



DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DA VIDA

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

Desenvolvimento e aplicação de uma ferramenta de avaliação do Estado de Qualidade Ecológica das Massas de Águas Costeiras e de Transição com base nas plantas de sapal

Contributo para a implementação da DQA em Portugal

Dissertação apresentada à Universidade de Coimbra para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Biodiversidade e Biotecnologia Vegetal, realizada sob a orientação científica do Professor Doutor Leonel Pereira (Universidade de Coimbra) e do Professor Doutor João Neto (IMAR, Universidade de Coimbra)

Patrícia Alexandra Rodrigues de Oliveira

2011

Diversas pessoas colaboraram directa ou indirectamente para a realização deste trabalho, com sugestões, ideias, críticas e opiniões. Outros contribuíram com amizade, afecto, carinho. Receando esquecer alguém agradeço a todos aqueles que conviveram comigo nestes últimos dois anos. Gostaria de destacar algumas pessoas que foram especialmente importantes.

Agradeço:

Ao meu orientador, Professor Doutor Leonel Pereira, pela disponibilidade manifestada para orientar este trabalho. Obrigada pelos oportunos conselhos, pela acessibilidade, cordialidade e simpatia demonstradas, em todo este processo.

Ao co-orientador, Doutor João Magalhães Neto pela ajuda na realização do trabalho de campo e por tudo aquilo que me permitiu aprender, durante a realização deste trabalho, ao aceitar ser meu co-orientador. Obrigada pelas valiosas sugestões e pelos desafios que me propôs.

Ao IMAR - Instituto do Mar, a quem devo o apoio técnico e logístico necessário para a realização deste estudo.

Ao Pablo Barría e Dimitri Vilhena, os meus braços direitos. Obrigada pela amizade, apoio e boa disposição que sempre manifestaram. Sem vocês não teria sido a mesma coisa.

Aos colegas Thiago Couto e Filipa Bessa pela leitura crítica deste documento, pelos inúmeros conselhos e sugestões.

À Tânia Fernandes e Rui Gaspar, pela disponibilidade, ajuda e incentivo ao longo deste trabalho.

A todos os meus amigos que me apoiaram ao longo de todo este processo, aceitando as minhas constantes ausências. Um obrigada especial à Vanessa Bessa, pela sua incansável amizade a qualquer hora e em qualquer momento. Ao António Salazar, pela sua preciosa ajuda no Inglês. Ao João Bernardino, à Isabel Rodrigues e ao Rui Carvalho por acreditarem em mim e me incentivarem, mesmo quando o cansaço dominava. E claro, à Ana Pinto, pelos conselhos, pela paciência, pela ajuda. Viver comigo não é de todo uma tarefa fácil.

Às minhas companheiras de escrita, Monyke Lucena, Sue-Anne Bloom e Vanessa Modesto. Obrigada por me terem aturado.

Ao Tiago Mendes, pela presença, pelo apoio e compreensão, mas também pela sua ajuda e incontáveis momentos de carinho. Obrigada por todo o apoio nas minhas crises existenciais. “Já disse que te odeio?”

Finalmente, e mais importante, gostaria de dedicar este trabalho aos meus pais e à minha irmã que apesar da sua tenra idade sempre torceu por mim. Obrigada por me terem dado esta oportunidade, pela confiança, pelo apoio e por estarem sempre presentes em todos os capítulos da minha vida.

O presente estudo foi conduzido usando meios providenciados pelo projecto EEMA (Avaliação do Estado Ecológico das Massas de Água Costeiras e de Transição e do Potencial Ecológico das Massas de Água Fortemente Modificadas), sendo este financiado pelo Fundo de Coesão no âmbito do Eixo Prioritário III (Prevenção, Gestão e Monitorização de Riscos Naturais e Tecnológicos), Domínio de Combate à Erosão e Defesa Costeira, do Programa Operacional Temático Valorização do Território (POVT).

Resumo

A Directiva Quadro da Água Europeia (DQA) reconhece as angiospérmicas como um dos cinco elementos biológicos a serem utilizados para avaliar a qualidade ecológica das massas de água. Inicialmente apenas as ervas marinhas estavam contidas neste elemento no entanto, mais recentemente, foram incluídos também os sapais.

Este trabalho propôs-se a apresentar e testar ao longo do tempo (no caso do estuário do Mondego) uma metodologia de avaliação da qualidade ecológica, que tivesse por base as plantas de sapal, inseridas no elemento biológico angiospérmicas e respondesse aos parâmetros exigidos pela DQA, “composição taxonómica” e “abundância”. Não se verificou no final, uma variação do Estado de Qualidade Ecológica (EQS) ao longo do tempo: massa de água um (WB1) registou sempre um EQS “Razoável” em todos os anos avaliados, sucedendo o mesmo com a massa de água dois (WB2), tendo-lhe sido no entanto, atribuído um EQS “Bom”.

Posteriormente procurou-se abranger este índice a outros locais, nomeadamente Ria de Aveiro e Lagoa de Óbidos, para verificar se a metodologia respondia a diferentes tipologias (respectivamente, águas de transição e águas costeiras).

Finalmente a DQA obriga a realização do Exercício de Intercalibração com a finalidade de assegurar a consistência e comparabilidade dos sistemas de monitorização dos vários Estados-Membros e, nesse sentido, propôs-se comparar metodologia aqui apresentada com outras já existentes, nomeadamente as metodologias propostas por Best *et al* (2007) e Garcia *et al* (2009), chegando-se á conclusão que no futuro novas aplicações, intercalibração e validação das métricas são necessárias de forma a ajustar melhor as fronteiras entre as respectivas classes de qualidade e avaliar correctamente as suas fraquezas e mais valias.

Abstract

The European Water Framework Directive (WFD) acknowledges angiosperms as one of five biologic elements being used to evaluate water body's ecological quality. Initially this element was limited to sea weeds, however, more recently, salt marsh were also included.

This work aim to present and test (over time, in the Mondego's estuary case) an ecological quality evaluation method, which had salt marsh as base, inserted in the angiosperm biological element, and responded to WFD required parameters, "taxonomic composition" and "abundance". In the end, wasn't verified an Ecological Quality Status (EQS) variation over time: water body one (WB1) always registered a "Reasonable" EQS in all evaluated years, the same happened with water body two (WB2) graded, however, with a "Good" EQS.

Lately was tried to embrace this classification index to other locations, Ria de Aveiro and Lagoa de Óbidos, to assess the methodology feedback to different typologies (transitional waters and coast waters, respectively).

Finally, WFD forces the execution of Intercalibration Exercise, in order to ensure the consistency and comparability of Member States monitoring systems, proposing, to that effect, to compare the presented methodology with other existing, particularly those presented by Best *et al* (2007) and Garcia *et al* (2009), concluding that new metrics applications, intercalibrations and validations are needed in the future, in order to better fit the quality classes boundaries and correctly evaluate the metrics weaknesses and capital gains.

Palavras-chave

Sapal; Directiva Quadro da Água; Ferramenta de Avaliação; Estuário do Mondego

Índice

1. Introdução	
1.1. A nova política Europeia da água – Directiva Quadro da Água	2
1.2. Angiospérmicas como excelentes indicadores biológicos	3
1.3. Metodologias de avaliação do Estado de Qualidade Ecológica, com base nas plantas de sapal	5
1.4. Objectivos do trabalho	6
2. Materiais e Métodos	
2.1. Das Regiões Hidrográficas aos Locais de Estudo	8
2.2. Metodologias da Avaliação do Estado Ecológico em Sapais	14
2.2.1. Índice SMAT – informação geral	21
2.2.2. Best <i>et al.</i> (2007) – informação geral	24
2.2.3. Garcia <i>et al.</i> (2009) – informação geral	26
3. Resultados	
3.1. Inventariação das espécies	30
3.2. Aplicação do índice SMAT	31
3.3. Aplicação de outras metodologias	38
3.3.1. Best <i>et al.</i> (2007)	38
3.3.2. Garcia <i>et al.</i> (2009)	40
4. Discussão	
4.1. Aplicação do índice SMAT	45
4.2. Aplicação de outras metodologias	46
5. Conclusão e Considerações Finais	48
6. Bibliografia	50
Anexo	vii

1. Introdução

1.1. A nova política Europeia da água - Directiva Quadro da Água

No início do século XXI, o planeta Terra, simultaneamente, com toda a sua abundância e diversidade em termos de vida, incluindo os mais de 6 mil milhões de humanos, depara-se com uma séria crise de água.

O uso de água “per capita” está a intensificar-se e a população está a crescer. Desta forma, a percentagem de recursos hídricos aproveitados para o consumo humano está a aumentar, tornando-se a água cada vez mais escassa e, quando disponível, a sua qualidade revela-se reduzida. Todos os sinais sugerem que esta situação continuará ou agravar-se-á, a menos que certas medidas atenuantes sejam tomadas. Por outro lado, muitos autores (Falkenmark e Rockstroem, 1996; Moss, 2004; Johnson *et al.*, 2001) sugerem que esta é uma crise essencialmente a nível da administração da água, originada pelo seu mau aproveitamento, mais do que pelo seu abastecimento (White e Howe, 2004). Assim, a problemática da água é tanto uma questão de quantidade como de qualidade. Neste, a partir da década de 70, os governos começaram a legislar com mais precaução as questões da água. Como tal, desde 1977 que por todo o Mundo têm-se assistido a inúmeras conferências¹ centradas sobre a problemática da água e, a melhor forma de enfrentar as dificuldades já experimentadas e as previstas para um futuro não muito distante. Nestas conferências, foi também debatido que as metodologias tradicionais de classificação de águas, baseadas em características físicas, químicas e bacteriológicas, já não suficientes para atender aos múltiplos usos da água, sendo estes particularmente deficientes na avaliação da qualidade estética, recreativa e ecológica do ambiente (Falkenmark e Rockstroem, 1996).

Deste modo, para a realização de avaliações eficientes, é de fundamental importância a aplicação de análises multivariadas da qualidade da água, juntando as respostas das metodologias tradicionais de avaliação aos aspectos biológicos do sistema.

O uso de elementos biológicos (animais, plantas, microrganismos) e suas complexas interações com o meio ambiente, respondem de maneira diferenciada às modificações da paisagem, produzindo informações, que não só indicam a presença de poluentes, mas proporcionam também uma melhor informação do seu impacto na qualidade dos ecossistemas (Souza, 2001). Efectivamente, a ausência ou presença destes

¹ Conferência da Água das Nações Unidas em Mar del Plata, em 1977; Conferência das Nações Unidas sobre a Água e o Ambiente, em Dublin, em 1992; Conferência das Nações Unidas sobre o Ambiente e Desenvolvimento, em 1992, no Rio de Janeiro)

organismos, o comportamento dos factores biológicos e as suas interacções com os elementos físico-químicos do meio, não só expressam a qualidade de um ecossistema, como também podem revelar informações acerca do seu passado físico-químico (Souza, 2001).

Foi desta ideia que resultou a criação da Directiva Quadro Água Europeia (DQA), sendo posteriormente oficializada a 22 de Dezembro de 2000 no Jornal Oficial das Comunidades Europeias. No entanto, em Portugal, só entrou em vigor a 29 de Dezembro de 2005, decreto-lei nº58/2005 (Diário da Republica nº249, Série I.A. de 2005-12-29).

Os seus objectivos estão muito bem definidos. A DQA foi elaborada para estabelecer um enquadramento para a protecção das águas de superfície interiores, águas de transição, águas costeiras e águas subterrâneas de modo a: (i) evitar a degradação e promover a protecção e melhoramento do estado ecológico dos ecossistemas aquáticos e terrestres e zonas húmidas; (ii) promover o consumo sustentável da água com base na sua protecção a longo prazo; (iii) proteger e promover a melhoria do ambiente aquático, usando medidas de redução do impacto das actividades antropogénicas; (iv) assegurar a diminuição ou evitar o agravamento da poluição nas águas subterrâneas; e (iv) contribuir para a mitigação dos efeitos de inundações e secas.

No geral, o seu objectivo final é o de alcançar o bom estado de todas as águas europeias até 2015 (Borja, 2005). Nos caso em que o estado da água já seja “Bom”, esse estado deve ser mantido ou melhorado.

1.2. Angiospérmicas como excelentes indicadores biológicos

Segundo a Directiva, existem três tipos diferentes de elementos básicos de qualidade para avaliação do estado ecológico: indicadores biológicos ou elementos de qualidade biológica, elementos de qualidade físico-química e hidromorfológica de suporte (Gaspar, 2007). A avaliação biológica é a base para a classificação do ecossistema aquático. As condições hidromorfológicas e as condições físico-químicas são consideradas como elementos de suporte que condicionam e determinam as comunidades biológicas.

A Directiva Quadro da Água Europeia (DQA) reconhece as angiospérmicas como um dos cinco elementos biológicos a serem utilizados para avaliar

a qualidade ecológica das massas de água. Inicialmente apenas as ervas marinhas estavam contidas neste elemento, no entanto, mais recentemente foram incluídos também (Best *et al.*, 2007).

Segundo Mitsch e Gosselink (2000) os sapais são dos ecossistemas mais produtivos do mundo. Estes fazem parte das zonas húmidas geradas por sedimentos oriundos de rios e mares, que são inundados periodicamente pelas marés altas e onde prosperam comunidades de plantas e animais, especialmente adaptados às condições aqui existentes. Estes formam a parte superior da zona intertidal, a interface entre a terra e o mar, são fortemente influenciados por processos geomorfológicos, físicos e biológicos, tais como sedimentação, regime de marés padrões de vento e ondas (Bakke, 2005).

