo Hidrológico

A construção de barragens altera o regime de afluência da água doce e intersecta os caudais sólidos que deveriam chegar aos estuários. No Minho as alterações de caudal sólido e líquido diminuem o habitat disponível para os peixes diádromos e interrompe as suas rotas migratórias, impedindo aos anádromos o acesso às zonas que exibiam melhores condições para a sua reprodução.

A alteração do regime dos rios e a diminuição do transporte sólido contribuem também para a erosão costeira e para a alteração das comunidades vegetais e animais dos cursos de água doce, estuários e zonas costeiras adjacentes. É certamente o caso do Douro.

Este tipo de alterações têm ainda outras implicações. Encontrou-se, com efeito, para três estuários - o Douro, o Tejo e o Guadiana - uma forte correlação entre a produção das comunidades biológicas estuarinas e costeiras, e da actividade piscatória que delas depende, e o caudal fluvial, pelo que a sua redução terá provavelmente fortes implicações a nível ecológico e económico.

Constata-se também que as cheias têm, para além de outras, uma função geral de descontaminação dos sistemas, nomeadamente no que se refere a metais pesados e que a regularização de caudais encoraja o parasitismo e a predação de origem marinha .

Na bacia drenante da Ria de Aveiro as estruturas hidráulicas existentes não parecem interferir com o transporte sólido. Por maioria de razão não deverão interferir significativamente com o caudal líquido. As recentes cheias de 2000 sugerem no entanto ou uma alteração do comportamento do escoamento na bacia ou a manifestação precoce de alterações climáticas de origem global.

A variabilidade do regime de caudais do Tejo, por outro lado, terá passado de 28,1 em 1943-62 para 15 em 1971-77, ou seja, cerca de metade.



A alteração do regime do rio traduz-se na alteração do seu regime de transporte de caudal sólido, quer por arrastamento quer em suspensão. Não se dispõe de números rigorosos para o transporte sólido em suspensão, mas a sua dimensão - em Ómnias, 8 016 060 ton/ano - e as indicações obtidas sobre as alterações do padrão sedimentar da pluma do Tejo na plataforma, sugerem que elas sejam importantes

Por outro lado a avaliação do transporte sólido por arrastamento e da sua alteração em função da regularização, sugerem uma passagem de 1 200 000 m<sup>3</sup>/ano para 350 000 m<sup>3</sup>/ano no ano 2000. No estuário do Sado as descargas controladas das barragens, causam cheias artificiais, importantes pela quantidade de material sólido que transportam.

Na Ria Formosa a artificialização da bacia e do regime hidrológico - impermeabilização das áreas circundantes, com aumento da escorrência superficial e transporte de materiais "urbanos", tem um papel aparentemente significativo no progressivo assoreamento da Ria.

Sistematiza-se esta informação no Quadro 7.2.13.

**Quadro 7.2.13 - Artificialização da Bacia e do Ciclo Hidrológico. Alterações Hidrodinâmicas**

<b>Critério /Sistema</b>	<b>Minho</b>	<b>Douro</b>	<b>Ria de Aveiro</b>	<b>Tejo</b>	<b>Sado</b>	<b>Ria Formosa</b>	<b>Guadiana</b>
Perda hidrológica	27%	24%	0	29%	70%	N.D.	40%
Regularização	N.D.	N.D.	N.D.	28 -> 14	N.D.	N.D.	N.D.
Impermeabilização e assoreamento	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	xx	N.D.
Cheias artificiais	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	xx	N.D.	N.D.
Subida do NMM	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx

N.D. – informação não disponível

### 7.2.3.2. Alterações Sedimentares e Morfológicas. Dragagens

O assoreamento no troço final do estuário do Minho é atribuído à redução da frequência e intensidade das cheias, com menor capacidade de expulsão das areias da embocadura e/ou devida à predominância das correntes de enchente e da agitação marítima, face às correntes de vazante. Este assoreamento justificará as recentes dragagens entre Caminha e Camposancos. Em Maio de 1997, só 10 das 469 embarcações, matriculadas na Capitania do Porto de Caminha se atreviam a trabalhar no mar. No entanto essas dragagens, sobretudo as realizadas no canal de navegação de Caminha, poderão estar na origem de erosões em praias da zona estuarina (Camposancos e Molino) e na zona costeira a Sul da embocadura.

No Douro o transporte de sedimentos arenosos em direcção à embocadura depende da ocorrência de caudais (velocidades) muito elevados e da disponibilidade de fontes sedimentares a montante. Esse transporte é actualmente muito reduzido e irregular ao longo do ano e dos anos, em consequência da existência de uma cascata de aproveitamentos hidráulicos, da extracção de areias ao longo do rio e, a uma escala temporal mais alargada, à subida do nível médio do mar.

Há pouca informação fiável sobre os volumes retirados nestas dragagens. Pode no entanto referir-se que só na parte jusante do rio Douro (que era um dos principais abastecedores sedimentares do litoral a Sul de Espinho), o volume de sedimentos dragados entre 1982 e 1986 foi de 3x10<sup>6</sup>m<sup>3</sup>, isto é, um quantitativo pouco inferior ao estimado para o volume de sedimentos interessados na deriva litoral. A extracção de areias e cascalhos, só no troço inferior do rio Douro, incluindo o estuário, atingia também no início desta década valores da ordem de 1,5x10<sup>6</sup>m<sup>3</sup>/ano. As consequências são patentes no desaparecimento de um grande banco submerso exterior, no progressivo agravamento das acções erosivas nas praias a sul da embocadura, (Concelhos de Gaia, Espinho e Ovar), e, em anos recentes, na mobilidade da restinga, com migração para o interior do estuário. Os galgamentos, rupturas, emagrecimento e movimento para montante da restinga, têm também reduzido a área de sapal e alterado a dinâmica e a sedimentologia local.



Na Ria de Aveiro para além do aprofundamento médio de 0.4 m em grande parte explicado pelas dragagens efectuadas, as obras realizadas na década de 50 na construção do Molhe Sul e prolongamento do Molhe Norte, terão originado uma erosão generalizada que se cifra em  $6,5 \times 10^6 \text{ m}^3$  entre 1952 e 1960;  $4,9 \times 10^6 \text{ m}^3$  entre 1961 e 1970 e  $2,3 \times 10^6 \text{ m}^3$  entre 1971 e 1977.

Observações recentes confirmam no estuário do Tejo um forte assoreamento dos esteiros a montante, sobretudo no triângulo de Pancas e também dos bancos de lama associados. Apesar da crescente colmatação do sapal alto, aparentemente decorrente da ausência de pisoteio na Reserva Integral, e da progressão das formações vegetais em zonas em assoreamento, verifica-se também no Tejo a erosão das frentes do sapal.

Durante a construção da Ponte Vasco da Gama dragaram-se no Tejo cerca de  $2,5 \times 10^6 \text{ t}$ , parte das quais constituída por material contaminado. Entre Alverca e Vila Franca de Xira, o volume de inertes extraído será de cerca de  $2 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{ano}$  nos últimos dois anos.

No estuário do Sado as cheias artificiais acima referidas, resultantes das descargas controladas das albufeiras, contribuem significativamente para o presente balanço sedimentar no estuário. Os ecótonos marginais encontram-se profundamente artificializados restando apenas, no corpo principal do estuário, o contacto com a restinga de Tróia e alguns pequenos troços em Arrábidas-Pinheiro. O processo de recessão das frentes do sapal é acelerado nalguns pontos pela destruição antropogénica do coberto, como é o caso da zona do porto de pesca da Carrasqueira. A exploração desregulada dos recursos bentónicos do Estuário (e.g. *Marphysea sanguinea*), provoca ainda perturbação física do sedimento, com aumento da turbidez na coluna de água.

Na Ria Formosa verifica-se que, nas últimas décadas, os canais foram sendo progressivamente assoreados. As causas deste assoreamento são em parte causas naturais ou antro-po-globais (p.ex.: elevação do nível do mar). Todavia, a maior parte é devida a causas antrópicas locais. Os episódios de galgamento oceânico constituem, também, factor de assoreamento de grande importância.

A crescente pressão antrópica exercida sobre o sistema, designadamente para fins lúdicos e balneares, com intenso pisoteio dos corpos dunares, tem conduzido ao aparecimento de cortes eólicos cujo número tem aumentado exponencialmente, e conduzindo, frequentemente, em períodos de agitação marítima mais energética, à ocorrência de galgamentos oceânicos. Acresce que, na frente oceânica, a deriva litoral sofreu os impactes negativos da construção dos molhes da marina de Vilamoura e do campo de esporões de Quarteira, e da fixação artificial das barras de Tavira e de Faro-Olhão.

Procurou compensar-se estes fenómenos com o Projecto de Requalificação do Sistema Lagunar, 1999/2000, que repulsou para a barreira da Ria Formosa cerca de  $2\,650\,000 \text{ m}^3$  de dragados. As dragagens efectuadas no leito da ria têm também efeitos nefastos nas comunidades aquáticas, sobretudo quando ocorrem em povoamentos de fanerogâmicas submersas.

No Guadiana uma consequência da redução de caudais, induzida pela perda hidrológica e regularização decorrente do enorme armazenamento instalado (70,4% da bacia dominada em 1990), é a diminuição do fornecimento sedimentar, também às zonas costeiras adjacentes, com todas as suas consequências.

### 7.2.3.3. Carga Orgânica e Contaminação Bacteriana

No Minho, em ambas as situações de maré, os teores de  $\text{CBO}_5$  são baixos e relativamente idênticos. Por outro lado, no estuário médio a concentração de  $\text{CBO}_5$  é sempre menor no fundo do que à superfície o que sugere, dada a estratificação observada, a origem terrestre desta matéria orgânica, transportada essencialmente na camada de água à superfície.

A contaminação fecal, o azoto amoniacal e o oxigénio dissolvido, são problemas com alguma gravidade na bacia hidrográfica, sobretudo na confluência do rio Louro, efeitos indissociáveis de uma importante carga orgânica afluente.

A contaminação por coliformes totais atinge na maré baixa valores muito mais altos que os relativos à preia-mar, ultrapassando o valor máximo recomendável (VMR) para águas destinadas a recreio com contacto directo. Detecta-se também *Salmonella* spp. no sector inferior do estuário.

No estuário do Douro, em ano médio, calcularam-se afluências de  $39\,660 \text{ t N/ano}$  e  $8\,756 \text{ t P/ano}$ . Esta carga de nutrientes, embora em parte proveniente de fontes difusas, fundamentalmente agrícolas, é também



necessariamente acompanhada de uma carga orgânica e fecal muito significativa quanto mais não seja dos 4 000 000 de habitantes residentes na bacia e dos 700 000 residentes na envolvente marginal do estuário.

O estuário do Tejo serve como meio receptor de pelo menos 400 - 500 000 m<sup>3</sup> de águas residuais domésticas, equivalentes a cerca de 24 000 t/ano de CBO<sub>5</sub>, 77 276 t/ano de CQO, 31 484 t/ano de SST, 3 000 t/ano de N e 908 t/ano de P. O rio Tejo constitui também uma origem significativa de cargas poluentes estimadas em 100 000 t /ano de CBO<sub>5</sub> e 8 000 000 t/ano de SST. Estas cargas podem ser localmente significativas, nomeadamente junto à margem direita (Trancão 3 916 t/ano de CBO), em frente à cidade de Lisboa, na Cala do Norte, e na Cala do Montijo. No entanto o estuário parece não acusar significativamente o esforço de autodepuração.

A inexistência de soluções tratamento/disposição final adequadas às águas residuais urbanas de Lisboa faz com que águas do estuário continuem a apresentar índices de contaminação bacteriana superiores a 100 000 CF/100 ml. Os valores mínimos, da ordem das centenas, observam-se nas estações da secção da Barra e na zona média do estuário. Esta situação traduz-se também na contaminação de bivalves para consumo humano como *Scrobicularia plana* (lambujinha).

O estuário do Sado recebe cargas poluentes de origem industrial (fábricas de tomate, lagares de azeite) e poluição térmica (Central, Fábrica de Celulose) originária sobretudo da zona industrial de Setúbal e ainda a carga orgânica correspondente á entrada calculado de 2 000 ton de N e 330-400 t de P por ano.

Estudos efectuados revelam níveis elevados de poluição microbiológica no canal do Norte, em locais próximos das descargas dos efluentes industriais da PROPLAN e ainda das descargas de águas residuais de origem urbana.

Estimaram-se para a Ria Formosa cargas tóxicas e difusas de 456 t/ano e 607 t/ano de N, respectivamente, e também de cargas tóxicas e difusas de 61 t/ano e 81 t/ano de P, respectivamente. A Ria revela alguma contaminação orgânica, associada aos aglomerados urbanos da sua orla costeira nomeadamente Faro, Olhão, Fuzeta e Tavira que embora possuam ETAR, estas apresentam um funcionamento deficiente ou simplesmente não estão dimensionadas para os caudais dos meses de Verão. Este problema é com efeito consideravelmente agravado por uma população que adiciona aos 85 000 hab. residentes cerca de 260 000 hab. na época estival.

Estima-se que o Estuário do Guadiana recebe cerca de 20 000 ton/ano de CBO<sub>5</sub> em ano médio. Quanto à contaminação fecal, devido sobretudo à descarga dos esgotos não tratados, é significativa.

No Quadro 7.2.14 apresentam-se as cargas totais anuais que se estimaram ou compilaram da literatura para N e P, como afluentes aos sete sistemas considerados.

**Quadro 7.2.14 - Cargas Poluentes**

Parâmetro /Sistema	Minho	Douro	Ria de Aveiro	Tejo	Sado	Ria Formosa	Guadiana
SST (t.ano)	60.000		7.284	100.000			
CBO "	20.000		6.335	100.000			20.000
N "	10.700	40.000	1400-3.200	30.000	2000	1060	10.000
P "	1.830	8.800	330-780	8.000	330-400	140	2.000
Metais "	21 Cu		1-3/metal	1-1000/metal			

#### 7.2.3.4. Eutrofização e *Blooms* de Algas Tóxicas

O estuário do Minho é classificado como meso-eutrófico. Situações de eutrofização tem ocorrido sobretudo no curso do rio em Melgaço, desde 1996, entre os meses de Março e Junho. O nutriente limitante no Verão será o N, sobretudo perto do limite montante, onde se verificam as maiores concentrações de P devido às contribuições dos rios Coura e Mouro e à descarga da ETAR de Formariz. Verifica-se também, a presença de cianobactérias cuja abundância máxima, registada em 1991, foi de 27 480 células ml<sup>-1</sup>.



No estuário do Douro a carga de P parece ser excessiva para um estuário normal. No caso vertente a razão N/P poderá, em todo o caso, ser contrariada pela turbidez e pelo curtíssimo tempo de residência da água doce. Ocorrem em todo o caso *blooms* de dinoflagelados cuja abundância depende do caudal do rio no período estival, assim como da existência de florescência na zona costeira. Algumas destas espécies são tóxicas e, com frequência, é interdita a apanha de bivalves no estuário e zona envolvente. Ocorrem também cianobactérias (e.g. *Microcystis*) na albufeira de Crestuma-Lever, que acabam por ser transportadas para o estuário. Ocasionalmente desenvolvem hepatoxinas, perigosas do ponto de vista da saúde pública.

Os braços mais remotos da ria de Aveiro, na confluência com os seus tributários, apresentam sinais de avançada eutrofização. Admite-se no entanto que essa eutrofização pode ser devida também à progressiva acumulação natural de nutrientes pelo sistema lagunar.

Não há sintomas claros de eutrofização do sistema estuarino do Tejo embora se registem *blooms* de fitoplâncton quer a montante quer a jusante da zona mais turbida.

Também o estuário do Sado não parece constituir problema nesta matéria. Na zona superior do estuário, a turbidez parece funcionar como limitante da produtividade primária, não tendo sido detectados *blooms* de algas. Está classificado como estuário mesotrófico para a amónia e oligotrófico para os restantes parâmetros.

Os estuários do Tejo e do Sado estão no entanto sujeitos, esporadicamente, a biotoxinas produzidas por algumas espécies fitoplâncónicas como *Dinophysis spp.* e *Prorocentrum lima* que provocam DSP (Diarrhetic Shellfish Poisoning) e como *Gymnodinium catenatum* ou *Alexandrium spp.*, que provocam PSP (Paralytic Shellfish Poisoning). Essas toxinas podem atingir valores muito altos nos bivalves tendo a conchilha da zona da Caparica chegado a atingir  $8\ 000\ \mu\text{g}\ 100\ \text{g}^{-1}$ , em 1993.

No Guadiana, registam-se no alto estuário (Mértola) *blooms* de Cianofíceas e também do simbiote *Azolla spp.*

### **Marés Vermelhas na Costa**

Observaram-se marés vermelhas na costa norte todos os anos de 1985 a 1993. Merece especial referência a maré vermelha que se iniciou em 1986 frente ao Cabo Carvoeiro e que provocou a contaminação, com PSP, do marisco de toda a costa até Moledo. A situação na costa sul e algarvia é análoga.

#### **7.2.3.5. Contaminação por Metais Pesados e Xenobióticos**

Retiveram-se, na presente análise, os resultados existentes para metais pesados e micropoluentes orgânicos em sedimentos e no biota, tendo sido excluídos os dados referentes à coluna de água. Procedeu-se uma triagem e síntese da informação existente sobre a contaminação de sedimentos e biota por metais pesados (e.g. mercúrio e chumbo) e micropoluentes orgânicos (e.g. DDTs e PCBs), sendo comparados os valores seleccionados de forma a contribuir para uma seriação dos sete sistemas estuarinos.

A classificação absoluta baseia-se, como referido anteriormente, em metodologias que especificam Níveis de Efeito Provável (PEL – Probable Effect Levels), Níveis de Preocupação (LOC – Levels of Concern), e Níveis de Acção (AL – Action Levels). A tabela 19 mostra os valores de PEL para estas substâncias, bem como valores de LOC/AL utilizados para o biota.

Valores positivos são superiores aos limites, e valores negativos não causam preocupação. Os valores que se encontram acima do PEL, LOC ou AL, estão assinalados a vermelho. Com base neste conjunto de valores, pode ser efectuada uma seriação indicativa dos sete sistemas, efectuada através de uma média ponderada dos valores do sedimento (1/3) e biota (2/3). Atribuiu-se um peso maior ao biota dado que implica uma maior mobilidade dos xenobióticos no ecossistema e, tratando-se de espécies consumidas por seres humanos, deverá pesar mais em termos de gestão dos sistemas.



**Quadro 7.2.15 - Valores de Níveis de Efeito Provável (PEL) em Sedimentos Marinhos, Concentrações de Referência em Peixes e Bivalves, e Níveis de Preocupação (LOC), e Níveis de Acção (AL) em Peixes e Bivalves (Adaptado de Ferreira, 2000)**

Parâmetro	PEL <sup>*1</sup> Metais em mg kg <sup>-1</sup> , organoclorados em g kg <sup>-1</sup>	Concentração de referência em moluscos <sup>*2</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	Concentração de referência em peixes <sup>*3</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	AL ou LOC <sup>*4</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )
Arsénio	41,6	1,5 (ostras)	3,34	86 <sup>*5</sup>
Cádmio	4,2	0,067 (amêijoas)	0,01	4 <sup>*5</sup>
Chumbo	112	0,09 (ostras)	0,01	1,7 <sup>*5</sup>
Mercúrio	0,70	0,02 (berbigão, mexilhão & vieiras)	0,06	1 <sup>*6</sup>
DDT	4,77	0,002 (não-especificado)	0,01	5 <sup>*6</sup>
PCBs	189	0,02 (não-especificado)	0,02	2 <sup>*7</sup>

<sup>\*1</sup> - Environment Canada 1995;<sup>29</sup> MacDonald *et al.* 1996.<sup>13</sup>

<sup>\*2</sup> - USFDA 1984;<sup>30</sup> USFDA 1993a;<sup>31</sup> USFDA 1993b;<sup>32</sup> USFDA 1993c;<sup>33</sup> MAFF 1997;<sup>34</sup> MAFF 1998.<sup>35</sup>

<sup>\*3</sup> - Metais: mediana de 110 amostras de bacalhau, arenque, cavala, patruça, redfish e outros. MAFF 1998.<sup>35</sup> Compostos organoclorados: mediana de 16 amostras peixes de água profunda MAFF 1997.<sup>34</sup>

<sup>\*4</sup> - USFDA 1984;<sup>30</sup> USFDA 1993a;<sup>31</sup> USFDA 1993b;<sup>32</sup> USFDA 1993c;<sup>33</sup> USFDA 1998.<sup>36</sup>

<sup>\*5</sup> - LOC

<sup>\*6</sup> - AL

<sup>\*7</sup> - Tolerância

Foram considerados dois compartimentos:

(i) Sedimentos

Os níveis de contaminação constituem um conjunto de valores-guia da qualidade sedimentar para a protecção da vida aquática. Os critérios de contaminação baseiam-se em PEL, que correspondem a concentrações acima das quais os efeitos são observados com maior frequência. Escolheram-se o arsénio, cádmio, chumbo e mercúrio como indicadores de contaminação por metais, e DDT e PCBs como micropoluentes orgânicos representativos.