Por se situarem entre o mar e a terra, os sapais experimentam tanto os efeitos da água salgada como da água doce tornando-os em locais extremamente difíceis de habitar devido às grandes variações diárias de salinidade, água, temperatura e oxigénio. Sabe-se que poucas são as plantas capazes de sobreviver nestas condições tão hostis. De facto, as plantas de sapal são espécies halófitas que desenvolveram mecanismos biológicos e fisiológicos de forma a ajustar-se a estas condições ambientais extremas, isto é, encontram-se adaptadas a completar os seus ciclos de vida em ambientes salinos (Flowers, 1975; Flowers *et al.*, 1986).

Por outro lado, a distribuição espacial destas espécies, não é aleatória, muito pelo contrário, está organizada em manchas características, cuja observação (Chapman, 1974) tem despertado um crescente interesse neste fenómeno denominado zonação. Efectivamente, já vários autores (e.g. Waisel, 1972; Chapman, 1974; Beeftink, 1977; Bockelmann *et al.*, 2002) procuraram não só descrever a distribuição vertical das espécies conforme níveis de inundação e/ou elevação do substrato, como também avaliar quais outros factores ambientais que sejam importantes nesta variação.

Algumas das primeiras hipóteses associaram o fenómeno de zonação ao conceito de “sucessão” (Chapman, 1974; Odum, 1969; Glenn-Lewin *et al.*, 1992), ou seja, a substituição de espécies vegetais numa sequência ordenada, em termos de colonização e desenvolvimento. Esta teoria é baseada no pressuposto de após uma fase inicial de colonização, o substrato seria mais estável e os sedimentos seriam aprisionados pela vegetação. Isto permitirá a outras espécies invadirem o sapal, produzindo mudanças direccionadas para atingir o estado de clímax, isto é, um ecossistema estável e maduro (Odum, 1971).

No entanto, nem sempre a dinâmica da vegetação segue estes padrões de sucessão por si só, reportando para a necessidade de identificar e avaliar o contributo de outros factores (físicos, químicos e bióticos) que podem afectar a fisiologia das plantas e alterar a dinâmica supracitada. A salinidade do meio, a amplitude e energia das marés são repetidamente mencionadas como os principais factores ambientais a que responde a distribuição das espécies nos sapais (Valiela e Teal, 1979) e, recentemente, a capacidade competitiva e a tolerância fisiológica também foram considerados factores determinantes, tal como os de origem antropogénica. (Valiela e Teal, 1979).

Os sapais encontram-se situados nas proximidades de áreas densamente povoadas e industrializadas, logo recebem constantemente inputs de poluentes provenientes de descargas de águas residuais domésticas, industriais e os efluentes da lixiviação dos campos agrícolas. Inundações periódicas nos sapais, por efeito das marés, fornecem grandes quantidades destes poluentes, muitos destes sob a forma de nutrientes que em condições elevadas se podem tornar tóxicos, o que pode levar a uma redução da biodiversidade do habitat. Dada a condição de se encontrarem normalmente fixas ao substrato, estas comunidades de sapal, integram os efeitos da exposição prolongada a nutrientes ou outros poluentes, o que faz delas excelentes sensores biológicos das condições ambientais e das tendências evolutivas dos ecossistemas que integram. Isto porque, mesmo que a vegetação seja altamente especializada e adaptada, perante uma situação extrema, poderá levar à modificação da composição vegetal, nomeadamente, ao desaparecimento das espécies mais sensíveis e à sua substituição por espécies altamente resistentes (Bakke, 2005).

1.3. Metodologias de avaliação do Estado de Qualidade Ecológica, com base nas plantas de sapal

Ao longo do tempo e no sentido de atingir os objectivos a que se propõe, a Directiva Quadro Água tem promovido o desenvolvimento de ferramentas e metodologias robustas, fáceis de usar e de repetir e cujo principal objectivo é avaliar a qualidade do habitat. No entanto, no que diz respeito aos sapais, pertencentes a sistemas estuarinos (sub-sistema intertidal), os estudos são ainda escassos (Vinagre, 2007).

Segundo a Directiva, os parâmetros de avaliação exigidos relativamente às plantas de sapal são a “Abundância” e a “Composição Taxonómica. As condições de referência devem se definidas para cada tipo de água através de (i) locais não

perturbados ou com apenas uma perturbação muito baixa (ii) informação e dados históricos (iii) modelos (iv) ou avaliação por especialistas (PEC, 2000). Seguidamente, deve ser quantificado o desvio a que a comunidade de plantas de sapal se apresenta das condições de referência usando o “Rácio de Qualidade Ecológica” (EQR, do inglês Ecological Quality Ratio), que varia entre zero (0) e um (1). Para que esta informação seja visualizada mais facilmente esta escala foi dividida em cinco partes, correspondendo a cada fracção um dos Estados de Qualidade Ecológica (EQS, do inglês Ecological Quality Status): “Excelente”, “Bom”, “Razoável”, “Medíocre” e “Mau”. Assim a valores de ERQ próximos de zero (0) corresponde um Estado de Qualidade “Mau” e a valores do mesmo rácio próximos de um (1), um estado “Excelente”. Finalmente, a classificação do Estado Ecológico deve ser expressa na relação entre os diferentes elementos de qualidade biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos segundo as definições normativas do Anexo V, da DQA (PEC, 2000).

Já publicada encontra-se a metodologia proposta por Best *et al.* (2007), cujos parâmetros de avaliação são a extensão/área do sapal (dentro de uma massa de água), a composição taxonómica e o padrão de distribuição das espécies vegetais (zonação). E mais recentemente, a métrica proposta por Garcia *et al.* (2009) baseada em parâmetros como a composição, abundância, cobertura e variação na extensão da área de sapal integrando assim, os requisitos apresentados pela DQA, para a avaliação deste elemento.

1.4. Objectivos do trabalho

Deste modo, como forma de colmatar as necessidades criadas pela implementação da directiva, o trabalho teve como objectivos: (i) o desenvolvimento de uma ferramenta eficaz na avaliação do Estado de Qualidade Ecológica dos sapais em Portugal – SMAT, do inglês Saltmarsh Assesment Tool; (ii) aplicação da mesma ao longo do tempo (Mondego 1995-2010) e para as diferentes tipologias (águas de transição - Estuário do Mondego e águas costeiras - Lagoa de Óbidos); (iii) comparação do índice SMAT com outras metodologias já existentes nomeadamente, a metodologia proposta por Best *et al.* (2007) e a proposta por Garcia *et al.* (2009).

2. Materiais e Métodos

2.1. Das Regiões Hidrográficas aos Locais de Estudo

A DQA estabelece um quadro de acção comunitário no domínio da política da água, sendo a sua principal unidade de planeamento a região hidrográfica, que corresponde à área de terra e de mar constituída por uma ou mais bacias hidrográficas contíguas e pelas águas subterrâneas e costeiras que lhes estão associadas (PEC, 2000). Os Estados-Membros devem recensear todas as bacias hidrográficas situadas no seu território e associá-las a regiões hidrográficas. O território nacional está subdividido em dez regiões hidrográficas, oito em Portugal Continental e duas correspondentes às Regiões Autónomas.

Posteriormente, em cada região, de forma a avaliar o estado da água, é necessário dividir as águas existentes nas seguintes categorias: águas subterrâneas e águas de superfície, sendo que nas últimas são incluídos rios, lagos, águas de transição e águas costeiras. Na Figura 1 são apresentados os limites geográficos das regiões hidrográficas de Portugal Continental e as categorias das massas de água existentes em cada região. Os nossos locais de estudo são caracterizados pelas águas de transição, Estuário do Mondego e Ria de Aveiro, e águas costeiras, Lagoa de Óbidos.

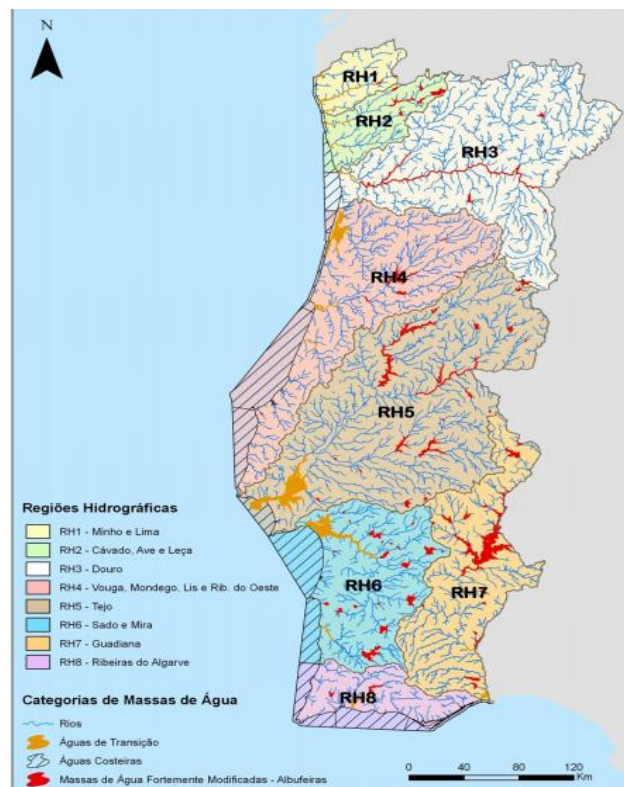


Figura 1 : Mapa com os limites geográficos e categorias de cada região hidrográfica (segundo o Instituto da Água, 2005).

Neste contexto, águas de transição são massas de água de superfície na proximidade da foz dos rios, que têm carácter parcialmente salgado em resultado da proximidade de águas costeiras, mas que são significativamente influenciadas por cursos de água doce. As águas de transição são reconhecidas em toda a Europa como sendo difíceis de classificar, pois cada uma é única. Seguindo ainda os requerimentos da DQA o Projecto Ticor (Typology and Reference Conditions for Portuguese Transitional and Coastal Waters) (Bettencourt *et al.*, 2004) foi levado a cabo em Portugal com o objectivo de definir apropriadamente as tipologias das águas costeiras e de transição (Fig. 2).

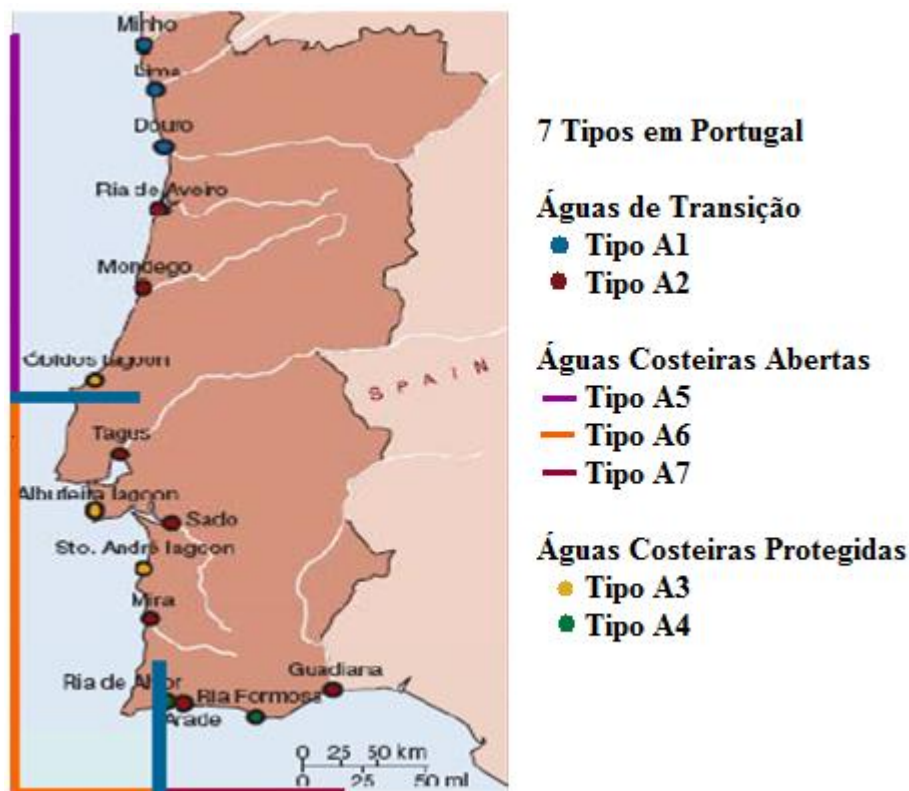


Figura 2: Tipologias das águas costeiras e de transição (segundo Bettencourt *et al.*, 2004)

Os tipos são definidos pela DQA como grupos de água de massas de água com características geográficas e hidromorfológicas relativamente homogéneas que permitem que sejam correctamente definidas as condições de referência.

Locais de Estudo

A - Mondego

O estuário do Mondego está localizado na região centro de Portugal (40° 08'N, 8° 50'W), pertence à Região Hidrográfica 4 e suporta actividades industriais, salinas, portos de pesca, bem como a pressão urbana da cidade Figueira da Foz.

Pertence á tipologia A2 (Fig. 3), de acordo com o sistema de classificação de águas de transição adoptado por Portugal (Bettencourt *et al.*, 2004), pois é um sistema mesotidal homogéneo (amplitude de marés de 1-3 metros), com características oligo-euhalinas (0-30 de salinidade), baixa profundidade (< 30m) e sujeito a descargas de rios irregulares. Tem um caudal de 79m³/s e em anos chuvosos este caudal atinge valores de 140 79m³/s descendo para 27 79m³/s em anos mais secos (Neto *et al.*, 2010).

Nos últimos 7,5 km o estuário divide-se em dois braços, Norte e Sul, separados por uma ilha com 6 km de comprimento (ilha da Murraceira), juntando-se novamente a cerca de 1km da foz. Estes dois braços apresentam características hidrográficas muito diferentes e uma geomorfologia em permanente mutação, devida à acção contínua da maré e, sazonalmente, aos elevados caudais de cheia do rio Mondego.