(ii) Biota

A biodisponibilidade de xenobióticos é difícil de determinar a partir da contaminação sedimentar, porque é condicionada por transformações no sedimento, interface sedimento-água e na coluna de água, que podem ser mediadas biologicamente. Testes laboratoriais de toxicidade podem ser utilizados, ou dados de campo relativos à composição das comunidades ou bioacumulação. Contudo, existe alguma dificuldade em relacionar poluentes persistentes com a composição da comunidade, particularmente em estuários onde o gradiente temporal de salinidade influencia fortemente a composição da fauna de fundo (bentos). Por esse motivo, os sistemas em discussão são comparados, do ponto de vista da contaminação do biota, com base na bioacumulação em espécies-chave bentónicas. As substâncias escolhidas são idênticas às utilizadas para a análise de sedimentos, i.e. As, Cd, Pb, Hg, DDT and PCBs. Os critérios e limites são baseados em AL/LOC. Nos casos em que concentrações de referência existem para mais do que uma espécie de bivalve ou peixe, é indicado o valor mais baixo.

No Quadro 7.2.16 é efectuada a síntese da informação existente, sendo indicadas sempre que possível gamas de concentração.

Com base nos dados dos Quadros 7.2.15 e 7.2.16, foi construída a tabela 7.2.17, que efectua a seriação dos sete sistemas. Foi aplicado o princípio da precaução, utilizando os máximos das gamas de valores medidos. Existem diversos problemas metodológicos nesta comparação, que precisam de análise e melhoramento



Quadro 7.2.16 – Concentração de Metais e Micropoluentes Orgânicos nos Sete Estuários

Sistema	Meio	Parâmetro (unidades)	Valor	Comentários
Estuário do Minho	Sedimentos	Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	60	Valor único
		PCB (ug kg <sup>-1</sup> )	<0.6	Na foz Não foi encontrado qualquer valor no biota
Estuário do Douro	Sedimentos	Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	0.7-20	Valores máximos
		Hg (mg kg <sup>-1</sup> )	0.7-2.8	Não foram encontrados valores para micropoluentes orgânicos em sedimentos ou biota
		Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	19-292	
Ria de Aveiro	Lambeijinha Sedimentos	Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	0.08-82	Scrobicularia plana
		Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	<0.40-4.66	Só existem valores de PCBs totais na água
		Hg (mg kg <sup>-1</sup> )	2-40	
		Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	11.5-103	
Estuário do Tejo	Mexilhão Sedimentos	PCB (ug kg <sup>-1</sup> )	2-4	Dados de 1972
		As (mg kg <sup>-1</sup> )	- 3505	Barreiro
		Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	0.2-5.4	Gama (todo o estuário)
		Hg (mg kg <sup>-1</sup> )	5-9.4	Gama (todo o estuário)
		Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	32-9482	Gama (todo o estuário)
		PCB (ug kg <sup>-1</sup> )	0.17-46.96	Gama (todo o estuário)
	Ostras	As (mg kg <sup>-1</sup> )	0.06	Todas as amostras de 1970-1980 de <i>C. angulata</i>
		Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	3.7	
		Hg (mg kg <sup>-1</sup> )	0.1	
		Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	10	
Estuário do Sado	Sedimentos	PCB (ug kg <sup>-1</sup> )	190-210	
		Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	<0.62-0.65	PCBs em sedimento: Vale & Ferreira, <i>pers. com</i>
		Hg (mg kg <sup>-1</sup> )	0.120-0.274	
		Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	30.8-45	
	Ostras	PCB (ug kg <sup>-1</sup> )	1-200	
		Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	4.6-29.5	(Vale & Ferreira, <i>pers. com</i> )
		Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	0.8-2.1	
	Peixes	PCB (ug kg <sup>-1</sup> )	5-40	
		Cd (ug kg <sup>-1</sup> )	1-5	Linguado, tainha e enguia (Vale & Ferreira, <i>pers. com</i> )
		Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	0.25-0.5	
Ria Formosa	Sedimentos	PCB (ug kg <sup>-1</sup> )	10-25	
		Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	60	
		PCB (ug kg <sup>-1</sup> )	<0.8	
Estuário do Guadiana	Bivalves	Hg (mg kg <sup>-1</sup> )	Muito baixo	
		Sedimentos	As (mg kg <sup>-1</sup> )	24.2-40.8
	Sedimentos	Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	0.50-0.53	
		Hg (mg kg <sup>-1</sup> )	0.33-0.53	
		Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	35.63-47.16	
		PCB (ug kg <sup>-1</sup> )	2.3-4.8	
		Mexilhão	Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	0.5-1.3

Os sete sistemas podem portanto ser seriados em termos relativos, de mais contaminado para menos contaminado, na ordem: Estuários do Douro, Tejo, Sado, Ria de Aveiro, estuário do Guadiana, estuário do Minho e Ria Formosa. Em termos absolutos, só os valores máximos agregados no Douro e no Tejo excedem os *Níveis de Efeito Provável* em sedimentos e os *Níveis de Preocupação* ou *Níveis de Acção* no biota.

**Quadro 7.2.17 - Classificação e Seriação dos Sete Sistemas com Base no Grau de Contaminação Relativo e Grau de Contaminação Absoluto. São Utilizados os Valores Máximos Observados em cada Sistema**

Sistema	Seriação final*1	Grau de contaminação relativo		Grau de contaminação absoluto	
		Sedimentos	Biota	Sedimentos (PEL)	Biota (LOC/AL)
Estuário do Minho*2	6 (-0,6)	5	-	-0,6	-
Estuário do Douro	1 (1,3)	2	1	<b>0,6</b>	<b>1,7</b>
Ria de Aveiro	4 (0,0)	1	5	<b>1,3</b>	-2,7
Estuário do Tejo	2 (0,9)	1	3	<b>1,6</b>	<b>0,5</b>
Estuário do Sado	3 (0,1)	3	2	-0,3	<b>0,3</b>
Ria Formosa	7 (-2,2)	4	6	-0,5	-3,0
Estuário do Guadiana	5 (-0,4)	3	4	-0,3	-0,5

\*1 – As classificações são de 1 (pior) a 7 (melhor). O valor apresentado entre parênteses é a média ponderada do *Grau de contaminação absoluto* nos sedimentos(1/3) e biota (2/3).

\*2 – Não foi possível obter dados para o biota do Estuário do Minho, o que significa que a sua classificação é no mínimo ambígua.

#### 7.2.3.6. Afecção e Perda de Recursos Naturais

No Minho os efectivos de salmão terão regredido de forma acentuada na década de 50, após a implantação da barragem de Peares, enquanto a população de sável se reduziu drasticamente no início dos anos 60, em função da instalação da barragem de Belesar. As operações de dragagem destruindo os campos de postura, e alterando as rotas migratórias têm também contribuído para o declínio dos peixes migradores na bacia. A sobrepesca e a pesca ilegal, ajudam a explicar a acentuada regressão das populações das espécies diádromas. A pesca do meixão com a arte de tela, provoca também mortalidades acrescidas das espécies piscícolas que usam o estuário como viveiro.

No Douro a extracção de sedimentos do leito do estuário associada a outros factores como o não funcionamento das eclusas, terão impactes significativos sobre ovos e larvas dos migradores anádromos. Nota-se o quase desaparecimento de *Petromyzon marinus* e *Alosa alosa*, outrora muito abundantes em toda a bacia. O “stock” de berbigão diminuiu também de forma acentuada a partir de 1990, coincidindo com a intensificação das dragagens no estuário inferior. Com o fim destas dragagens, em 1995, deu-se a recolonização da área por populações de garça-real, aparentemente uma resposta positiva à redução do respectivo impacto.

A intensa pressão piscatória que se exerce na Ria de Aveiro sobre as espécies mais apreciadas em termos gastronómicos constitui também um factor adicional de afecção dos recursos haliêuticos. A abundância do caranguejo-verde tem vindo a diminuir nos últimos anos, carecendo a actividade de regulamentação mais eficaz. Os constrangimentos provocados pela poluição acabam por ter efeitos a nível do rendimento piscatório e aquícola da região, até por afectarem a cadeia alimentar.

A poluição poderá constituir igualmente um factor de constrição para as actividades aquícolas no estuário do Tejo. Por questões de saúde pública, os bancos de bivalves existentes na zona da Trafaria não podem ser actualmente explorados. Apesar de ainda hoje a pesca e o marisqueio serem uma actividade importante, é indiscutível que a intensa exploração dos seus recursos conduziu a uma diminuição do rendimento piscatório. Para além da poluição, redução dos caudais dulçaquícolas, e sobrepesca de alguns recursos, o elevado número de falsos pescadores desportivos que operam à margem do sistema de controlo e a utilização de artes de pesca ilegais, como o tapa-esteiros, o botirão e a tela (os dois últimos dirigidos fundamentalmente à captura de meixão), contribuem decisivamente para esta situação. A permissão de utilização de arrasto de vara nas principais zonas de viveiro do estuário é também um factor de constrangimento adicional para as espécies que aí ocorrem.

Evidentemente que a intensa exploração dos recursos vivos existentes no estuário do Sado acaba por ter efeitos negativos nas populações alvo de captura, bem como, de forma indirecta, em outras componentes do



ecossistema. A sobrepesca e a pesca ilegal são, assim, factores importantes que têm contribuído para a quebra dos rendimentos piscatórios da região.

Não tem havido um cumprimento das áreas licenciadas para a exploração de ganso, assim como dos instrumentos admitidos para a recolha destes poliquetas. Este processo conduz a um conjunto de graves consequências para o ecossistema estuarino.

A degradação da qualidade da água na Ria Formosa, põe em perigo as suas explorações aquícolas e recursos haliéuticos naturais. Por outro lado, os viveiros de bivalves e as pisciculturas são, eles próprios, factores de poluição adicional do meio hídrico. A pesca com artes ilegais e a sobrepesca são outros problemas igualmente a ter em conta neste sistema, assim como as dragagens efectuadas no leito da ria, sobretudo quando ocorrem em povoamentos de fanerogâmicas submersas.

### ***Pressões Marginais***

No Minho as dragagens, a reconversão de práticas agrícolas tradicionais, a abertura de estradas, a construção de paredões e o aterro de zonas palustres (e.g. sapal do Coura) são problemas significativos. No Douro verifica-se uma quase contínua ocupação urbana das margens do baixo e médio estuário, (freguesias de Oliveira do Douro, Mafamude, e Santa Marinha, na margem esquerda, e Campanhã, Ribeira, Miragaia e Lordelo, na margem direita) e uma intensa pressão no sentido da expansão dessa urbanização em direcção ao plano de água e zonas ainda não edificadas. Verifica-se um intenso tráfego e procura de estacionamento nas vias rodoviárias marginais.

A artificialização e destruição das zonas ribeirinhas é outra disfunção ambiental a ter em conta, estando as áreas de sapal reduzidas a apenas cinco manchas. O sapal de Avintes terá sido bastante danificado por terraplanagem no verão de 1998, (praia fluvial); e o sapal do Areinho nunca foi recuperado após ter sido utilizado como estaleiro durante a construção da ponte do Freixo.

A área global dos sapais da Ria de Aveiro tem sofrido reduções significativas, em resultado de aterros para fins agrícolas, construção de acessos e edificação de infraestruturas portuárias, nomeadamente na margem poente do canal de Ovar, na zona da Murtosa, em ambas as margens dos canais de Mira e de Ílhavo e no canal de navegação. Algumas das grandes manchas de caniço existentes na Ria de Aveiro, tal como os sapais, estão também ameaçadas por projectos de conversão agrícola e de construção de infra-estruturas. O aumento da pressão turística e o crescimento dos núcleos populacionais existentes e a construção de novas redes viárias ocupando áreas da Ria (Dique Aveiro - Murtosa) são também significativos, neste contexto.

A expansão urbanística, com proliferação de empreendimentos nas margens do estuário do Tejo, e o crescimento da rede viária, inclusivamente sobre o próprio sistema, conduzem a uma crescente destruição de habitats naturais e à introdução de novos contaminantes no meio hídrico. São particularmente evidentes as pressões actualmente exercidas sobre a Margem Sul, nomeadamente junto ao Samouco, pelo surto de construção habitacional que se seguiu à entrada em funcionamento da Ponte Vaco da Gama.

Outros factores de perturbação do sistema são também a queima de caniço, a realização de drenagens na lezíria e canais interiores e o aumento da extensão de culturas de regadio.

No Sado verificam-se grandes projectos de desenvolvimento industrial (Setúbal) e turístico (Troia); construção clandestina em algumas áreas e alteração das margens. A superfície dos sapais tem com efeito vindo a decrescer devido a progressiva "reclamação dos salgados" e desenvolvimento nas margens com destruição daquelas formações vegetais (Esteiro do Carvão). Verifica-se também a conversão das Salinas em aquaculturas o que pode ter impactes previsíveis, sobre a Avifauna aquática ou imprevisíveis como os relacionados com o uso concentrado de antibióticos.

### **7.2.3.7. Afecção de Valores Conservacionistas e Recreativos**

Tendo em conta que os migradores anádromos são espécies com um estatuto de conservação muito elevado, a sua afecção pelos motivos referidos anteriormente constitui um constrangimento de singular relevância na bacia do Minho.



A destruição da generalidade das manchas de sapal que existiam no estuário do Douro e a regressão dos efectivos populacionais das espécies migradoras diádromas são os principais constrangimentos deste ecossistema em termos conservacionistas.

Nas últimas décadas a área global dos sapais da Ria de Aveiro tem sofrido reduções significativas, nomeadamente na margem poente do canal de Ovar, na zona da Murtosa, em ambas as margens dos canais de Mira e de Ílhavo e no canal de navegação. Na margem nascente do canal de Ovar verifica-se ainda uma progressiva degradação do sapal por causas indirectas, degradação que se manifesta através de descontinuidades na comunidade de junco, que, para além disso, apresenta um crescimento atrofiado e sintomas de apodrecimento. Estes factos não podem deixar de afectar a capacidade do sapal funcionar como habitat para a avifauna migradora e residente.

A caça ilegal e o abate de espécies protegidas continua a ocorrer na região mais a montante do estuário do Tejo, mormente no interior de áreas que gozam de estatuto de protecção. As acções de protecção e conservação levadas a cabo nos últimos anos no Tejo, nomeadamente a constituição da sua Reserva Natural e zonas de protecção associadas, compensam, no entanto, largamente esta situação.

A reconversão de salinas para tanques de cultivo de espécies piscícolas é igualmente um aspecto que afecta a avifauna aquática, já que, na sua forma original, têm um valor muito maior para este grupo animal. As dificuldades que se colocam à migração das espécies piscícolas diádromas para os troços mais a montante do curso de água, constituem um dos principais factores de afectação dos valores conservacionistas do Tejo, já que são globalmente peixes com elevado estatuto de ameaça.

A utilização balnear das praias interiores do estuário e da região estuarina inferior, para a prática de actividades náuticas, como o remo e a vela, é evidentemente afectada pela má qualidade da água nomeadamente em termos de contaminação fecal.

A afectação dos valores conservacionistas no estuário do Sado ainda não é particularmente elevada, sobretudo em comparação com outros sistemas salobros.

Tendo em conta que as espécies mais importantes sob o ponto de vista da conservação da natureza na Ria Formosa são as aves aquáticas, os aspectos que afectam directamente este grupo são os de maior gravidade. A poluição e as alterações provocadas nas margens e nas zonas intertidais, muitas das quais determinadas pela proliferação de estabelecimentos aquícolas, são factores fundamentais de afectação destas populações. A destruição dos campos de *Zostera* é também muito gravosa, não só pela afectação desta componente vegetal, mas também pelo impacto provocado nas comunidades animais que dela dependem.

#### 7.2.4. Síntese e Diagnóstico: Problemas, Causas e Relevância

##### *I- Perda de Valores Conservacionistas – Destruição de Habitats Naturais (Sapais)*

**Causa** – Aumento da pressão turística e urbana; construção de infraestruturas portuárias com destruição de salgados; construção de aterros e terraplanagens; artificialização das margens, construção de estradas e diques; tráfego viário; alteração das práticas agrícolas.

**Espacialização** – Estas situações ocorrem um pouco por todo o lado, mas com especial incidência nos estuários do Minho, Douro, Tejo e Ria Formosa.

**Relevância** – Tratam-se de ecossistemas complexos, com características ecológicas próprias e que contribuem para dos estuários. A manutenção dessas áreas é da maior importância.

##### *II - Perda de Valores Conservacionistas – Destruição de Habitats Naturais (Campos de Zoostera)*

**Causas** – Realização de dragagens e arrastos.

**Espacialização** – Ocorre sobretudo nas Rias de Aveiro e Formosa e nos estuários do Tejo e Sado.

**Relevância** – Os campos de *Zoostera* (gramíneas marinhas) constituem habitats de uma enorme riqueza biológica.



**III – Perda de Valores Conservacionistas – Migradores Anádromos**

**Causas** – Construção de barragens, tendo como consequência a intersecção e a alteração das rotas migratórias; utilização de artes de pesca ilegais; sobre-exploração dos recursos; poluição da água.

**Espacialização** – O problema ocorre nos estuários do Minho, Tejo, Sado e Guadiana.

**Relevância** – Algumas espécies apresentam já uma redução muito significativa dos efectivos, estando em alguns casos ameaçadas de extinção.

**IV – Perda de Valores Conservacionistas – Afecção dos Campos de Postura**

**Causas** – Ocorrência de dragagens em períodos coincidentes com as épocas de reprodução.

**Espacialização** – Em todos os sistemas, mas com especial incidência no Minho e Douro.

**Relevância** – Redução do número de efectivos de várias espécies, algumas com elevado valor conservacionista; diminuição dos recursos haliêuticos, não só nos estuários, mas também nas zonas costeiras.

**V – Perda de Valores Conservacionistas – Aves Aquáticas**

**Causas** – Reconversão de salinas para aquacultura; degradação das áreas de sapal; ocorrência de dragagens.

**Espacialização** – Ocorre nos estuários do Douro, Tejo e nas Rias de Aveiro e Formosa.

**Relevância** – Os estuários são abrigo de populações numerosas de aves, muitas delas migradoras; a obrigação de manter essas populações em bom estado de conservação decorre de diversas figuras legais, nacionais e internacionais.

**VI – Degradação da Qualidade da Água em Geral**

**Causas** – Rejeição de cargas poluentes de origem industrial e urbana, com ausência de tratamento ou com tratamento insuficiente; cargas poluentes de origem agrícola (poluição difusa).

**Espacialização** – Ocorre com maior ou menor incidência, em todos os sistemas.

**Relevância** – Cumprimento de legislação quer nacional, quer internacional; ocorrência pontual de fenómenos de eutrofização e de Blooms de algas tóxicas; afecção da cadeia alimentar humana; afecção do rendimento da pesca e problemas do foro sanitário.

**VII – Erosão das Barras e das Praias. Instabilidade das Restingas. Alteração da Deriva Litoral**

**Causas** – Dragagens; redução do caudal sólido dos rios, decorrente dos barramentos a montante; trabalhos portuários; outras acções de origem antrópica.

**Espacialização** – Ocorrem problemas no Minho, Douro, Tejo e rias de Aveiro e Formosa.

**Relevância** – A alteração das barras e das praias e a erosão costeira colocam questões relativas à segurança de pessoas e bens, exigindo muitas vezes a execução de trabalhos com custos financeiros e ambientais elevados.

**7.2.5. Problemas Específicos Considerados Relevantes**

Identificaram-se problemas específicos de apenas alguns dos estuários considerados, mas que pela sua relevância poderão requerer uma intervenção urgente:

**Alterações Induzidas no Comportamento Hidrodinâmico**

No Douro, para além da interferência no regime hidrológico, o estuário foi sujeito a uma amputação directa da suas dimensões naturais pela construção da Barragem de Crestuma-Lever. O rebaixamento do leito para assegurar a navegabilidade terá também facilitado a progressão da água salobra na enchente. Há que referir também o aumento do hidrodinamismo em consequência das obras do Porto de Aveiro, com aumento da amplitude e correntes de maré, erosão e alteração do padrão e frequência de inundações das zonas intertidais e suas consequências. Finalmente é conhecido o aumento de competência do Guadiana em função da fixação da sua barra com molhes em 1974.

### ***Alterações na Estrutura da Comunidade***

No estuário do Douro, factores como a redução do caudal dulçaquícola e a intrusão salina, terão induzido alterações significativas na estrutura fitoplanctónica. O desaparecimento de espécies com estatuto de protecção reconhecido, como a lampreia marítima e o sável, implica por outro lado a redução da biodiversidade. Também no estuário do Tejo na função de viveiro, apenas o robalo-legítimo e duas espécies de linguado o utilizam ainda como viveiro. É muito natural que um olhar mais atento ao funcionamento ecológico dos restantes estuários permita detectar alterações semelhantes ou equivalentes.