O braço Norte, bastante mais profundo (5-10 metros na maré alta), é o principal canal de navegação e de descarga de água doce, com um tempo de residência da água de 2 dias (Neto *et al.*, 2008). O braço Sul tem uma profundidade média bastante inferior (2- 4 metros na maré alta) e na maré baixa, cerca de 75% da sua área fica exposta ao ar (Patrício *et al.*, 2007), apresentando extensas áreas intermareais (sapais).

Assim, para a aplicação da métrica, relativamente, ao estuário do Mondego foram seleccionadas duas massas de água – Mondego WB1 que corresponde ao Braço Norte e Mondego WB2 correspondente ao Braço Sul (Figura 3). Após uma prospecção preliminar foram escolhidas três estações de amostragem (M1, M2 e M3) de forma a traduzir a variabilidade existente ao longo do Braço Sul, relativamente às comunidades de sapal. A estação de amostragem M4 foi a única escolhida para o Braço Norte por ser representativa das condições aí praticadas (Fig. 3).

Procurou-se ainda testar se a métrica responde num período de tempo de quinze anos (1995-2010). Segundo Neto *et al.*, (2010) dois intervalos de tempo podem ser observados durante o período de tempo estudado, um antes de 1997 e um depois de 1997 e 1998. O primeiro período foi caracterizado por perturbações antropógenicas intensas, que culminaram com a interrupção completa da comunicação entre o Braço

Norte e o Braço Sul (1990-1997). Estas condições levaram a uma aparente diminuição da qualidade da água no Braço Norte. Por outro lado, como estas modificações bloquearam completamente o fluxo da água entre o Braço Norte e o Braço Sul, contribuíram também para a degradação das condições ambientais no Braço Sul.

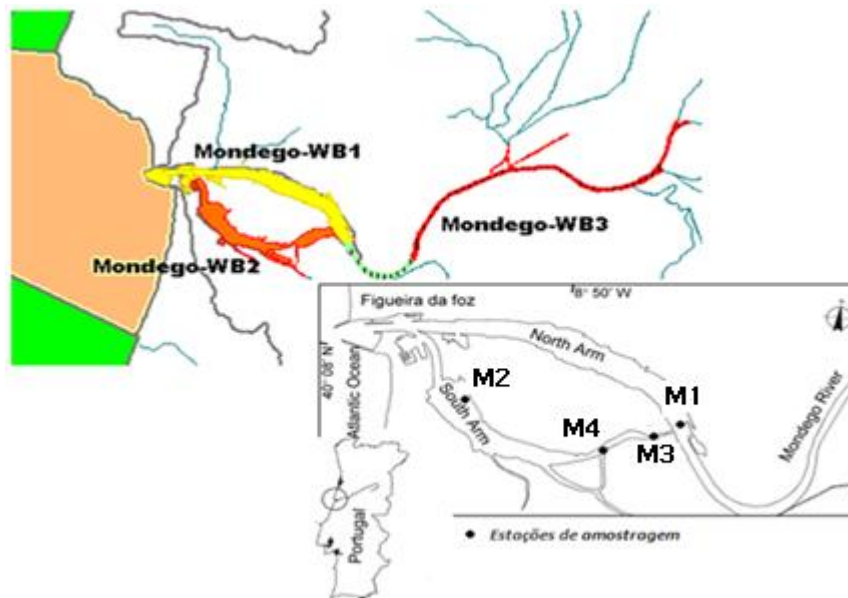


Figura 3: Localização das estações de amostragem no estuário o Mondego.

Durante o segundo período, após 1997 e 1998, medidas preliminares de mitigação foram implementadas e a comunicação entre os dois braços foi restabelecida. A qualidade da água mudou novamente, tendo havido uma melhoria no Braço Sul (Neto *et al.*, 2010).

B - Aveiro

Localizada na costa Oeste de Portugal (40° 38'N, 8° 44'W), a Ria de Aveiro é vista como uma “lagoa” costeira da costa Oeste de Portugal Continental, tendo uma extensão aproximada de 45 km e uma largura máxima de cerca de 10 km. Apresenta profundidades que variam entre os 0 e 20 m, é formada por quatro braços principais (Mira, S. Jacinto, Ílhavo e Espinheiro) que radiam a partir da entrada do mar, uma complexa rede de ilhas e canais, assim como, zonas intertidais, nomeadamente pântanos e sapais (da Silva, 2004). A Ria tem como única comunicação com o mar um canal artificial, que permite o acesso ao Porto de Aveiro de embarcações de grande dimensão (Fig. 4).

A evolução da Ria de Aveiro durante o século XX caracterizou-se pela erosão destas áreas intertidais e ampliação de mais canais. Essa mudança, juntamente com outras contribuições antropogénicas acredita-se que tenham modificado a dinâmica das marés deste sistema, tornando-o mais vulnerável a riscos de inundações e subida do nível médio das águas do mar (da Silva e Duck, 2001).

A área que circunda a ria tem uma população de aproximadamente 700,000 habitantes (INE 2008), sendo que todo o estuário é fortemente influenciado por diversas actividades humanas, tais como o turismo, a pesca e a aquacultura, agricultura e indústria (Jonkers *et al.*, 2009). Por outro lado, as estações de tratamento de águas residuais no estuário, apenas existem recentemente, pelo que até 2000, os efluentes eram evacuados directamente na ria. Actualmente, todas as descargas de efluentes, descargas domésticas (30%) e industriais (70%), são direccionadas para o oceano através de um emissário submarino, após um pré-tratamento, a 5km da entrada da ria. Sabe-se que, os principais afluentes são o Rio Vouga (50 m³/s) e o Rio Antuã (5 m³/s). De facto, só o Rio Vouga contribui com 2/3 da água doce que entra na ria (Jonkers *et al.*, 2009).

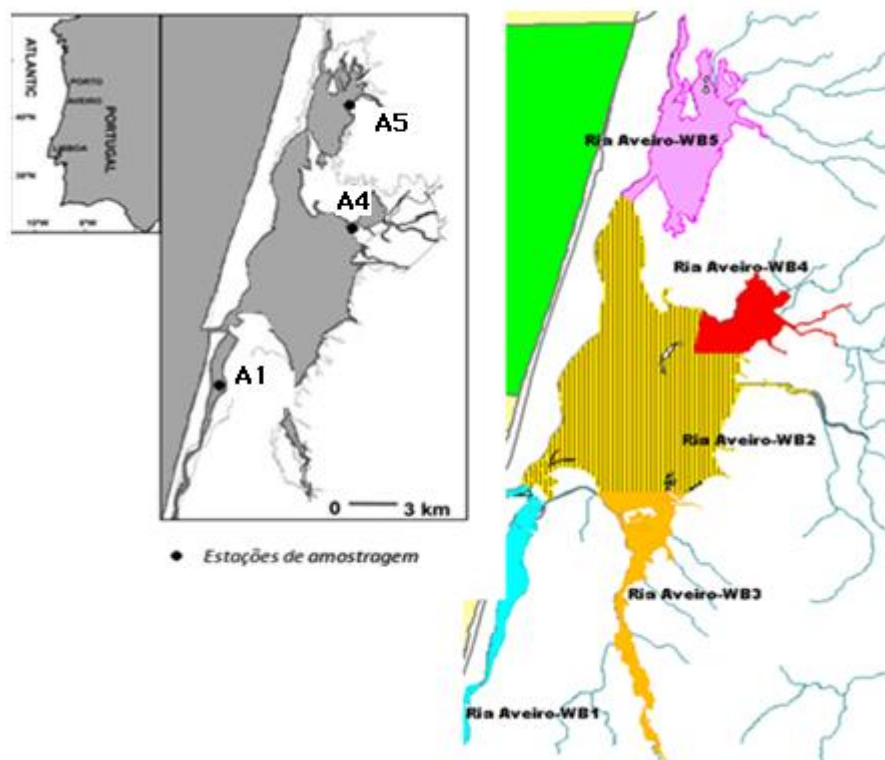


Figura 4: Localização das estações de amostragem na Ria de Aveiro.

Por outro lado, as marés na entrada da ria são predominantemente semi-diurnas, sendo a sua amplitude entre 0,6 m de mínimo e cerca de 3,2 m de máximo. De acordo com estes valores considera-se a ria de Aveiro é um sistema mesotidal, pertencendo a tipologia A2 (Fig. 4) de acordo com o sistema de classificação de águas de transição adoptado por Portugal (Bettencourt *et al.*, 2004).

C - Óbidos

A Lagoa de Óbidos (Fig. 5) é o sistema lagunar costeiro mais extenso da costa Portuguesa. Possui uma área total aproximada de 6.9 km² e uma profundidade média de dois metros, com valores que vão desde o meio metro aos cinco (metros) dentro da tipologia A3 (lagoa mesotidal semi-fechada) de acordo com o sistema de classificação de águas de transição adoptado por Portugal (Bettencourt *et al.*, 2004).

A Lagoa tem dois braços: Braço da Barrosa na margem norte e Bom Sucesso na margem sul, entre os quais desaguam respectivamente, os rios Cal e Vala do Ameal (6), representando cerca de 90% das afluições de água doce, e constituindo a principal fonte de sedimentos cuja deposição é responsável pela presença de um extenso sapal.

As descargas de água doce rodam anualmente os 3 m³/s (Oliveira *et al.* 2006), sendo no entanto, insignificantes no período do Verão (<0,05 m³/s) (IPIMAR 2006).

Sabe-se que em grande parte dos sistemas costeiros, o excesso de nutrientes (azoto e fósforo), normalmente causado pela descarga de efluentes urbanos ou industriais, leva à proliferação excessiva de algas, que, ao entrarem em decomposição, levam ao aumento do número de microorganismos e à consequente deterioração da qualidade da água, tornando estes sistemas vulneráveis a um processo de eutrofização.

De facto, a Lagoa de Óbidos encontra-se exposta a várias fontes de contaminação associadas a agricultura e pecuária. Além disso, durante as últimas décadas os efluentes da cidade Caldas da Rainha (50,000 habitantes) eram descarregados no rio Cal, que entra na Lagoa através do Braço da Barrosa. Hoje em dia, estas descargas são directamente libertadas na zona costeira adjacente através de emissário submarino. No entanto, o rio Cal continuou a ter poucas condições de qualidade, segundo a classificação portuguesa de sistemas de água doce (IST/IPIMAR, 2008) e, consequentemente o braço da Barrosa, onde este desagua.

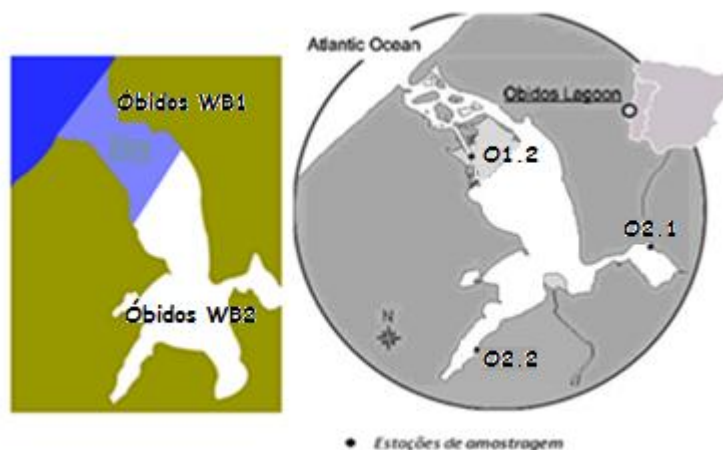


Figura 5: Localização das estações de amostragem na Lagoa de Óbidos.

Em Anexo (Tabelas XXIV, XXV e XXVI) encontram-se resumidas as características gerais dos locais de amostragem de sapais, condições de amostragem, meios e acessos utilizados.

2.2. Metodologias da Avaliação do Estado Ecológico em Sapais

Protocolo de amostragem

O trabalho de campo foi efectuado durante o Verão, uma vez que algumas das espécies só se encontram presentes nesta época do ano. Após uma prospecção preliminar, em cada sistema estudado foram estabelecidas as várias estações de amostragem, M1, M2, M3 e M4 para o Estuário do Mondego (Fig. 7, 8, 9 e 10), A1, A4 e A5 para a Ria de Aveiro (Fig. 11, 12 e 13) e O1.2, O2.1 e O2.2 para a Lagoa de Óbidos (Fig. 14, 15 e 16).

Em cada estação, a recolha de dados foi efectuada por transectos rectos (marcação com GPS do seu início e fim), perpendiculares à linha de costa e representativos da distribuição vertical das comunidades de plantas de sapal. Ao longo do transecto usando quadrados com um metro de lado, foi determinado não só o número de espécies presentes, como também a sua cobertura relativa, tendo esta sido conferida a partir das fotos retiradas no campo aos quadrados colocados ao longo do transecto.

Posteriormente, a informação recolhida no campo foi passada para um formato digital - Google Earth. Através de alterações visuais alusivas a distintos padrões de cor/textura procedeu-se à delimitação das manchas de sapal (polígonos) (Fig. 6) e determinação das diferentes espécies e respectiva cobertura. Da soma dos polígonos resultou a área total de sapal, a cobertura das espécies e a área total coberta.



Figura 6: Delimitação das manchas de sapal (polígonos).



Figura 7: Estação de amostragem M1 (Estuário do Mondego).



Figura 8: Estação de amostragem M2 (Estuário do Mondego).



Figura 9: Estação de amostragem M3 (Estuário do Mondego).



Figura 10: Estação de amostragem M4 (Estuário do Mondego).