### ***Quebra da Produção de Moliço***

Na faixa agrícola litoral de Aveiro, as necessidades de adubação foram sempre satisfeitas pela utilização do moliço e do junco. A colheita de moliço cifrava-se ainda em 200 mil toneladas, em 1961. Caiu no entanto em meados da década de 80 abruptamente para as 10 mil toneladas anuais, situação que se mantém.

A sua distribuição parece estar actualmente muito condicionada pelo hidrodinamismo decorrente das obras portuárias, encontrando-se limitado a alguns locais, ao contrário do início do século, em que cobria abundantemente os fundos de toda a laguna.

### ***O Problema das Ostreiras***

Até aos anos 70, Portugal era um dos mais importantes produtores de ostras na Europa com base numa espécie endémica, a *Crassostea angulata* Lmk, ou "ostra portuguesa". Nos estuários do Tejo e Sado e a sua produção, à época, equivalerá hoje a 2 milhões de contos ano<sup>-1</sup>. A partir sobretudo de 1973 estas populações sofreram mortalidades maciças, iniciadas com características anomalias de calcificação, desde logo associadas à presença de TBT (tributil estanho), nas tintas da Lisnave e da Setenave.

### ***Pressões Marginais Específicas***

Na Ria Formosa verifica-se, como referido, elevação do NMM e resposta do sistema migrando em direcção ao continente. A migração das barras (e conseqüente encerramento/abertura natural de outras barras), é dificilmente compatibilizável com a navegação e com a ocupação permanente da zona da barreira. Verificam-se também galgamentos oceânicos (de indução natural e imprescindíveis para o funcionamento/evolução do sistema) que entram em conflito com os mariscadores e com alguma navegação.

Um factor amplificador deste risco são as cerca de 2000 construções clandestinas existentes nas ilhas barreira, frequentemente edificadas no cordão dunar frontal e, por vezes, mesmo em zonas de muito elevada vulnerabilidade ao galgamento.

### ***Intrusão Salina***

A intrusão salina no freático de Estarreja será uma das principais ameaças à prática agrícola nos terrenos marginais à Ria de Aveiro. O deficiente estado de conservação das motas que defendiam os campos, a sua permeabilidade e a reduzida cota de coroamento não permitem, também, assegurar, uma protecção eficaz contra a invasão das águas salgadas, designadamente durante a preia-mar de marés vivas.

## **7.2.6. Lacunas de Informação**

As lacunas de informação identificadas devem sobretudo articular-se com a definição de objectivos e medidas no âmbito do PNA, de modo a que o levantamento das indeterminações que representam possa vir a contribuir para uma gestão dos sistemas estuarinos portugueses suportada em bases científicas e técnicas.

Assim tem-se:

### ***Sistemas Mal Conhecidos***

Alguns dos sistemas incluídos neste estudo nomeadamente o Minho, o Guadiana e o Douro, devem considerar-se, apesar de esforços recentes e meritórios, como mal conhecidos no seu conjunto.

### ***Falta de Elementos Base***

Não se dispõe de planos hidrográficos actualizados para partes substanciais da maioria dos sistemas em consideração, sobretudo nas zonas de montante, não interessadas na actividade portuária corrente. No Minho



por exemplo não se obteve informação aceitável sobre a profundidade média do estuário. Subsistem as dúvidas que se referiram em termos de áreas e volumes. Verifica-se também que a distribuição da salinidade é mal conhecida, no Minho, Douro, Ria de Aveiro e Ria Formosa.

Tratam-se, em todo o caso, de aspectos básicos que não são conhecidos com o detalhe essencial à interpretação do seu comportamento e à compreensão do funcionamento dos sistemas.

### ***Hidrodinâmica***

Não se dispõe também de análises suficientemente detalhadas do comportamento da onda de maré no interior de vários destes sistemas. Aliás a falta de informação no que diz respeito à sua hidrodinâmica não permite analisar com rigor parâmetros que permitiriam uma melhor compreensão do funcionamento do sistema.

### ***Sedimentologia***

Permanecem lacunas de informação relativas quer a elementos básicos (e.g. dragados) quer a elementos mais elaborados da sedimentologia estuarina e costeira, essenciais à compreensão da reciclagem de metais pesados e xenobióticos. Referimo-nos à sedimentologia de siltes, argilas e colóides.

### ***Conhecimento Básico das Biocenoses***

No estuário do Minho a informação disponível, não permite avaliar até onde a influência marinha condiciona a actividade biológica, nem definir os limites do estuário. Não se dispõe de estudos acerca do fitoplâncton, zooplâncton e ictioplâncton. Nem sobre o fitobentos ou sobre a composição florística e faunística dos seus sapais. Também no Douro e Guadiana a informação disponível é insuficiente.

### ***Funcionamento Ecológico***

A compreensão das ligações funcionais dos ecossistemas estuarinos são questões determinantes da sua gestão cientificamente suportada. Assim a compreensão ciclo do Carbono, os níveis da produtividade primária dos diferentes grupos produtores e a identificação da cadeia trófica dominante são questões fundamentais.

Nos estuários do Douro e do Tejo por exemplo a produção do microfítobentos pode representar uma fracção muito significativa da produção global, e, na Ria de Aveiro, a cadeia detritica poderá ser dominante.

Subsistem grandes dúvidas sobre o carácter importador ou exportador (*inwelling/outwelling*) dos sapais e formações similares dos estuários portugueses em relação ao seu corpo central e águas adjacentes.

Dada a importância das interacções e das entradas de água, nutrientes e sedimentos dos estuários do Minho, Douro, Tejo e Guadiana para a plataforma continental e águas costeiras associadas, a artificialização das respectivas bacias e regularização do correspondente ciclo hidrológico tem muito provavelmente um impacto significativo sobre o efeito de *outwelling* nas águas costeiras adjacentes. Esta questão, requer uma investigação específica articulada com a definição de caudais ecológicos para os estuários portugueses.

### ***Impactes das Alterações Climáticas***

As presentes e futuras Alterações Climáticas de origem global implicam o forçamento do ciclo hídrico e afectam directamente o regime dos recursos hídricos, pelo que parece essencial adoptar metodologias de previsão relativas ao comportamento de estuários e lagoas costeiras.

Neste contexto as alterações dos padrões hidrodinâmicos que resultem da alteração da propagação da maré ou do regime de agitação em função da verificada subida do NMM, estimada em 10 a 20 cm nos últimos 100 anos e que se prevê aumentar entre 13 a 94 cm no decurso deste século, afectarão necessariamente todos os estuários e zonas costeiras portuguesas.

Portugal e o Tejo em particular, funcionam como limite biogeográfico entre espécies típicas de regiões mais quentes e outras de regiões mais frias e o aumento da temperatura global estará a alterar já estes limites. Por exemplo a espécie *Sphoeroides spengleri* referida em 1973 só para o sul de Espanha e Cabo Verde é agora frequentemente detectada na costa portuguesa. É urgente esclarecer estes factos e as suas causas.

### ***Fontes Difusas***

Não se obteve, uma distinção precisa entre a componente tónica e a componente difusa das cargas totais de poluentes afluentes aos principais estuários portugueses. Questão que, no entanto, é essencial esclarecer, em termos de gestão pela administração pública portuguesa e em termos de relações internacionais, para N e P, e também para os xenobióticos correntemente usados na agricultura de regadio como Simazina e Atrazina.

### ***Fontes Ocultas e Desconhecidos***

A contaminação de estuários como o do Guadiana e a Ria de Aveiro por metais pesados a partir de fontes ocultas, por exemplo a partir de obras de arte e tráfego urbano, tráfego naval e/ou de escorrências de minas abandonadas, pode ser particularmente relevante.

Sabe-se também pouco sobre a metalóides e orgânicos persistentes (POPs) nomeadamente sobre compostos que estão no centro das preocupações actuais, como Dioxinas e Furanos ou Xenoestrogénios que ocorrem frequentemente nos efluentes das ETAR.

### ***Enteropatogénios***

A análise corrente da qualidade das águas estuarinas em termos de contaminação fecal procede à contagem de indicadores bacterianos (Coliformes Totais, Coliformes Fecais e *Streptococcus fecalis*) e à identificação de alguns agentes de maior potencial patogénico (e.g. *Salmonella*). Parece essencial, no entanto, pela importância que tem na etiologia das doenças de origem hídrica e pelas crescentes preocupações que suscita, adquirir capacidade para detectar directamente vírus entéricos em águas naturais.

## **7.2.7. Conclusões**

### ***Seriação/Hierarquização dos Sistemas***

Procedeu-se, em qualquer caso, à seriação dos principais estuários e sistemas costeiros portugueses, com base na quantidade de informação existente e em critérios que decorrem da análise que se produziu, como a população humana e no valor dos seus recursos, nas pressões sobre eles exercidas, na perda de recursos ou evidente disfunção do sistema, no estatuto conservacionista e sua importância no contexto das relações Luso-Espanholas.

Cada um destes critérios agrega por sua vez os resultado da avaliação mais detalhada a que se procedeu nos capítulos precedentes com base em toda a informação que se compilou e analisou. A utilização conjugada destes factores permite estabelecer um “ranking” nacional dos sistemas estuarinos e costeiros a integrar no PNA, quer em termos de importância, quer em termos de gravidade dos problemas que os afectam. Adoptam-se os pesos indicados na 2ª coluna do Quadros 26 e 27.

### ***Hierarquia dos Estuários em Termos de Importância***

Os resultados da análise relativa à hierarquia da importância dos sistemas estuarinos e costeiros apresenta-se no Quadro 26.

Resulta desta análise que, em função dos critérios adoptados, os principais sistemas estuarinos e costeiros portugueses se hierarquizam como segue:

Tejo > Douro > Minho > Sado = Ria Formosa = Guadiana > Ria de Aveiro

### ***Hierarquia dos Estuários em termos da Gravidade dos Problemas***

Da análise precedente retira-se também uma hierarquia do estado dos sistemas e dos seus problemas, *ranking* esse que pode ser considerado agregado no seu conjunto ou desagregado para efeitos de análise sectorial. Apresenta-se no Quadro 7.2.18.



**Quadro 7.2.18 - Sieriação/Hierarquização da Importância dos Sistemas**

<b>Crítério /Sistema</b>	<b>Peso</b>	<b>Minho</b>	<b>Douro</b>	<b>Ria de Aveiro</b>	<b>Tejo</b>	<b>Sado</b>	<b>Ria Formosa</b>	<b>Guadiana</b>
Recursos Hídricos afluentes	<b>50</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>4</b>
Capacidade Autodepuradora	<b>100</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>5</b>	<b>3</b>
Área e Demografia	<b>100</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>7</b>
Área		5	7	4	1	2	3	6
Demografia		6	2	4	1	3	5	7
% pop residente		6	2	4	1	3	5	7
Valor dos Recursos	<b>100</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>5</b>
Navegação		6	3	4	1	2	7	5
Pesca e outros		6	7	3	2	4	1	5
Aquicultura		6	7	2	4	3	1	5
Turismo e lazer		5	4	7	2	3	1	6
Interação c/ Águas Costeiras	<b>50</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>7</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>4</b>
Sedimentar		3	2	6	1	5	7	4
Outwelling N e P		3	1	7	2	6	5	4
Biodiversidade e Estatuto Conserv.	<b>100</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>4</b>
Importância Internacional	<b>50</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>1</b>
Ranking Final Importância		2300	2000	2600	1200	2350	2350	2350

**Quadro 7.2.18 - Sieriação/Hierarquização dos Problemas**

<b>Crítério /Sistema</b>	<b>Peso</b>	<b>Minho</b>	<b>Douro</b>	<b>Ria de Aveiro</b>	<b>Tejo</b>	<b>Sado</b>	<b>Ria Formosa</b>	<b>Guadiana</b>
Artificialização da bacia e ciclo hídrico	<b>50</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>2</b>	<b>6</b>
Impactes Geomorfológico e Sedimentológico	<b>100</b>	<b>4</b>	<b>7</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>1</b>
Perda de Recursos	<b>100</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>1</b>
Navegação		7	3	5	4	2	6	1
Pesca		4	5	3	7	6	2	1
P Específicos				4	4	3	2	1
Perda de Funções	<b>100</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>1</b>
Zonas de Viveiro		1	2	6	7	4	5	3
Rotas Migratórias		6	7	4	5	2	1	3
P Específicos			2		4	4		
Metais pesados e Xenobióticos	<b>100</b>	<b>2</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>1</b>	<b>3</b>
Contam. Fecal	<b>50</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>4</b>	<b>7</b>	<b>5</b>	<b>1</b>	<b>2</b>
Grau de Eutrofização	<b>50</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>3</b>
Blooms de Cianofíceas e Dinoflagelados	<b>50</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>5</b>
Pressão Humana	<b>100</b>	<b>4</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>3</b>
Press. Marginais		2	7	6	5	3	4	1
População/área		3	7	6	5	4	2	1
Carga de N		6	7	4	5	1	2	3
Carga de P		5	7	4	3	2	1	6
Ranking Final Problemas		2750	4050	3350	3750	2450	1550	1700

Em qualquer caso, considerado agregado, o estado dos principais estuários portugueses será por ordem decrescente de qualidade:

Ria Formosa > Guadiana > Sado > Minho > Ria de Aveiro > Tejo > Douro

ou em termos de urgência de intervenção:

Douro > Tejo > Ria de Aveiro > Minho > Sado > Guadiana > Ria Formosa

### 7.3. Caudais Ecológicos

#### 7.3.1. Usos da Água e Afectação dos Sistemas Hídricos

Em Portugal Continental, o crescimento da população e o desenvolvimento económico estão associados ao aumento dos consumos de água e à diversificação das utilizações, que tem conduzido, por sua vez, ao aumento do número de aproveitamentos hidráulicos, para produção de energia, abastecimento público e rega, usos aos quais estão frequentemente associados as actividades de recreio e lazer.

Os aproveitamentos hidráulicos alteram, genericamente, em maior ou menor grau, o regime hidrológico dos cursos de água a jusante, devido ao efeito de regularização de caudais, captação e derivação de água e às perdas por evaporação. A modificação do regime hidrológico é uma das mais importantes alterações antropogénicas no ambiente, com consequências importantes ao nível dos ecossistemas lóticos, dado que o caudal constitui um factor determinante na estrutura e diversidade das comunidades bióticas.

A jusante de um aproveitamento hidráulico verifica-se a redução do caudal médio, a diminuição da variação sazonal do caudal, a alteração da época de ocorrência dos caudais extremos, com a redução da magnitude das cheias e/ou a ocorrência de descargas não naturais. A modificação do regime hidrológico conduz à alteração da velocidade e da profundidade do escoamento, do regime de transporte sólido e da morfologia do leito, da temperatura e da qualidade da água.

O habitat das espécies dulciaquícolas é conseqüentemente afectado, perdendo complexidade e induzindo impactos nas comunidades bióticas, nomeadamente na composição específica, estrutura dos agrupamentos e relações inter e intraespecíficas. Assim, verifica-se um abaixamento da diversidade biótica, com tendência para a dominância de espécies de afinidades lênticas e/ou de espécies exóticas, e, por consequência, redução do grau de integridade ecológica e do estado de conservação dos ecossistemas.

Quanto à vegetação ripária as transformações processam-se em articulação com as da geomorfologia do curso. As alterações na estrutura do canal e na natureza dos materiais do leito são acompanhadas do avanço da vegetação colonizando as margens e o leito (*encroachment*), vegetação esta em que tendem a predominar espécies exóticas. Este processo é particularmente notório nos casos em que as albufeiras a montante tem uma grande capacidade de armazenamento relativamente ao escoamento da bacia drenante, i.e. tem uma grande capacidade de regularização não se verificando episódios de cheia a jusante.

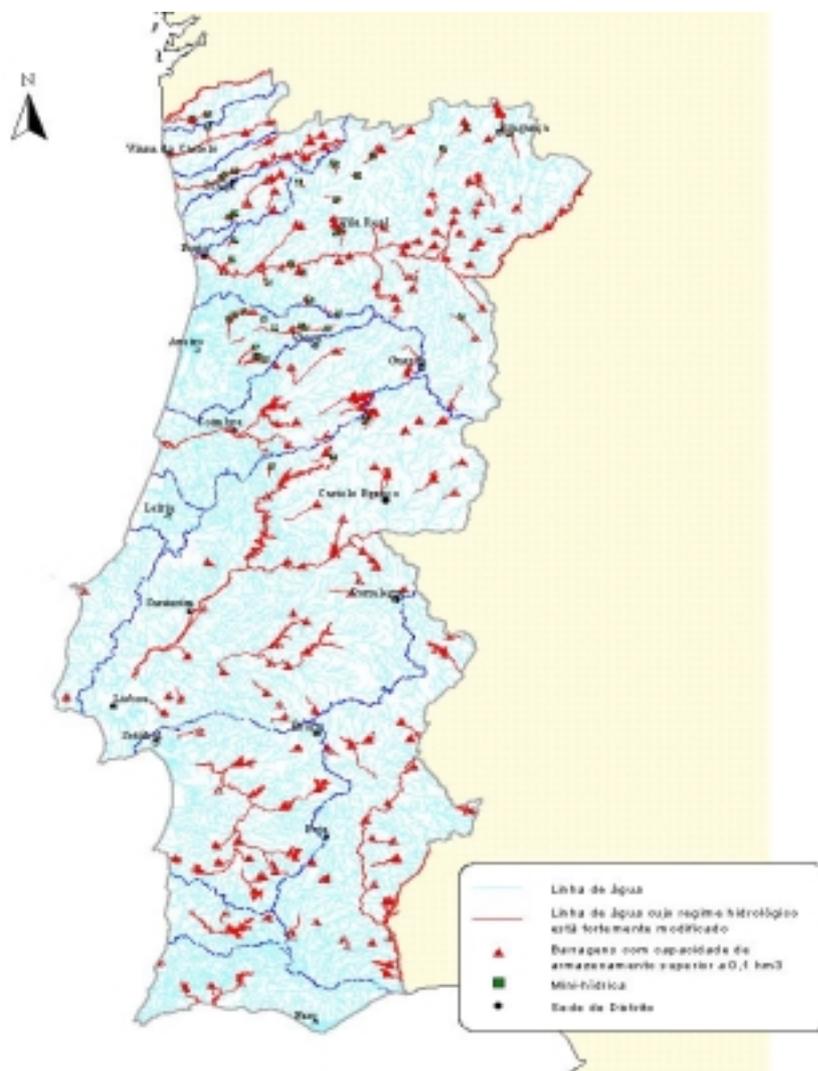
Na Figura 7.3.1 estão representados os troços dos cursos de água cujo regime hidrológico tem sido mais fortemente afectado, alguns dos quais desde inícios do século XX, devido à construção e exploração de aproveitamentos hidráulicos. A alteração do regime hidrológico, tem sido tanto ou mais profunda em função das características dos aproveitamentos, nomeadamente capacidade de regularização da albufeira, uso a que se destina (produção de energia eléctrica, rega ou abastecimento público) e regime de exploração.

Com base nos troços considerados como mais afectados (Figura 7.3.1), e considerando a totalidade da rede hídrica, 15,8% dos cursos de Portugal continental encontram-se alterados. Mas, se limitarmos a análise unicamente às 11 maiores bacias hidrográficas (com áreas superior a 1000 km<sup>2</sup>), o grau de afectação dos cursos principais ultrapassa 90%.

Salienta-se o caso dos rios internacionais (Minho, Lima, Douro, Tejo e Guadiana) cujas bacias hidrográficas são partilhadas com Espanha, que têm vindo a sofrer nas últimas décadas profundas alterações do seu regime hidrológico, sensíveis nas secções de fronteira, devido à construção de inúmeros aproveitamentos hidráulicos na parte espanhola das suas bacias hidrográficas. Refira-se, a título de exemplo, o caso do rio Guadiana na secção de Badajoz que apresenta uma redução actual do escoamento em regime natural de 50%.



Importa mencionar que, além das grandes barragens, existem numerosos pequenos aproveitamentos de interesse particular no Alentejo sobretudo destinados a rega, nomeadamente e a título de exemplo só na bacia portuguesa do Guadiana foram inventariados no âmbito do Plano de Bacia do Guadiana (2000) cerca de 1800 pequenos aproveitamentos hidráulicos. Por outro lado, no Norte do país existem antigas mini-hídricas e pequenos açudes associados a levadas que também não estão identificados na Figura 7.3.1. Tal permite afirmar que a extensão de cursos de água cujo regime hidrológico foi alterado está subavaliada.



**Figura 7.3.1 - Troços dos Cursos com Regimes mais Fortemente Alterados devido a Barragens com Capacidade de Armazenamento Superior a 0,1 hm<sup>3</sup>, já Existentes ou em Construção, e Mini-Hídricas Construídas desde 1989**

### 7.3.2. Os Caudais Ecológicos como Resolução do Problema

No sentido de minorar os impactos sobre os ecossistemas dulciaquícolas a jusante de aproveitamentos hidráulicos, têm sido desenvolvidos esforços no sentido de definir para cada aproveitamento hidráulico um *regime de caudais ecológicos*, isto é, um regime de caudais mínimos a manter no curso de água, que permitam assegurar a conservação e manutenção dos ecossistemas aquáticos naturais, a produção das espécies com interesse desportivo ou comercial, assim como a conservação e manutenção dos ecossistemas ripícolas, dos aspectos estéticos da paisagem ou outros de interesse científico ou cultural.