Figura 11: Estação de amostragem A1 (Ria de Aveiro).



Figura 12: Estação de amostragem A4 (Ria de Aveiro).



Figura 13: Estação de amostragem A5 (Ria de Aveiro).



Figura 14: Estação de amostragem O1.2 (Lagoa de Óbidos).



Figura 15: Estação de amostragem O2.1 (Lagoa de Óbidos).



Figura 16: Estação de amostragem O2.2 (Lagoa de Óbidos).

Parâmetros ambientais da água

Segundo as directrizes do Projecto EEMA, no qual este trabalho foi inserido, em cada estação de amostragem, como forma de caracterizar o meio envolvente procedeu-se à medição da salinidade, temperatura (°C), oxigénio dissolvido (% e mg/L), pH e recolha de amostras de água sub-superficial (mergulhando garrafa de amostragem a 0,5 m da superfície), para determinação da concentração de clorofila a e dos nutrientes dissolvidos (amónia, nitritos, nitratos, fosfatos e sílica).

Inventariação de espécies

No campo e de forma semi-aleatória, foram colhidos espécimes para posterior identificação em laboratório e para posteriormente herborização. As plantas foram lavadas e colocadas a secar numa prensa. Após este processo, os espécimes foram montados em folhas de cartolina (uma por exemplar de herbário), colocando-se no final pesos sobre os exemplares, para uma maior aderência do espécime à cartolina. Permaneceram assim durante um ou dois dias. Finalmente, cada exemplar foi colocado no interior de uma camisa branca dobrada, para uma maior protecção e conservação.

2.2.1. Índice SMAT – informação geral

O presente trabalho teve como objectivo principal o desenvolvimento de uma ferramenta de avaliação do estado de qualidade ecológica, a partir de plantas de sapal integradas no elemento biológico angiospérmicas. Este índice baseia-se na análise da composição taxonómica (espécies principais e ocasionais) e na abundância das espécies principais em relação à sua cobertura óptima, integrando assim, os requisitos apresentados pela DQA para a avaliação deste elemento. Os limiares de qualidade para estas duas métricas são baseados quer em dados ecológicos quer numa análise pericial.

Condições de referência

Para a composição taxonómica, as condições de referência foram definidas a partir de dados históricos e outros recentemente monitorizados, de onde a partir destes foi elaborada uma lista de espécies, com o número típico de taxa por zona de sapal bem como a sua importância – espécies principais (P) ou espécies ocasionais (O) (Tabela I). Para o estado “Excelente” tendo por base a lista de espécies apresentada na Tabela I devem estar presentes pelo menos uma, três ou quatro espécies principais, respectivamente, nas zonas de sapal inferior, médio e superior. Por outro lado, deve estar presente pelo menos uma espécie ocasional na zona inferior do sapal.

O desvio da cobertura relativamente às condições de referência deve ser feito por massa de água, em relação à área total coberta por vegetação, tendo em conta as espécies com maiores níveis de cobertura, isto é, as espécies principais do sapal. Desta forma, a partir do juízo de especialistas na matéria, foram definidos intervalos de cobertura óptima, em que estas espécies devem estar inseridas (Tabela II), em que, para um estado “Excelente” a cobertura relativa das espécies enumeradas deve encontrar-se dentro do respectivo intervalo de cobertura óptima. Deve-se ainda ter em atenção que há espécies que compartilham a mesma zona de sapal (nicho) como *Spartina maritima* / *Scirpus. maritimus* e *Sarcocornia fruticosa* / *S. perennis*. Neste caso estas contribuem conjuntamente para o cálculo da cobertura.

Tabela I – Lista de espécies principais e ocasionais definidas para a determinação do estado de qualidade na métrica composição taxonómica.

	Zona 1 (1 espécie)	Zona 2 (3 espécies)	Zona 3 (4 espécies)
Espécies principais	<i>Spartina maritima</i> <i>Juncus maritimus</i> <i>Scirpus maritimus</i>	<i>Scirpus maritimus</i> <i>Aster tripolium</i> <i>Halimione portulacoides</i> <i>Sarcocornia fruticosa</i> <i>Sarcocornia perennis</i> <i>Puccinelia marítima</i> <i>Triglochim</i>	<i>Arthrocnemem macrostatum</i> <i>Sarcocornia perennis</i> <i>Sarcocornia fruticosa</i> <i>Chenopodium maritimum</i> <i>Phragmites</i> <i>Atriplex halimus</i> <i>Inula critmoides</i> <i>Suaeda vera</i>
Espécies ocasionais	<i>Aster tripolium</i> <i>Salicornia nitens</i> <i>Puccinelia marítima</i>		

Tabela II – Condições de referência definidas para as métricas composição taxonómica e desvio à cobertura óptima.

Espécies Principais	Cobertura óptima (%)
<i>Spartina maritima</i> e/ou <i>Scirpus maritimus</i>	20 - 30%
<i>Sarcocornia fruticosa</i> e/ou <i>S. perennis</i>	30 - 40%
<i>Halimione portulacoides</i>	20 - 30%
<i>Juncus maritimus</i>	20 - 30%
Outras espécies	10 - 20%

Aplicação do índice

Como referido anteriormente, este índice é composto por duas métricas: uma que diz respeito à composição taxonómica e outra, referente ao desvio relativamente à cobertura óptima. Cada uma das métricas no final valerá no máximo 5 pontos.

A partir de um transecto representante, é registada a composição das espécies principais e secundárias para cada uma das zonas de sapal (baixo, médio, alto). A zona inferior pode atingir uma pontuação máxima de 1 valor sendo atribuí-se um valor de 0,9 para a presença de uma ou mais espécies principais e 0,1 para a presença de uma ou mais espécies ocasionais, não sendo atribuído valor algum na ausência destas. Na zona média é atribuído um ponto por cada uma das espécies presentes até um máximo de 3 pontos. Finalmente, a parte superior do sapal, contribui com apenas 1 valor para o geral da métrica, sendo que por cada espécie presente é atribuído um valor de 0,25 pontos (Tabela III).

Tabela III – Pontuação da métrica composição taxonómica em condições de referência

	Sapal Baixo	Sapal Médio	Sapal alto
	1 Sp principal + 1 Sp secundária	3 Sp principais	4 Sp principais
Pontuação por espécie	0,9 + 0,1	3 x 1	4 x 0,25
Pontuação máxima = 5	1	3	1

Através da métrica desvio da cobertura óptima é avaliado o desvio de cada uma das espécies principais em relação à sua cobertura óptima. Sempre que a cobertura real cai dentro do intervalo de cobertura óptima respectivo, atribuí-se um “score” de um valor. Caso isso não aconteça, calcula-se o desvio para cima ou para baixo (consoante o caso). Depois, esse valor é subtraído de 1, o que dá directamente o “score” (Tabela IV).

Tabela IV – Pontuação da métrica desvio da cobertura óptima em condições de referência.

	<i>H. portulacoides</i>	<i>J. maritimus</i>	<i>S. maritimus</i> / <i>S. maritima</i>	<i>Sarcocornia</i> spp.	Outras
Cobertura óptima, Pontuação máxima = 5	20 - 30% = 1	20 - 30% = 1	20 - 30% = 1	30 - 40% = 1	10 - 20% = 1

Finalmente, os valores das duas métricas são somados e o resultado é dividido por 10 (máximo de pontos possível da soma das duas métricas), para obtenção do EQR. Através de fronteiras expressas da Tabela V são definidas as classes de qualidade a que a amostra corresponde.

Tabela V – Classes de Qualidade Ecológica.

EQR	0 - 0,25	0,25 - 0,50	0,50 - 0,70	0,70 - 0,85	0,85 - 1
EQS	Mau	Medíocre	Razoável	Bom	Excelente

2.2.2. Best *et al.* (2007) – Informação geral

Esta metodologia pretende avaliar: (i) a área de sapal (dentro de uma massa de água) (ii) a composição taxonómica e (iii) e o padrão de distribuição das espécies vegetais (zonação), sendo que as duas últimas estão interligadas. Isto é, não só é importante o número de zonas por massa de água, sendo que mais zonas indicam maior diversidade e assim um habitat de melhor qualidade, como também as espécies lá existentes. Assim de uma lista de possíveis de espécies, a presença de alguns deles é obrigatória para que o sapal possa atingir uma qualidade elevada.

Condições de referência

Esta metodologia não tem por base condições de referência, visto que os locais onde foi testada preliminarmente apresentavam sempre indícios de grande impacto antropogénico. Toda a documentação existente aponta nesse sentido, razão pela qual são tomadas como condições de referência as avaliações anteriores. No final e comparando valores actuais com valores históricos, só será atingido um EQS “Excelente” se o sapal mantiver pelo menos 80% da sua área inicial, as zonas forem mantidas ou aumentarem de dimensão e o número de taxa obrigatório em cada zona se mantiver fidedigno.

Aplicação do índice

O cálculo da área de sapal por massa de água é feito a partir de fotografias aéreas e, confirmado a partir de trabalho de campo. A partir de dados históricos, calcula-se a variação da área total de sapal.

Através de fronteiras expressas da Tabela VI são definidas as classes de qualidade a que a amostra corresponde. Para um estado “Bom” ou “Excelente” a área de sapal deve demonstrar uma certa estabilidade dinâmica ou crescimento.

Tabela VI – Classes de Qualidade Ecológica.

% de área de sapal mantida	0-19	20-39	40-59	60-79	80-100
EQS	Mau	Medíocre	Razoável	Bom	Excelente

A mesma variação é calculada para zonas existentes em cada massa de água. Isto é, calcula-se a proporção de cada uma delas em relação à área total de sapal. A partir de dados históricos, verifica-se se houve ou não variação da área de sapal ocupada por estas. Para os estados “Elevado” ou “Bom”, as zonas têm de ser mantidas ou aumentarem de dimensão, para além das linhas base. O parâmetro composição taxonómica, será baseado na presença de espécies características de cada zona.

No final, é-nos apresentado um modelo sumário para a avaliação dos sapais (Figura 17).

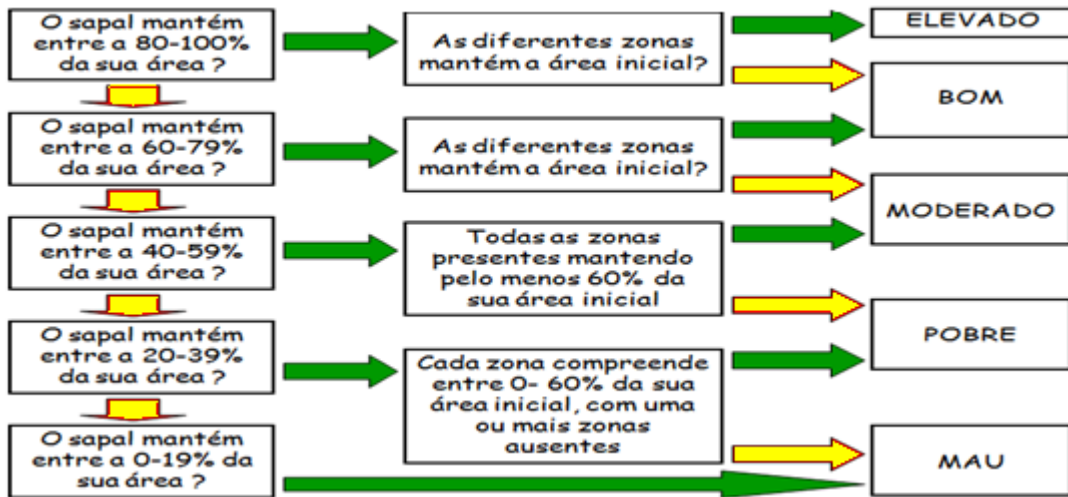


Figura 17: Modelo sumário para a avaliação dos sapais, segundo Best *et al.* (2007)

2.2.3. Garcia *et al.* (2009) – Informação geral

A métrica proposta por Garcia *et al.* (2009) tenta valorizar parâmetros como a composição, abundância, cobertura e variação na extensão da área de sapal integrando assim, os requisitos apresentados pela DQA para a avaliação deste elemento.

Condições de referência

As condições de referência foram estabelecidas utilizando locais de menor impacto, onde se fez o levantamento do número de habitats e os valores de cobertura para cada um deles, combinando posteriormente essa informação com a avaliação feita por especialistas.

Aplicação do índice

Como visto anteriormente este índice incorpora 3 métricas. A primeira, relativa à diversidade de habitats, onde são contabilizados todos os habitats nos sapais incluídos numa determinada massa de água e, para cada habitat deverá ser ainda contabilizado o número de manchas em que surge (por exemplo, N_1 manchas do habitat A_1) e também o número total de manchas presentes na massa de água (N).

$$p_i = \frac{N_i}{N}, i=1, \dots, k$$

Este valor será posteriormente aplicado para cálculo do Índice de Gini-Simpson:

$$I_G = 1 - \sum_{i=1}^k p_i^2$$

Este índice tem em conta a riqueza bem como a equitabilidade de habitats estuarinos, sendo que quanto maior o seu valor maior será a diversidade da massa de água em questão.

Seguidamente, através de dados de coberturas óptimas definidos pela Directiva Habitats para os estuários atlânticos espanhóis, é calculado o desvio relativo da cobertura às condições óptimas através da seguinte fórmula:

$$\overline{Cov}_i = \frac{\sum_{j=1}^k Area_{ij} \times Cov_{ij}}{Area_i}$$

A cada habitat corresponderá uma determinada área (por exemplo ao habitat A_1 corresponderá uma área $Area_1$) e conforme o número de manchas ocupadas, calcular-se-á a área e a cobertura das manchas de cada um dos habitats.