O estabelecimento de um regime de caudais ecológicos apenas com base nas necessidades das espécies piscícolas ou outras pode resultar na degradação do leito, alteração dos processos geomorfológicos, redução ou alteração da vegetação ripícola e alteração das funções da planície aluvial. Assim, a recomendação de um regime de caudais ecológicos deve envolver também caudais de limpeza (*flushing flows*, na terminologia anglo-saxónica) para remoção de materiais finos depositados e prevenção do crescimento da vegetação, caudais para a manutenção da estrutura do leito e da capacidade de transporte, caudais para manutenção da zona ripária, leito de cheia, características do vale e manutenção do nível freático, assim como caudais de manutenção dos ecossistemas associados aos cursos de água, tais como zonas húmidas e estuários.

O regime de caudais ecológicos é constituído por valores de caudal que variam ao longo do ano para atender às necessidades das espécies (agrupamentos ou comunidades), e é flexível em função das condições hidrológicas naturais que se verificam. Esta legislação constitui a base legal que tem permitido desde 1989 incluir no licenciamento de novos aproveitamentos hidráulicos, a obrigação de manter um caudal mínimo no curso de água a jusante da barragem para a minimização dos impactos negativos nos ecossistemas aquáticos.

O valor deste caudal é independente do caudal reservado, que tem de ser sempre garantido a jusante dos aproveitamentos hidráulicos, para a manutenção de usos já existentes, como sejam a rega e o abastecimento público ou outros usos. Para a generalidade dos aproveitamentos licenciados antes desta data, 91 à data do Decreto Regulamentar n.º 2/88 de 20 de Janeiro, não existe a obrigação de manter o caudal ecológico, apenas se verificando para alguns aproveitamentos a obrigação de manter o caudal reservado em cada ano, em particular em anos secos.

### 7.3.3. Enquadramento Legislativo do Caudal Ecológico

A obrigatoriedade de manter um caudal que permita a conservação e manutenção dos ecossistemas aquáticos está incluída no articulado da Lei de Bases do Ambiente (Lei n.º 11/87 de 7 de Abril) e no Decreto Lei n.º 70/92 de 2 de Março, ao ser referida a necessidade de tomar em consideração a protecção e conservação do ambiente no processo de planeamento, administração e utilização do domínio hídrico.

Mais recentemente o Decreto-Lei n.º 46/94 de 22 de Fevereiro, que estabelece o regime de licenciamento da utilização do domínio público, refere no “*Conteúdo dos títulos de captação da água para produção de energia hidroeléctrica*”, a necessidade de estabelecer os caudais ecológicos e reservado, e no “*Conteúdo da licença para a construção de obras hidráulicas*” a obrigatoriedade de instalação dos dispositivos necessários para deixar passar os caudais ecológico e reservado, no sentido de salvaguardar o interesse público e legítimos interesses de terceiros.

Por outro lado, o Decreto-Lei n.º 45/94 de 22 de Fevereiro, que regula o processo de planeamento de recursos hídricos e a elaboração e aprovação dos planos de recursos hídricos, estabelece como um dos objectivos do Plano Nacional da Água a conservação e recuperação dos ecossistemas aquáticos através da manutenção de um regime de caudais ecológicos. Ou seja, pela primeira vez, a atribuição da água para os valores ambientais é levada em conta no contexto da planificação e gestão de recursos hídricos.

O Decreto-Lei n.º 69/2000, de 3 de Maio, que aprova o regime jurídico da Avaliação de Impacte Ambiental, transpõe para a ordem jurídica interna a Directiva n.º 85/337/CEE, com as alterações introduzidas pela Directiva n.º 97/11/CE, do Conselho, de 3 de Março, e que revoga legislação anterior sobre este assunto datada de 1990, tem permitido estabelecer no âmbito do Processo de Avaliação de Impacte Ambiental de aproveitamentos hidráulicos caudais ecológicos para a minimização dos impactos ambientais gerados.

No caso dos rios internacionais, a “*Convenção sobre Cooperação para a Protecção e o Aproveitamento Sustentável das águas das bacias Luso Espanholas*” estabelece, com base nos seus artigos 10º, 13º e 16º “*a manutenção de um regime de caudais necessário para garantir o bom estado das águas, os usos actuais e previsíveis e o respeito do regime vigente dos Convénios de 1964 e 1968*”, que deverá ser proposto pela “*Comissão para a aplicação e o Desenvolvimento da Convenção*” e aprovado pela “*Conferência das Partes*” (Artigo 20º). Até à definição deste regime de caudais, aplica-se o regime provisório constante do Protocolo Adicional a esta Convenção.



Actualmente a necessidade de garantir determinados regimes de caudais face a objectivos de recuperação ou manutenção de estados de boa ou elevada qualidade ecológica é implicitamente reconhecida pela Directiva 2000/60/CE, de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. Com efeito, esta Directiva, considera no respectivo Anexo V o regime hidrológico, incluído nos elementos hidromorfológicos de suporte dos elementos biológicos, como um dos elementos de qualidade para a classificação do estado ecológico dos curso de água.

Face ao exposto, a conservação dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos no processo de planeamento, gestão e utilização dos recursos hídricos está consignada no direito português. No entanto, é essencial a manutenção de regimes de caudais ecológicos que estão expressos de forma implícita, e por vezes explícita, na legislação existente. Não são, contudo, definidos valores ou métodos para a sua determinação, excepto no caso dos rios internacionais cujos regime provisórios estão estabelecidos no Protocolo Adicional à “*Convenção sobre Cooperação para a Protecção e o Aproveitamento Sustentável das águas das bacias Luso Espanholas*”.

#### 7.3.4. Situação Actual dos Caudais Ecológicos em Portugal Continental

A determinação do caudal ecológico em Portugal Continental baseia-se, actualmente, no regime hidrológico natural assumindo-se que uma dada percentagem do módulo anual, garantirá o pretendido grau de integridade ecológica. O método utilizado pertence ao grupo dos métodos baseados em registos de caudais. No entanto, mais recentemente e para os grandes aproveitamentos hidráulicos como os Empreendimentos de Alqueva (1994), Enxoé (1998) ou Alto Lindoso e Touvedo ou, ainda, para os sectores internacionais dos rios Minho, Lima, Tejo, Douro e Guadiana, outra abordagem tem sido adoptada privilegiando metodologias que têm em conta o regime hidrológico natural e as características dos ecossistemas.

Em Portugal Continental, e desde 1989, os caudais ecológicos têm sido estabelecido do seguinte modo:

- *Aproveitamentos mini-hídricos e outros aproveitamentos a Norte do rio Tejo*: valor não inferior a 2,5 a 5% do caudal modular do curso de água, a manter todo o ano, sempre que o caudal instantâneo que ocorre em regime natural o permita.
- *Aproveitamentos Hidroagrícolas a Sul do rio Tejo*: valor igual ou superior a 5% do módulo, em ano médio, sempre e só se esse valor for inferior ou igual ao caudal médio mensal, caso contrário deverá manter-se o caudal médio nesse mês, podendo o caudal ser nulo nos meses de estiagem.
- *Grandes Aproveitamentos Hidráulicos*:
  - **Aproveitamento de Fins Múltiplos de Alqueva**: o regime de caudal ecológico foi definido segundo a Metodologia Incremental no âmbito do 2º Estudo de Impacte Ambiental (1994), recorrendo a informação base produzida no 1º Estudo de Impacte Ambiental (1986) (Quadro 7.3.1). Adicionalmente, deve ser considerado um caudal de limpeza, ou seja um caudal instantâneo superior a 300 m<sup>3</sup>/s, antecedido e seguido de caudais superiores a 25 m<sup>3</sup>/s. Neste momento está em curso um estudo no sentido de definir o regime de caudais necessário para a conservação do estuário do Guadiana, que poderá ter repercussões no regime estabelecido no 2º Estudo de Impacte Ambiental

**Quadro 7.3.1 - Regime de Caudal Ecológico no Rio Guadiana, Troço Pedrogão - Pulo do Lobo, em Ano Médio, Proposto no 2º Estudo de Impacte Ambiental do Aproveitamento de Fins Múltiplos de Alqueva**

	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set
Caudal ((m <sup>3</sup> /s)	4.0	19.0- 25.0	19.0- 25.0	19.0	19.0	11.0	13.0	13.0	6.3- 13.0	3.0- 4.0	2.6- 4.0	3.8- 4.0
Afluência ((hm <sup>3</sup> )	11.0	49.0- 65.0	51.0- 67.0	49.0	46.0	30.0	34.0	35.0	16.0- 34.0	8.0- 11.0	8.0- 11.0	10.0

- **Aproveitamento Hidráulico do Enxoé (1998)**, o regime de caudal ecológico definido teve em conta a hidrologia, a hidrogeologia e as características do ecossistema fluvial, nomeadamente da

comunidade piscícola. Foi, também, proposto um Programa de Monitorização para avaliar da eficácia do regime de caudal ecológico estabelecido, que ainda não chegou a ser implementado.

- **Aproveitamento Hidroeléctrico do Alto Lindoso e Touvedo:** tem sido mantido um regime provisório até à conclusão do *Estudo Experimental para a Definição do Caudal Ecológico do rio Lima*, prevista para 2001. Tem sido estabelecido o seguinte regime de caudal ecológico: 0,5 m<sup>3</sup>/s de Junho a Setembro, inclusive, e 2 m<sup>3</sup>/s de Outubro a Maio, inclusive. No caso do Aproveitamento Hidráulico do Touvedo tem sido assegurada a descarga de um caudal de 4 m<sup>3</sup>/s, valor proposto no Estudo de Impacte Ambiental, desconhecendo-se os critérios que levaram à sua definição.
- Planos de Bacia Hidrográfica dos Rios Internacionais: foram incluídas na Síntese dos Planos das Bacias Hidrográficas dos rios Luso-Espanhóis, de Outubro de 2000, propostas de regimes de caudais ecológicos para as secções internacionais dos rios Minho, Lima, Douro, Tejo e Guadiana, calculados com base em métodos baseados em registos de caudais, adequados ao planeamento de recursos hídricos à escala da bacia hidrográfica, tendo-se em conta algumas das principais características ecológicas destes rios, como por exemplo a época de reprodução das espécies piscícolas (Quadro 7.3.2). No entanto, segundo a “Convenção sobre Cooperação para a Protecção e o Aproveitamento Sustentável das águas das bacias Luso Espanholas”, estes regimes deverão ser submetidos à “Comissão para a aplicação e o Desenvolvimento da Convenção” e aprovado pela “Conferência das Partes”. Até à definição de um regime definitivo de caudais, aplica-se o regime provisório constante do Protocolo Adicional a esta Convenção.

**Quadro 7.3.22 - Propostas de Regimes de Caudais Ecológicos para as Secções Internacionais dos Rios Minho, Lima, Douro, Tejo e Guadiana, Propostas na Síntese dos Planos das Bacias Hidrográficas dos Rios Luso-Espanhóis**

		Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Ano
Minho	Caudal (m <sup>3</sup> /s)	5,6	19,3	42,2	55,6	324,5	243,4	178,2	124,7	12,7	6	3,7	3,1	83,3
	Afluência (hm <sup>3</sup> )	15,0	50,0	113,0	149,0	785,0	652,0	462,0	334,0	33,0	16,0	10,0	8,0	2627
Lima	Caudal (m <sup>3</sup> /s)	3,0	4,0	8,0	10,0	45,0	44,0	32,0	25,0	15,0	3,0	3,0	3,0	16
	Afluência (hm <sup>3</sup> )	8,0	10,4	21,4	26,8	108,9	117,8	82,9	67,0	38,9	8,0	8,0	7,8	506
Douro	Caudal (m <sup>3</sup> /s)	23,9	52,5	84,4	103	298,4	244,9	185,6	133,7	35,1	14,2	5,2	7,3	97,7
	Afluência (hm <sup>3</sup> )	64,0	136,0	226,0	276,0	722,0	656,0	481,0	358,0	91,0	38,0	14,0	19,0	3081
Tejo	Caudal (m <sup>3</sup> /s)	11,6	27,4	41,8	50,8	324,5	261,4	232,6	146,7	63,3	5,2	3,7	5	96,1
	Afluência (hm <sup>3</sup> )	31,0	71,0	112,0	136,0	785,0	700,0	603,0	393,0	164,0	14,0	10,0	13,0	3032
Guadiana	Caudal (m <sup>3</sup> /s)	10,1	23,1	104,2	104,2	104,2	104,2	104,2	66,8	15,8	16,1	10,1	10	56
	Afluência (hm <sup>3</sup> )	10,1	60,0	279,0	279,0	252,0	279,0	270,0	179,0	41,0	43,0	27,0	26,0	1766

Na Figura 2 estão representados os troços das linhas de água a jusante de grandes barragens com capacidade de armazenamento superior a 0,1 hm<sup>3</sup> licenciadas antes de 1989 e para os quais não está estabelecido nenhum regime de caudal ecológico, de aproveitamentos mini-hídricos e aproveitamentos hidroagrícolas licenciados em data posterior a 1989 e com regimes de caudais ecológicos provisórios, e de grandes barragens para as quais foram ou serão brevemente estabelecidos regimes de caudais ecológicos (Enxoé, Alto Lindoso e Touvedo).

A extensão de cursos de água para que estão, ou estarão em breve, definidos regimes de caudais ecológicos representa unicamente 7,0% da extensão total considerada como afectada devido aos aproveitamentos hidráulicos..

### 7.3.5. Diagnóstico

A actual situação em Portugal Continental caracteriza-se pela existência de um número elevado de aproveitamentos hidráulicos (cerca de 150 grandes barragens) que continuará a aumentar no futuro, por um número muito elevado e sempre crescente de pequenas barragens para rega em particular no Sul do país e, em menor escala, por um número crescente de aproveitamentos mini-hídricos, em especial no Norte do País.



Ao mesmo tempo, constata-se que algumas das grandes barragens estão situadas em áreas da Rede NATURA 2000, como sejam o Parque Natural da Serra da Estrela e o Parque Natural de Montezinho, ou que estão em análise novos aproveitamentos hidráulicos para essas mesmas áreas, como por exemplo para o Sítio da Rede Natura 2000 “Rio Sabor e Maçãs” ou para o Sítio da Rede Natura 2000 “Alto Côa”. As consequências significativas no grau de integridade e no estado de conservação dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos.

A percentagem da extensão afectada relativamente à totalidade da rede hídrica é de 15,8%. Considerando unicamente os cursos principais das bacias hidrográficas com área superior a 1000 km<sup>2</sup> o grau de afectação ultrapassa 90% o que, por si só traduz a dimensão das alterações provocadas nos maiores cursos.

Os impactos efectivos dos aproveitamentos hidráulicos nos ecossistemas lóticos e ribeirinhos são, no entanto, difíceis de caracterizar e quantificar, não só porque não têm sido feitos esforços concertados nesse sentido, mas porque, apesar de algum trabalho desenvolvido nas 2 últimas décadas, há ainda lacunas evidentes de conhecimento sobre os sistemas ecológicos em território nacional em geral, e, em particular, sobre a compreensão dos processos relevantes a eles associados (cf. Lacunas de conhecimento).

A protecção e a conservação dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos no processo de planeamento, administração e utilização dos recursos hídricos está consignada no direito português. No entanto, para atingir este objectivo é essencial a manutenção de regimes de caudais ecológicos. Na legislação existente não estão, no entanto, definidos valores ou métodos para a sua determinação, como seria desejável.

Contudo, a legislação existente tem garantido que seja incluído na licença dos aproveitamentos mini-hídricos, desde 1989, e dos novos aproveitamentos hidráulicos sujeitos ao Processo de Avaliação de Impacte Ambiental, desde 1990, a exigência de manter um regime de caudais ecológicos.

Na generalidade dos casos, e com excepção dos Aproveitamentos de Alqueva, do Enxoé, e do Alto Lindoso e Touvedo, os regimes de caudais ecológicos têm sido estabelecidos com base em registos históricos de caudais, que garantem, em princípio, um certo grau de integridade dos ecossistemas lóticos e ribeirinhos.

Contudo, persiste a inexistência de monitorização, motivada pela ausência de definição de Programas de Monitorização, frequentemente propostos no âmbito dos processos de Avaliação de Impacte Ambiental, ou pela impossibilidade de concretização por ausência de financiamento, como no caso do Aproveitamento Hidráulico do Enxoé. Este teria contribuído para compreender as relações entre caudais e variáveis bióticas, esclarecendo processos de natureza complexa, e ainda teria permitido avaliar a eficácia do regime de caudais ecológicos implementados, e consequentemente possibilitado o seu posterior ajustamento.

Por outro lado, a falta de fiscalização por parte das entidades competentes, as actuais Direcções Regionais de Ambiente e Ordenamento do Território, leva a um desconhecimento sobre o actual grau de cumprimento da condição de licenciamento que constitui a manutenção de caudais ecológicos.

Tendo em conta a situação descrita há, pois, que salientar os seguintes aspectos:

- 1) A actual inexistência de métodos e critérios para o estabelecimento de regimes de caudais ecológicos que permitam cumprir o estabelecido no direito português relativamente a conservação dos ecossistemas; marinhas no estuário e zona costeira adjacente
- 2) A resolução da questão do ponto anterior passa, inevitavelmente, por:
  - a) Conhecimento dos sistemas aquáticos e ribeirinhos em território nacional e compreender os processos relevantes a eles associados,
  - b) Definição de objectivos precisos quanto à conservação dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos,
  - c) Inserção no novo quadro institucional e normativo nacional dos métodos e critérios a utilizar, tendo em conta a especificidade dos ecossistemas e os diferentes tipos de aproveitamentos hidráulicos;
- 3) Os programas de monitorização constituem um instrumento fundamental para aumentar o conhecimento relativamente aos processos naturais dependentes do caudal e aferir e melhorar os métodos estabelecidos, devendo ser contemplados no novo quadro institucional e normativo nacional;
- 4) O novo quadro institucional e normativo nacional no que se refere aos regimes de caudais ecológicos deverá considerar quatro tipos de situações: aproveitamentos anteriores a 1989/90, aproveitamentos

licenciados em data posterior para os quais foram definidos caudais ecológicos de forma expedita e agora considerada provisória, aproveitamentos licenciados em data posterior a este Plano e caudais ecológicos dos rios internacionais, Lima, Minho, Douro, Tejo e Guadiana, que segundo a “*Convenção sobre Cooperação para a Protecção e o Aproveitamento Sustentável das águas das bacias Luso Espanholas*” deverão ser propostos à “*Comissão para a aplicação e o Desenvolvimento da Convenção*” e aprovados pela “*Conferência das Partes*”. Para cada uma destas situações serão estabelecidas estratégias de implementação de regimes de caudais ecológicos;

- 5) Os aproveitamentos de Alqueva, e do Alto Lindoso e Touvedo, e outros a considerar, poderão ser seleccionados como projectos piloto para aferição e validação dos métodos estabelecidos neste Plano;
- 6) A necessidade de implementar regimes de caudais ecológicos em aproveitamentos hidráulicos já construídos obriga a que sejam estudadas soluções técnicas viáveis que permitam a descarga controlada destes caudais, o que deverá ser alvo de estudo específico.

### 7.3.6. Lacunas de Informação

É genericamente reconhecido que a alteração do regime hidrológico dos cursos de água provocada pelos aproveitamentos hidráulicos tem consequências significativas e negativas no grau de integridade ecológicas dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos no sector a jusante. No entanto, a caracterização dessas alterações é problemática, já que não se dispõe de informação suficiente sobre as necessidades de regime hidrológico de diversos componentes bióticos e as consequências da modificação de caudais sobre a estrutura das comunidades em geral. O esforço desenvolvido no país ao longo das 2 últimas décadas por diversas instituições e pela comunidade científica em geral (que durante décadas dependeu exclusivamente ou quase da investigação universitária, realizando-se ao sabor dos gostos individuais, das estratégias curriculares e dos irregulares financiamentos de que dependem ou dependiam os universitários) é ainda insuficiente.

Não se afigura possível a resolução destes problemas a curto prazo e de outro modo que não seja com o desenvolvimento de programas de monitorização. Estes deverão permitir avanços significativos na compreensão de processos actualmente ainda mal esclarecidos, designadamente quanto às implicações do regime hidrológico em (i) manutenção da geomorfologia do canal fluvial, (ii) grau de integridade das comunidades aquáticas, (iii) estrutura dos agrupamentos piscícolas, (iv) conservação de espécies piscícolas endémicas, (v) abundância de espécies piscícolas exóticas, (vi) conservação dos corredores ripários com maior integridade e valor de conservação, (vii) dinâmica sedimentar nas zonas estuarinas, (viii) entrada e reprodução de peixes migradores diádromos, (ix) valor do estuário como viveiro (*nursery*), e (x) abundância de espécies piscícolas