Considerando apenas o habitat A_i , o seu desvio relativo às condições de referência será:

$$Icov_i = \frac{\overline{Cov}_i}{Ref_i}$$

onde Ref_i é a condição óptima/referência em condições de completa não perturbação. O Índice de Cobertura será resultado da média dos desvios relativos sobre o número de habitats diferentes:

$$I_c = \frac{\sum_{i=1}^k Icov_i}{k}$$

Este valor varia entre 1 (condições óptimas) e 0 (condições de completa perturbação ecológica).

A restante métrica pretende relacionar a área presente correspondente a habitats naturais com a área total da massa de água, reflectindo o grau de conservação estuarino (I_v):

$$I_v = \frac{S_A}{S_T}$$

Onde S_A corresponde ao somatório das áreas de habitats naturais e S_T à área total da massa de água. Mais uma vez este índice varia entre 1 (situação de não redução dos habitats) até 0 (situação de completa colonização antropogénica).

Considerando todos os parâmetros acima calculados o AQI será:

$$AQI = ((1 + I_G)(1 + I_C)(1 + I_v))^{1/3} - 1$$

Este AQI varia entre 0 e 1 de forma a corresponder aos valores de EQR estabelecidos pela DQA. Assim 0.85 representa Bom, 0,70 representa Moderado, 0.5 representa Fraco e 0.25 ou inferior representa Mau estado ecológico da massa de água.

3. Resultados

3.1. Inventariação das espécies

Os registos das espécies observadas no campo foram feitos por massa de água relativamente a cada um dos sistemas em estudo, obtendo-se no total uma riqueza específica de 14 espécies, para os três sistemas. O maior número de espécies encontra-se no Estuário do Mondego, seguindo-se a Ria de Aveiro e por fim a Lagoa de Óbidos (Tabela VII).

Tabela VII – Número total de espécies presentes nos três sistemas. Classificação quanto à sua presença (X):

Massas de água Lista de espécies	Mondego		Aveiro			Óbidos		
	WB1	WB2	WB1	WB4	WB5	WB1.2	WB2.1	WB2.2
<i>Aster tripolium</i>	X	X	X					
<i>Cotula coronopifolia</i>	X							
<i>Halimione portulacoides</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Inula crithmoides</i>		X				X		
<i>Juncus maritimus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Limonium vulgare</i>	X	X	X			X		
<i>Phragmites</i> sp.		X	X	X	X	X	X	X
<i>Puccinellia marítima</i>	X	X	X			X		X
<i>Salicornia</i> sp.	X	X	X		X	X	X	X
<i>Sarcocornia</i> spp.		X			X	X		X
<i>Scirpus maritimus</i>	X	X	X	X			X	
<i>Spartina marítima</i>		X	X					
<i>Suaeda vera</i>	X							
<i>Triglochin marítima</i>	X	X						X
Total	10	12	9	4	5	8	5	7

3.2. Aplicação do índice SMAT

Como referido anteriormente, o presente trabalho teve como objectivo principal o desenvolvimento de uma ferramenta de avaliação do Estado de Qualidade Ecológica a partir de plantas de sapal integradas no elemento biológico angiospérmicas. O índice resulta de duas métricas, uma quanto à composição taxonómica e outra relativamente ao desvio da cobertura óptima. Assim nas Tabelas VIII, Tabela IX e Tabela X encontram-se os valores calculados referentes à primeira métrica, para o estuário do Mondego, respectivamente para os anos 1995, 2003 e 2010.

Podemos constatar que em relação à massa de água Mondego WB1 não existem diferenças nos três anos avaliados. O mesmo não acontece com a massa de água Mondego WB2, em que para o ano de 1995, nas estações de amostragem M3 e M4, aparecem pequenas oscilações nas zonas de sapal médio e alto. No final estas diferenças não influenciam a pontuação dada pela métrica, uma vez que foi feita a média para as três estações de amostragem pertencentes à massa de água Mondego WB2.

Ainda para o estuário do Mondego procedeu-se aos cálculos para a segunda parte do índice, tendo-se obtido os seguintes resultados sumarizados nas Tabelas XI, Tabela XII, Tabela XIII, respectivamente para os anos 1995, 2003 e 2010.

A massa de água Mondego WB2 foi aquela que nos três anos, apresentou menores desvios relativamente aos valores de cobertura óptima, apresentando no final uma melhor pontuação. *Sarcocornia* spp. foi a espécie que mais se afastou do intervalo de cobertura de referência, estando os seus valores muito abaixo daqueles propostos para os valores óptimos. Pelo contrário, os valores de cobertura referentes a *Scirpus maritimus*/*Spartina maritima* foram superiores àqueles esperados.

Finalmente, a Tabela XIV representa o Estado de Qualidade Ecológica para os três anos estudados no Estuário do Mondego. Apenas as classificações de “Razoável” e “Bom” foram atribuídas, respectivamente para as massas de água Mondego WB1 e Mondego WB2.

Tabela VIII – Resultados e respectivas pontuações da métrica composição taxonómica do índice SMAT para o estuário do Mondego, para o ano de 1995.

Ano	1995	Composição taxonómica										Média	
		Sapal baixo					Sapal médio						Soma
		Espécies principais		Espécies ocasionais		Sapal baixo "score"	Sapal médio		Zona média "score"	Sapal alto			
Nº de espécies	"Score"	Nº de espécies	"Score"	Nº de espécies	"Score"		Nº de espécies	"Score"		Nº de espécies	"Score"		
Mondego: WB1	Estação M1	1	0,9	0	0	0,9	3	3	0	0	0	3,9	—
Mondego: WB2	Estação M2	1	0,9	1	0,1	1	2	2	0	0	0	3	3,5
Mondego: WB2	Estação M3	1	0,9	0	0	0,9	2	2	1	0,25	0,25	3,2	
Mondego: WB2	Estação M4	1	0,9	0	0	0,9	3	3	2	0,5	0,5	4,4	

Tabela IX – Resultados e respectivas pontuações da métrica composição taxonómica do índice SMAT para o estuário do Mondego, para o ano de 2003.

Ano	2003	Composição taxonómica										Média	
		Sapal baixo					Sapal médio						Soma
		Espécies principais		Espécies ocasionais		Sapal baixo "score"	Sapal médio		Zona média "score"	Sapal alto			
Nº de espécies	"Score"	Nº de espécies	"Score"	Nº de espécies	"Score"		Nº de espécies	"Score"		Nº de espécies	"Score"		
Mondego WB1	Estação M1	1	0,9	0	0	0,9	3	3	0	0	0	3,9	—
Mondego WB2	Estação M2	1	0,9	1	0,1	1	2	2	0	0	0	3	3,6
Mondego WB2	Estação M3	1	0,9	0	0	0,9	3	3	2	0,5	0,5	4,4	
Mondego WB2	Estação M4	1	0,9	0	0	0,9	2	2	2	0,5	0,5	3,4	

Tabela X – Resultados e respectivas pontuações da métrica composição taxonómica do índice SMAT para o estuário do Mondego, para o ano de 2010.

Ano Massa de água	2010 Estação	Composição taxonómica												Média	
		Sapal baixo				Sapal médio		Zona média "score"		Sapal alto		Zona alta "score"			Soma
		Espécies principais	Espécies ocasionais		Sapal baixo "score"	Sapal médio N° de espécies	Zona média "score"	Sapal alto N° de espécies	Zona alta "score"	Soma					
N° de espécies	"Score"	N° de espécies	"Score"	N° de espécies	"Score"	N° de espécies	"Score"	N° de espécies	"Score"	N° de espécies	"Score"	N° de espécies	"Score"		
Mondego WB1	M1	1	0,9	0	0	0	0,9	3	0	3	0	0	0	3,9	—
Mondego WB2	M2	1	0,9	1	0,1	1	0,9	2	0	2	0	0	0	3	3,6
Mondego WB2	M3	1	0,9	0	0	0,9	3	3	2	3	2	0,5	4,4		
Mondego WB2	M4	1	0,9	0	0	0,9	2	2	2	2	0,5	3,4			

Tabela XI – Resultados e respectivas pontuações da métrica desvio da cobertura óptima do índice SMAT para o estuário do Mondego, para o ano de 1995.

Ano	Desvio da cobertura óptima										Soma	
	Espécies Principais		<i>Halimione portulacoides</i>		<i>Juncus maritimus</i>		<i>Scirpus maritimus / Spartina maritima</i>		<i>Sarcocornia spp.</i>			Soma
	Massa de água	"Score"	Cobertura (%)	"Score"	Cobertura (%)	"Score"	Cobertura (%)	"Score"	Cobertura (%)	"Score"		
1995	Mondego WB1	12,7	0,64	6,9	0,35	60,5	0,56	0,0	0	19,8	1	2,55
	Mondego WB2	23,4	1	20,4	1	32,9	0,96	1,2	0,04	22,1	0,97	3,97

Tabela XII – Resultados e respectivas pontuações da métrica desvio da cobertura óptima do índice SMAT para o estuário do Mondego, para o ano de 2003.

Ano	Espécies Principais	Desvio da cobertura óptima												Soma
		<i>Halimione portulacoides</i>		<i>Juncus maritimus</i>		<i>Scirpus maritimus / Spartina maritima</i>		<i>Sarcocornia spp.</i>		Outras espécies				
		Cobertura (%)	"Score"	Cobertura (%)	"Score"	Cobertura (%)	"Score"	Cobertura (%)	"Score"	Cobertura (%)	"Score"			
2003	Massa de água	16,6	0,83	6,7	0,34	52,1	0,68	0,0	0	24,6	0,98	2,83		
	Mondego WBI	21,6	1	22,1	1	40,6	0,85	1,6	0,05	14	1			
	Mondego WB2											3,90		

Tabela XIII – Resultados e respectivas pontuações da métrica desvio da cobertura óptima do índice SMAT para o estuário do Mondego, para o ano de 2010.

Ano	Espécies Principais	Desvio da cobertura óptima												Soma
		<i>Halimione portulacoides</i>		<i>Juncus maritimus</i>		<i>Scirpus maritimus / Spartina maritima</i>		<i>Sarcocornia spp.</i>		Outras espécies				
		Cobertura (%)	"Score"	Cobertura (%)	"Score"	Cobertura (%)	"Score"	Cobertura (%)	"Score"	Cobertura (%)	"Score"			
2010	Massa de água	11	0,55	9,40	0,47	52,6	0,68	0,0	0	27,1	0,9	2,60		
	Mondego WBI	25,6	1	21,3	1	32,9	0,96	1,2	0,04	19,1	1			
	Mondego WB2											4,00		

Tabela XIV – Classificação dos Estado de Qualidade Ecológico (EQS) do estuário do Mondego para os anos 1995, 2003 e 2010.

	Composição específica	Desvio da cobertura óptima	EQR	EQS
1995				
Mondego WB1	3,9	2,6	0,65	Razoável
Mondego WB2	3,5	4	0,75	Bom
2003				
Mondego WB1	3,9	2,8	0,67	Razoável
Mondego WB2	3,6	3,9	0,75	Bom
2010				
Mondego WB1	3,9	2,6	0,65	Razoável
Mondego WB2	3,6	4	0,76	Bom

Procurou-se aplicar a métrica num outro sistema estuarino com condições diferentes daquelas apresentadas no estuário do Mondego. Assim, também para a Ria de Aveiro foi aplicado o índice SMAT, para a métrica composição taxonómica (Tabela XV) e métrica desvio da cobertura (Tabela XVI). No final tendo-se obtido um Estado de Qualidade Ecológica (EQS) “Razoável” para todas as massas de água (Tabela XVII).

O índice foi ainda aplicado a um sistema de águas costeiras, a Lagoa de Óbidos. Podemos verificar que este sistema foi aquele que apresentou pontuações mais baixas para ambas as métricas incorporadas no índice SMAT, métrica composição taxonómica (Tabela XVIII) e métrica desvio da cobertura óptima (Tabela XIX). No final os EQS atribuídos foram de apenas “Razoável” para a massa de água Óbidos WB1 e “Medíocre” para a massa de água Óbidos WB2 (Tabela XX).

Tabela XV – Resultados e respectivas pontuações da métrica composição taxonómica do índice SMAT para a Ria de Aveiro, para o ano de 2010.

Ano	2010	Composição taxonómica										Soma	
		Sapal baixo					Sapal alto						
		Espécies principais		Espécies ocasionais			Sapal médio		Zona média "score"				Zona alta "score"
Massa de água	Estação	Nº de espécies	"Score"	Nº de espécies	"Score"	Nº de espécies	"Score"	Nº de espécies	"Score"	Nº de espécies	"Score"	Nº de espécies	"Score"
Aveiro WB1	A1	2	0,9	0	0	0,9	1	1	2	0,5	2,4		
Aveiro WB4	A4	1	0,9	0	0	0,9	2	2	2	0,5	2,9		
Aveiro WB5	A5	1	0,9	1	0,1	1	2	2	2	0,5	3,5		

Tabela XVI – Resultados e respectivas pontuações da métrica desvio da cobertura óptima do índice SMAT para a Ria de Aveiro, para o ano de 2010.

Ano	Desvio da cobertura óptima										Soma
	<i>Halimione portulacoides</i>					<i>Sarcocornia spp.</i>					
	Espécies Principais		<i>Juncus maritimus</i>			<i>Scirpus maritimus / Spartina maritima</i>			Outras espécies		
Massa de água	Estação	Coverage (%)	"Score"	Coverage (%)	"Score"	Coverage (%)	"Score"	Coverage (%)	"Score"	Coverage (%)	"Score"
2010	Aveiro WB1	16,9	0,85	1,00	0,68	0,0	0,00	8,0	0,80	3,32	
	Aveiro WB2	37,2	0,90	0,92	0,85	0,0	0,00	3,9	0,39	3,05	
	Aveiro WB3	29,0	1,00	0,82	0,00	1,9	0,06	26,43	0,92	2,80	

Tabela XVII – Classificação dos Estado de Qualidade Ecológico (EQS) da Ria de Aveiro para o ano de 2010.

	Composição específica		Desvio da cobertura óptima		EQR	EQS
	2010					
Aveiro WB1	2,4	3,3	0,57	Razoável		
Aveiro WB4	2,9	3,1	0,6	Razoável		
Aveiro WB5	3,5	2,8	0,63	Razoável		

Tabela XVIII – Resultados e respectivas pontuações da métrica composição taxonómica do índice SMAT para Lagoa de Óbidos, para o ano de 2010.

Ano	2010	Composição taxonómica										Soma	Média
		Sapal baixo					Sapal alto						
		Espécies principais		Espécies ocasionais		"Score"	Sapal médio		Zona média "score"	Sapal alto			
Massa de água	Estação	Nº de espécies	"Score"	Nº de espécies	"Score"		Nº de espécies	"Score"		Nº de espécies	"Score"	Nº de espécies	"Score"
Óbidos: WB 1.2	O1.2	0	0	1	0,1	0,1	2	2	0,5	2	2,6	—	
Óbidos: WB 2.1.	O2.1	1	0,9	1	0,1	1	1	1	0,25	1	2,25	2,4	
Óbidos: WB 2.2.	O2.2	0	0	1	0,1	0,1	2	2	0,5	2	2,6		

Tabela XIX – Resultados e respectivas pontuações da métrica desvio da coberta óptima do índice SMAT para Lagoa de Óbidos, para o ano de 2010

Ano	Espécies Principais	Desvio da cobertura óptima										Soma		
		<i>Halimione portulacoides</i>					<i>Scirpus maritimus / Spartina maritima</i>						Outras espécies	
		"Score"		Coverage (%)		"Score"	"Score"		Coverage (%)		"Score"		Coverage (%)	
2010	Massa de água	"Score"		Coverage (%)			1,00	"Score"		Coverage (%)		0,23	Coverage (%)	
	Óbidos WB1	40,2	0,85	26,1	0,0	0,00		6,8	0,7	2,70				
	Óbidos WB2	43,2	0,81	16,8	0,0	0,00	1,7	0,06	28,3	0,77	2,50			

Tabela XX – Classificação dos Estado de Qualidade Ecológico (EQS) da Lagoa de Óbidos para o ano de 2010.

	2010			EQS
	Composição específica	Desvio da cobertura óptima	EQR	
Óbidos WB1	2,6	2,7	0,53	Razoável
Óbidos WB2	2,4	2,5	0,49	Medíocre

3.3. Aplicação de outras metodologias

O segundo objectivo apontado neste trabalho foi o de comparar a metodologia portuguesa ainda em desenvolvimento com outras já existentes nomeadamente, a metodologia proposta por Best *et al.* (2007) e a proposta por Garcia *et al.* (2009).

3.3.1. Best *et al.* (2007)

Como tínhamos visto anteriormente, esta ferramenta pretende avaliar o estado ecológico do sapal dentro de uma massa de água tendo por base parâmetros como: área de sapal (dentro de uma massa de água), padrão de vegetação (zonação do sapal) e composição taxonómica (diversidade de espécies dentro de cada zona de sapal). Desta forma, só foi possível aplicar esta metodologia no estuário do Mondego, uma vez que só para este é que foram recolhidos valores históricos. Assim através das Figuras 18 e Figura 19 podemos constatar que no período de tempo entre 1995 e 2003 a área de sapal aumentou em ambas as massas de água (Mondego WB1 e Mondego WB2). Já no período de tempo entre 1995 e 2010 houve um aumento de área apenas na massa de água Mondego WB1, mantendo-se a massa de água Mondego WB2 muito próxima dos valores iniciais.

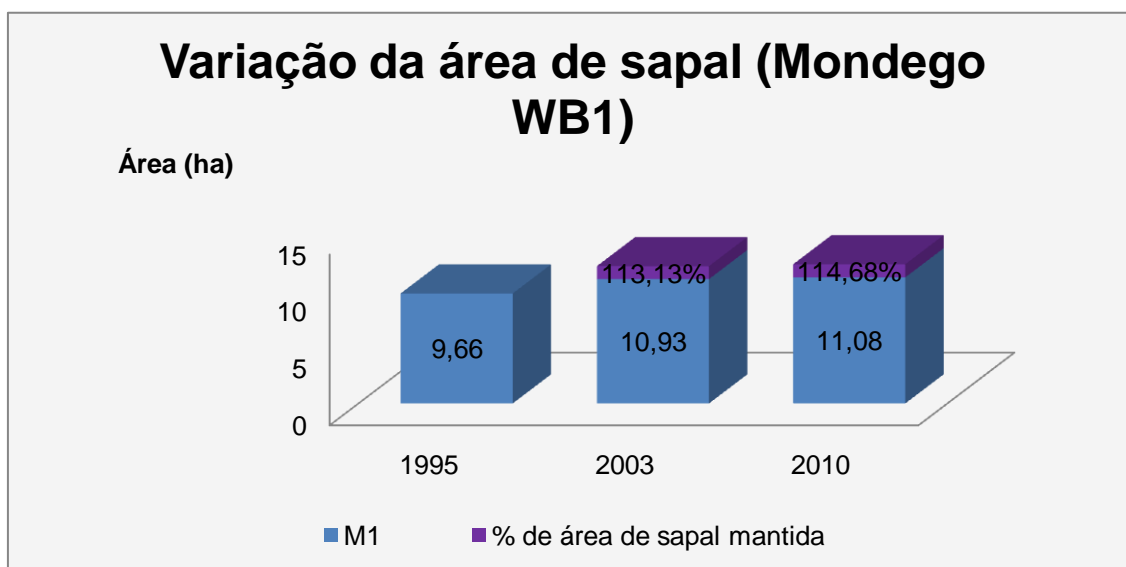


Figura 18: Variação da área total de sapal ao longo do tempo, para a massa de água Mondego WB1.

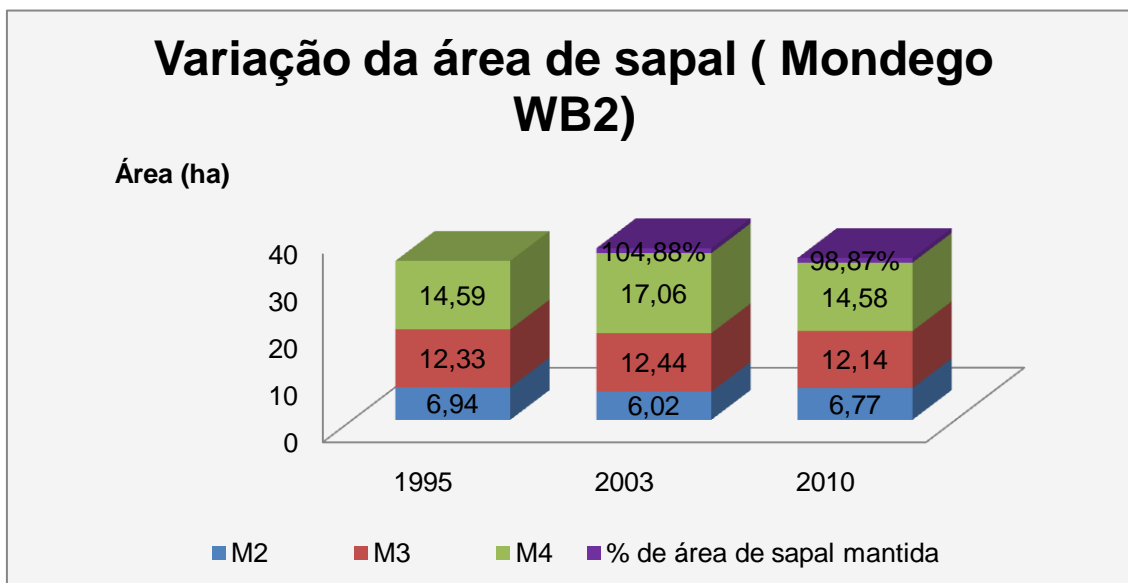


Figura 19: Variação da área total de sapal ao longo do tempo, para a massa de água Mondego WB2.

Relativamente á percentagem de área ocupada por cada zona de sapal, podemos verificar que na massa de água Mondego WB1 existem apenas duas zonas bem definidas (sapal baixo e sapal médio) e que ao longo do tempo, há uma variação da área ocupada por estas (Figura 20).

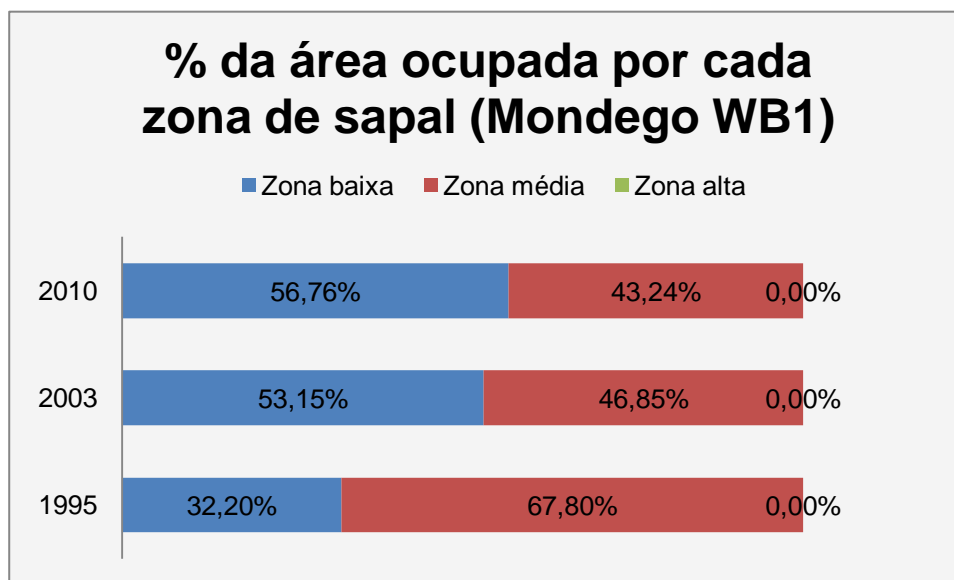


Figura 20: Variação da área ocupada por cada uma das zonas de sapal ao longo do tempo, para a massa de água Mondego WB1.

No que diz respeito à massa de água Mondego WB2, para além das duas zonas anteriores consegue-se diferenciar mais uma zona de sapal (sapal alto) e é nesta que se verificam maiores oscilações de área ocupada ao longo do tempo.

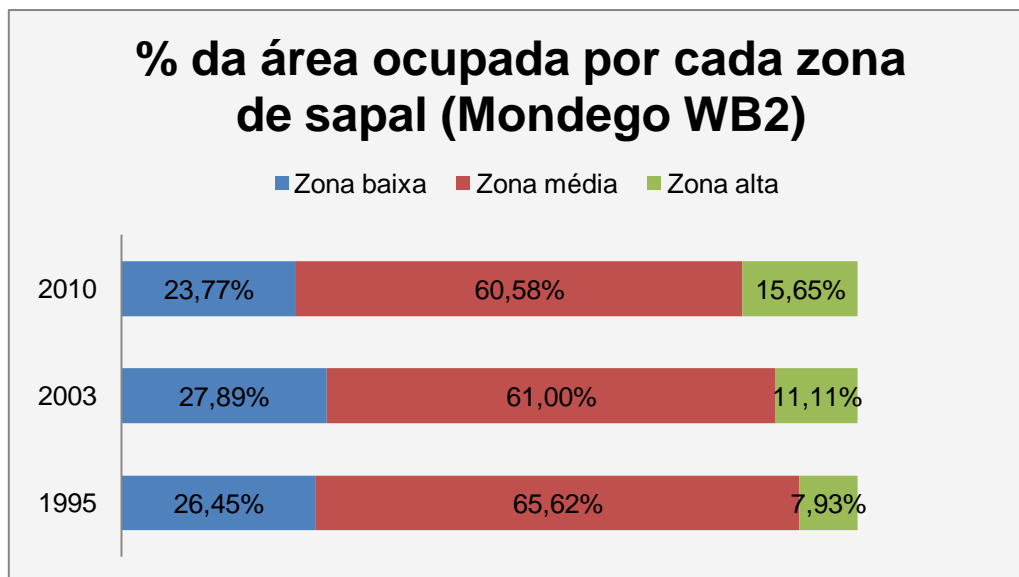


Figura 21: Variação da área ocupada por cada uma das zonas de sapal ao longo do tempo, para a massa de água Mondego WB1.

3.3.2. Garcia *et al.* (2009)

Finalmente, pretendeu-se usar o Índice de Qualidade de Angiospérmicas (AQI) para avaliar a qualidade ecológica das massas de água através do elemento biológico sapal. Como mencionado previamente este índice é baseado em 3 sub-métricas, pretendendo no final avaliar o número de "habitats" estuarinos e o seu desvio relativo às condições de referência, no que diz respeito à proporção da área de sapal comparativamente com valores históricos e valores de cobertura reais com valores de referência estabelecidos pela Directiva Habitats para os estuários atlânticos espanhóis.

Os resultados aqui apresentados derivam de uma variação do método ilustrado no artigo Garcia *et al.* (2009). Nos sistemas estudados é usual espécies aparecerem misturadas umas com as outras (sapal mosaico), não sendo fácil por isso distinguir com claridade os distintos habitats, nem contabilizar o nº de manchas ou medir as suas áreas. Portanto, tendo em conta os nossos transectos, partiu-se do pressuposto que a espécie com maior valor de cobertura (espécie dominante) seria

aquela que ditaria o tipo de habitat. Desta forma, procedeu-se à contagem do número de habitats e o número de manchas ocupadas por cada. No final chegámos ao Estado de Qualidade Ecológica para os três sistemas estudados: estuário do Mondego (Tabela XXI), ria de Aveiro (Tabela XXII) e lagoa de Óbidos (Tabela XXIII).

O estuário do Mondego foi o único que obteve classificações de “Bom”. Quanto à ria de Aveiro os EQS atribuídos foram de apenas “Medíocre” e “Razoável”. A Lagoa de Óbidos foi classificada em ambas as massas de água com um EQS “Razoável”.

Tabela XXI – Resultados e respectiva pontuação da métrica diversidade de habitats estuarinos do índice AQL, para o Estuário do Mondego, para os anos, 1995, 2003 e 2010.

Ano	Sistema	Massa de água	Habitats	Nº de manchas por habitat (Ni)	Nº total de manchas (N)	Estado
1995	Estuário Mondego	WB1	<i>Scirpus maritimus</i>	14	25	Razoável
			<i>Puccinellia maritima</i>	7		
			<i>Halimione portulacoides</i>	4		
2003	Estuário Mondego	WB2	<i>Scirpus maritimus</i>	54	162	Bom
			<i>Halimione portulacoides</i>	50		
			<i>Juncus maritimus</i>	23		
			<i>Spartina maritima</i>	21		
			<i>Puccinellia maritima</i>	12		
			<i>Salicornia sp.</i>	2		
			<i>Scirpus maritimus</i>	21		
2010	Estuário Mondego	WB1	<i>Halimione portulacoides</i>	6	28	Mediofre
			<i>Puccinellia maritima</i>	1		
			<i>Halimione portulacoides</i>	85		
2003	Estuário Mondego	WB2	<i>Scirpus maritimus</i>	51	229	Bom
			<i>Juncus maritimus</i>	35		
			<i>Spartina maritima</i>	34		
			<i>Phragmites sp.</i>	16		
			<i>Puccinellia maritima</i>	6		
			<i>Salicornia sp.</i>	2		
			<i>Scirpus maritimus</i>	14		
2010	Estuário Mondego	WB1	<i>Puccinellia maritima</i>	8	24	Razoável
			<i>Halimione portulacoides</i>	2		
			<i>Halimione portulacoides</i>	65		
2010	Estuário Mondego	WB2	<i>Scirpus maritimus</i>	48	183	Bom
			<i>Juncus maritimus</i>	29		
			<i>Spartina maritima</i>	29		
			<i>Puccinellia maritima</i>	9		
			<i>Salicornia sp.</i>	2		
<i>Phragmites sp.</i>	1					

Tabela XXI I – Resultados e respectivo pontuação da métrica diversidade de habitats estuarinos do índice AQL, para a Ria de Aveiro, para o ano 2010.

Ano	Sistema	Massa de água	Habitats	Nº de manchas por habitat (Ni)	Nº total de manchas (N)	Estado
2010	Ria de Aveiro	WB1	<i>Spartina maritima</i>	27	49	Medíocre
			<i>Juncus maritimus</i>	16		
			<i>Halimione portulacoides</i>	5		
			<i>Phragmites</i> sp.	1		
			<i>Halimione portulacoides</i>	764		
WB4	<i>Scirpus maritimus</i>	608	1524	Razoável		
	<i>Juncus maritimus</i>	152				
WB5			<i>Juncus maritimus</i>	468	1104	Razoável
			<i>Halimione portulacoides</i>	402		
			<i>Salicornia</i> sp.	112		
			<i>Phragmites</i> sp.	109		
			<i>Puccinellia maritima</i>	13		

Tabela XXIII – Resultados e respectivo pontuação da métrica diversidade de habitats estuarinos do índice AQL, para a Lagoa de Óbidos, para o ano 2010.

Ano	Sistema	Massa de água	Habitats	Nº de manchas por habitat (Ni)	Nº total de manchas (N)	Estado
2010	Lagoa de Óbidos	WB1	<i>Halimione portulacoides</i>	5	13	Razoável
			<i>Juncus maritimus</i>	4		
			<i>Phragmites</i> sp.	3		
			<i>Salicornia</i> sp.	1		
			<i>Halimione portulacoides</i>	24		
WB2			<i>Phragmites</i> sp.	18	52	Razoável
			<i>Sarcocornia</i> spp.	4		
			<i>Salicornia</i> sp.	3		
			<i>Scirpus maritimus</i>	1		

4. Discussão

4.1. Aplicação do índice SMAT

Em Portugal, o estuário do Mondego, é um bom exemplo de um local sujeito a pressões de origem humano e os valores ecológicos colidem uns com os outros (Ribeiro, 2005).

Este suporta dois subsistemas separados pela ilha da Murraceira: o Braço Norte correspondente, neste estudo, à massa de água Mondego WB1 e o Braço Sul correspondente à massa de água Mondego WB2. Nestes dois braços existem diferenças substanciais, enquanto que no primeiro prevalece um fluxo fluvial e baixa a média salinidade superficial, no segundo a entrada de água doce é muito reduzida e daí que este sector tenha um comportamento mais aproximado ao de uma lagoa costeira, sujeito ao ciclo diário das marés e, portanto maiores valores de salinidade (Ribeiro, 2005).

A riqueza biológica, quer em termos de biodiversidade quer de dimensão das populações, é superior no Braço Sul (Ribeiro, 2005). No entanto, a partir da Tabela VII, vimos que esta diferença não é clara, variando o número total nas duas massas de água apenas em dois espécimes., sendo nula a variação do número total de espécies nas duas massas de água para os anos anteriores, uma vez que apenas se procedeu à recolha de dados biológicos no Verão de 2010.

Com esta informação podemos concluir que, apesar de a composição taxonómica ser um parâmetro importante na avaliação do estado de qualidade ecológica, este é, no entanto, insuficiente. Efectivamente, existe um número limitado de espécies de sapal pelo que a presença/ausência de espécies sensíveis torna-se difícil de avaliar. De forma a contornar esta limitação, a métrica referente à composição taxonómica baseou-se não só na lista de espécies caracterizadoras de cada zona de sapal, como também no número de espécies assumidas como estando presentes em cada uma delas, em condições de referência. Segundo de Jong, (2007) para alcançar o estado “Elevado”, os sapais devem apresentar diversidade não só a nível de espécies, como também a nível de zonas, sendo a composição taxonómica expressa através do balanço entre as espécies existentes e as zonas em que se encontram distribuídas.

Como descrito anteriormente, a massa de água Mondego WB2 foi aquela que nos três anos, apresentou menores desvios relativamente aos valores de cobertura óptima, apresentando no final uma melhor pontuação. *Sarcocornia* spp. foi a espécie que mais se afastou do intervalo de cobertura de referência, estando os seus valores muito abaixo daqueles propostos para os valores óptimos. Pelo contrário, os valores de

cobertura referentes a *Scirpus maritimus*/*Spartina maritima* foram superiores àqueles esperados. Estas variações de cobertura poderão ser devidas a inúmeros factores, nomeadamente parâmetros físico-químicos (salinidade, pH e nutrientes), alterações do nível médio das águas e pressões antropogénicas, não abordadas neste trabalho, pois não foram feitos levantamentos de dados relativos a estes factores para os diferentes anos aqui estudados (Caçador, 2007).

No final, a massa de água Mondego WB1 registou sempre um Estado de Qualidade Ecológica (EQS) “Razoável” em todos os anos avaliados, sucedendo o mesmo com a massa de água Mondego WB2, tendo-lhe sido no entanto, atribuído um EQS “Bom”. Embora não se verifiquem diferenças notórias ao longo do tempo, estas observam-se entre as duas massas de água do Mondego, podendo resultar de uma série de impactos, destacando-se a enorme redução de áreas de sapal e a sua substituição por substrato rochoso, sobretudo no Braço Norte (WB1) (Ribeiro, 2005).

Em relação aos à Ria de Aveiro, esta foi classificada em todas as massas de água com um EQS “Razoável”. Por outro, a Lagoa de Óbidos foi o local de estudo que apresentou pior classificação, isto deve-se ao facto de ser o sistema com menor diversidade de espécies e maiores desvios em relação aos valores de cobertura óptima.

4.2. Aplicação de outras metodologias

A DQA estabelece a realização do Exercício de Intercalibração com a finalidade de assegurar a consistência e comparabilidade dos sistemas de monitorização dos vários Estados-Membros. O valor das fronteiras entre o estado “Excelente” e o estado “Bom” e entre este e o “Estado Razoável” será estabelecido por meio do Exercício de Intercalibração, garantindo que as fronteiras entre as classes de qualidade dos sistemas de classificação dos elementos biológicos sejam coerentes com as definições normativas da DQA e que estas sejam comparáveis entre Estados-Membros (PEC, 2000).

Segundo Best *et al.* (2007), para alcançar o estado “Excelente”, os sapais devem apresentar diversidade não só a nível de espécies, como também a nível de zonas. Por outro lado, para que se atinja um EQS “Excelente” essas zonas têm de ser mantidas ou aumentarem de dimensão, assim como a área total de sapal, que pode aumentar ou, caso isso não aconteça, tem de ser conservada em pelo menos 80%.

Os resultados obtidos, apenas verificam a “última parte da equação” relativamente à variação da área total de sapal. Efectivamente, no período de tempo

entre 1995 e 2003 a área de sapal aumentou em ambas as massas de água (Mondego WB1 e Mondego WB2) e no período de tempo entre 1995 e 2010 houve um aumento de área na massa de água Mondego WB1, mantendo-se a massa de água Mondego WB2 muito próxima dos valores iniciais. Desta forma e segundo o modelo sumário desta metodologia para a avaliação dos sapais, o estuário do Mondego registaria sempre um Estado de Qualidade Ecológica “Excelente”. No entanto, como houve uma variação temporal ao nível da área ocupada por cada zona de sapal, o EQS desce para “Bom”.

Finalmente, relativamente ao índice proposto por Garcia *et al.* (2009), apenas foi possível aplicar a sub-métrica relativa à diversidade de habitats. Relativamente às outras sub-métricas, não foi possível aplicá-las porque o desvio da cobertura em relação às condições óptimas foi realizado por habitat e não por massa de água, pelo que os intervalos de cobertura óptima estabelecidos não são comparáveis aos apresentados na metodologia portuguesa.

Por outro lado, devido à insuficiência de referências históricas relativamente às pressões antropogénicas no estuário do Mondego, a quantificação da área naturalmente disponível para ocupação dos diferentes habitats (do sapal), torna-se bastante controversa.

No final, obteve-se para a maioria das massas de água avaliados Estados de Qualidade Ecológica idênticos aos obtidos a partir do índice SMAT.

Deste modo, apesar de este índice não ter sido adoptado por todos os países da EU, pode ser facilmente intercalibrado com as restantes métricas adoptadas no âmbito da DQA

5. Conclusão e Considerações Finais

Em conclusão, a Directiva Quadro da Água (EC, 2000) e mais recentemente, a “European Marine Strategy Directive” 2008/56/EC (EC, 2008), exigem a implementação de metodologias que sistematizem a informação disponível relativa ao estado ecológico dos diversos tipos de águas e a traduzam de forma simplificada, capaz de ser interpretada e utilizada não só por ecologistas mas também por decisores políticos, com vista a sustentabilidade ecológica (Marques *et al.*, 2009).

Segundo Duarte (2010), os indicadores ecológicos, não têm sempre respostas consistentes no tempo e no espaço, podendo apresentar valores pouco expectáveis para um determinado local em certas condições. Devem por isso, ser testados em múltiplos ambientes, não se podendo proceder à sua interpretação de forma isolada do contexto real da comunidade ou do conhecimento prévio da história do local, quer em relação a eventos naturais quer antropogénicos. Assim é de extrema importância a definição de valores de referência e por outro lado a identificação das pressões a que a massa de água possa estar sujeita (fontes pontuais, difusas, recarga artificial), recorrendo para isso a câmaras e registos de propriedade. Finalmente, deve ser feita uma monitorização contínua de modo a fornecer dados suficientes para uma avaliação fiável do indicador ecológico. Segundo a DQA, no que diz respeito às plantas de sapal a frequência de monitorização aconselhada é cerca de três anos (PEC, 2000). Depois e a partir da construção de uma base de dados fiável, poderá prever-se a variação da comunidade vegetal de sapal.

6. Bibliografia

Bakke JP, (2005) Wadden Sea Ecosystem No. 19. Available at: www.waddensea-secretariat.org/QSR/chapters/QSR-07-saltmarsh.pdf Accessed 26 July 2010 -

Beefink WG (1977) The coastal salt marshes of western and northern Europe: an ecological and phytosociological approach. In: Chapman VJ (ed) *Wet Coastal Ecosystems*. Elsevier, Amsterdam, pp 109-155.

Bettencourt A, Bricker SB, Ferreira JG, Franco A, Marques JC, Mello JJ, Nobre A, Ramos L, Reis CS, Salas F, Simas T, Wolff W (2004) Typology and Reference Conditions for Portuguese Transitional and Coastal Waters. INAG, IMAR, 99p.

Best M, Massey A, Prior A (2007) Developing a saltmarsh classification tool for the European water framework directive. *Marine Pollution Bulletin* 55:205–214.

Bockelmann AC, Bakker JP, Neuhaus R, Lage J (2002) The relation between vegetation zonation, elevation and inundation frequency in a Wadden Sea salt marsh. *Aquatic Botany* 73:211-221.

Borja A, Franco J, Pérez V (2000) A Marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40:1100–1114.

Borja Á, Franco J, Valecia V, Bald J, Muxika I, Belzunce MJ, Solaun O (2004) Implementation of the European water Framework directive from Basque country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin* 48:2009-218.

Breine JJ, Maes J, Quataert P, van den Berg E, Simoens I, van Thuyne G, Belpaire C (2007) A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia* 575:141–159.

Caçador I, Tibério S, Cabral HN (2007) Species zonation in Corroios salt marsh in the Tagus estuary (Portugal) and its dynamics in the past fifty years. *Hydrobiologia* (2007) 587: 205-211.

Chapman VJ (1974) *Salt Marshes and Salt Deserts of the World*. J. Cramer, Lehre.

- Clements FE (1916) *Plant Succession: An Analysis of the Development of Vegetation*. Carnegie Institution of Washington Publ., 512 p.
- Coates S, Waugh A, Anwar A, Robson M (2007) Efficacy of a multimetric fish index as an analysis tool for the transitional fish component of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55:225–240.
- Devlin M, Best M, Coates D, Bresnan E, O’Boyle S, Park R, Silke J (2007) Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities. *Marine Pollution Bulletin* 55:91–103.
- Duarte A, (2010) *Variação temporal da comunidade macrobentónica subtidal do sector polihalino do braço Sul do estuário do Mondego. Contributo para a avaliação do estado ecológico*. Universidade de Coimbra, Coimbra.
- Falkenmark M, Rockstroem J, (1996) Escaping from ongoing land/water mismanagement. *AMBIO* 25 (3):211–212.
- Flowers TJ (1975) Halophytes. In: Baker DA, Hall JL (eds) *Ion Transport in Plant Cells and Tissues*. Amsterdam: North Holland, pp 309-334.
- Flowers TJ, Hajibagheri MA, Clipson NJW (1986) Halophytes. *Quarterly Review of Biology* 61:313-337.
- Foden J, de Jonge D (2007) Assessment metrics for littoral seagrass under the European Water Framework Directive; outcomes of UK intercalibration with the Netherlands. *Hydrobiologia* 579:187–197 (Erratum *Hydrobiologia* 583:383).
- Garcia P, Zapico E, Colubi A (2009) An angiosperm quality index (AQI) for Cantabrian estuaries. *Ecological Indicators* 9:856–865.
- Gaspar R, (2007) *As macroalgas como ferramenta de avaliação ecológica da qualidade das águas costeiras*. Universidade de Coimbra, Coimbra
- Glenn-Lewin DC, Peet RK, Veblen TT (1992) *Plant Succession: Theory and prediction*. Chapman & Hall, London, 352 p.

Instituto da Água (2005) Relatório síntese sobre a caracterização das Regiões Hidrográficas prevista na Directiva-Quadro da Água. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território Regional. Available at:
http://dqa.inag.pt/dqa2002/port/relatorios/Relatorio_Artigo5_PT-SETEMBRO.pdf

Jennings DH (1968) Halophytes, succulence and sodium in plants – a unified theory. *New Phytologist* 67:899-911.

Johnson N, Revenga C, Echeverria J (2001) Managing water for people and nature. *Science* 292 (5519):1071–1072.

Jonkers N, Sousa A, Galante-Oliveira S, Barroso MB, Giger W (2010) Occurrence and sources of selected phenolic endocrine disruptors in ria de Aveiro, Portugal. *Environ Sci Pollut Res* 17 (4): 834-843.

Juanes JA, Guinda X, Puente A, Revilla JA (2008) Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. *Ecological Indicators* 8:351–359.

Marques JC, Basset A, Brey, T, Elliot M (2009) The ecological sustainability trignon – A proposed conceptual framework for creating and testing management scenarios. *Marine Pollution Bulletin* 58: 1773-1779

Meybeck M, Helmer R (1989) The quality of rivers: from pristine stage to global pollution. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 75:283–309.

Mitsch WJ, Gosselink JG (2000) *Wetlands*. New York: JohnWiley & Sons, 3rd edition.

Moss T (2004) The governance of land use in river basins: prospects for overcoming problems of institutional interplay with the EU Water Framework Directive. *Land Use Policy* 21 (1):85–94.

Muxika I, Borja A, Bald J (2007) Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55:16–29.

Neto JM, Teixeira H, Patrício J, Baeta A, Veríssimo H, Pinto R, Marques JC (2010) The Response of Estuarine Macrobenthic Communities to Natural – and Human – Induced Changes: Dynamics and Ecological Quality. *Estuaries and Coasts* 33:1327–1339

Neto JM, Flindt MR, Marques JC, Pardal MA (2008) Modelling nutrients mass balance in a temperate meso-tidal estuary: implications for management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76: 175-185.

Odum EP (1969) The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262-270.

Odum EP (1971) *Fundamentals of Ecology*, 3rd ed. Sanders, Philadelphia, 544.

Olf H, Bakker JP, Fresco LFM (1988) The effect of fluctuations in tidal inundation frequency on salt-marsh vegetation. *Vegetatio* 78:13-19.

Patrício J, Neto JM, Teixeira H, Marques JC (2007) Opportunistic macroalgae metrics for transitional waters. Testing tools to assess ecological quality status in Portugal. *Marine Pollution Bulletin*, 54: 1887-1896

PEC – Parlamento Europeu e Conselho (2000) Directiva 2000/60/CE de 23 de Outubro de 2000 que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias* L327/1-72.

Ribeiro J, (2005) Factores ambientais e impactos antrópicos condicionantes das actividades tradicionais no estuário do Mondego. I Seminário Internacional sobre o sal português. Instituto de História Moderna da Universidade do Porto p. 392-405

Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H.C., Cederwall, H., Dimming, A., 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49, 728–739.

Sánchez JM, Izco J, Medrano M (1996) Relationships between vegetation zonation and altitude in a salt-marsh system in northwest Spain. *Journal of Vegetation Science* 7:695-702.

Silva JF, Duck, RW (2001) Historical changes of bottom topography and tidal amplitude in the Ria de Aveiro, Portugal-trends for future evolution climate. *Res*,18: 17-24.

Silva JF, Duckr RW, Catarino JB (2004) *Hidrology and Earth Systems Sciences* 8 (2): 151-159

Silva H, Dias JM, Caçador I (2009) Is the salt marsh vegetation a determining factor in the sedimentation processes? *Hydrobiologia* 621:33–47

Souza P, (2001) A importância do uso de bioindicadores de qualidade; O caso específico das águas. *Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil*. São Carlos: Rima, 2001. p.55-66

Valiela I, Teal JM (1979) The nitrogen budget of a salt marsh ecosystem. *Nature* 280:652–656.

Vinagre C, Cabral HN, Caçador I (2007) Influence of halophytes and metal contamination on salt marsh macro-benthic communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76: 715-722

Waisel Y (1972) *Biology of Halophytes*. Academic Press, New York.

Wells E, Wilkinson M, Wood P, Scanlan C (2007) The use of macroalgal species richness and composition n intertidal rocky seashores in the assessment of ecological quality under the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55:151–161.

White I, Howe J (2004) The mismanagement of surface water. *Applied Geography* 24 (4):261–280

Anexo

Tabela XXIV: Características gerais dos locais de amostragem do Estuário do Rio Mondego.

Local de amostragem	Estação 14	Estação 7: Montante	Estação 4: Gala	Estação 7: Ilha
Massa de água	WB1	WB2	WB2	WB2
Coordenadas: i)=Início f)=Fim	i)Lat.: 40° 7'44.68"N i)Long.:8°47'54.75"W f)Lat.: 40° 7'42.05"N f)Long.: 8°48'2.02"W	i)Lat.: 40°7'20.81"N i)Long.:8°48'50.46"W f)Lat.: 40° 7'25.40"N f)Long.:8°48'55.51"W	i)Lat.: 40° 8'0.69"N i)Long.:8°50'39.79"W f)Lat.: 40° 7'59.14"N f)Long.:8°50'41.81"W	i)Lat.: 40°7'36.96"N i)Long.:8°48'13.78"W f)Lat.: 40° 7'32.87"N f)Long.:8°48'11.48"W
Datum	WGS84	WGS84	WGS84	WGS84
Data	29/07/2010	29/07/2010	29/07/2010	29/07/2010
Hora	13:00h	09:30h	08:30h	11:45h
Duração	30min	45min	30min	45min
Situação maré	Baixa mar (11:27) 0,75m	Baixa mar (11:27) 0,75m	Baixa mar (11:27) 0,75m	Baixa mar (11:27) 0,75m
Condições Meteorológicas	Boas	Boas	Boas	Boas
Meios utilizados	Amostragem realizada a pé	Amostragem realizada a pé	Amostragem realizada a pé	Amostragem realizada a pé
Acesso	Directamente da estrada ao longo da margem direita do rio, à separação dos braços Norte e Sul do estuário	Por estrada de terra batida o longo da margem direita do rio pranto até ao moinho das 12 pedras, depois por caminho de terra batida até à margem esquerda do braço Sul do estuário	Directamente da estrada de terra batida junto à margem direita do braço Sul do estuário	Estrada de terra batida até à casa mais a Este da ilha da Murraceira, depois caminho pedestre

Tabela XXV: Características gerais dos locais de amostragem da Ria de Aveiro.

Local de amostragem	ETAR da Gafanha	Póvoa do Paço	Cacia	Monte Farinha
Massa de água	WB1	WB2	WB2	WB2
Coordenadas: i)=Início f)=Fim	i)Lat.: N40 36 02.3 i)Long.: W8 44 14.1 f)Lat.: N40 36 13.7 f)Long.: W8 44 39.7	i)Lat.: N40 40 40.1 i)Long.: W8 38 03.6 f)Lat.: N40 40 44.4 f)Long.: W8 38 25.9	i)Lat.: N40 41 37.4 i)Long.: W8 38 28.7 f)Lat.: N40 41 33.3 f)Long.: W8 38 26.3	i)Lat.: N40 39 46.8 i)Long.: W8 42 07.4 f)Lat.: N40 39 52.6 f)Long.: W8 42 00.9
Datum	WGS84	WGS84	WGS84	WGS84
Data	25/08/2010	24/08/2010	25/08/2010	26/08/2010
Hora	12:20h	13:00h	07:30h	08:30h
Duração	1h	1,5h	1h	45min
Situação maré	Baixa mar (10:08) 0,81m	Baixa mar (09:38) 0,87m	Baixa mar (10:08) 0,81m	Baixa mar (10:38) 0,79m
Condições Meteorológicas	Boas	Boas	Boas	Boas
Meios utilizados	Amostragem realizada a pé	Amostragem realizada a pé	Amostragem realizada a pé	Amostragem realizada a pé
Acesso	Estrada marginal de terra batida entre Gafanha da Encarnação e Gafanha do Carmo, directamente do parque de estacionamento em frente à ETAR	Acesso directo à margem do parque de estacionamento de terra batida no final da Viela da Capela	Directamente da estrada de terra batida junto à margem esquerda do rio Vouga	Por barco, acostando na margem

Tabela XXV (continuação): Características gerais dos locais de amostragem da Ria de Aveiro.

Local de amostragem	Ilha da Testada	Vagos	Salreu	Fonte (Pardilhó)
Massa de água	WB2	WB3	WB4	WB5
Coordenadas: i)=Início f)=Fim	i)Lat.: N40 42 22.9 i)Long.: W8 40 15.5 f)Lat.: N40 42 27.4 f)Long.: W8 40 09.1	i)Lat.: N40 33 23.9 i)Long.: W8 40 46.1 f)Lat.: N40 33 25.8 f)Long.: W8 40 33.6	i)Lat.: N40 43 03.7 i)Long.: W8 37 26.5 f)Lat.: N40 43 07.6 f)Long.: W8 37 25.9	i)Lat.: N40 48 03.0 i)Long.: W8 38 17.9 f)Lat.: N40 47 59.5 f)Long.: W8 38 31.5
Datum	WGS84	WGS84	WGS84	WGS84
Data	26/08/2010	24/08/2010	25/08/2010	25/08/2010
Hora	09:40h	07:45h	08:45h	10:40h
Duração	30min	2h	30min	45min
Situação maré	Baixa mar (10:38) 0,79m	Baixa mar (09:38) 0,87m	Baixa mar (10:08) 0,81m	Baixa mar (10:08) 0,81m
Condições Meteorológicas	Boas	Boas	Boas	Boas
Meios utilizados	Amostragem realizada a pé	Amostragem realizada a pé	Amostragem realizada a pé	Amostragem realizada a pé
Acesso	Por barco, acostando na margem	Dos Bombeiros de Vagos, acesso directo por estrada de terra batida lateral ao parque/jardim que dá para a margem	Directamente da estrada de terra batida para a margem	Directamente do parque de estacionamento do cais de acostagem de Ribeira D'aldeia (Fonte)

Tabela XXVI: Características gerais dos locais de amostragem da Lagoa de Óbidos.

Local de amostragem	Sul	Norte	Sul
Massa de água	WB1	WB2	WB2
Coordenadas: i)=Início f)=Fim	i)Lat.: 39°25'10.99"N i)Long.: 9°13'25.22"W f)Lat.: 39°25'7.50"N f)Long.: 9°13'29.89"W	i)Lat.: 39°24'22.37"N i)Long.: 9°11'31.18"W f)Lat.: 39°24'21.81"N f)Long.:9°11'30.10"W	i)Lat.: 39°23'12.40"N i)Long.: 9°13'25.10"W f)Lat.: 39°23'13.18"N f)Long.:9°13'25.91"W
Datum	WGS84	WGS84	WGS84
Data	27/07/2010	27/07/2010	27/07/2010
Hora	10:30h	12:00h	09:15h
Duração	45min	30min	45min
Situação maré	Baixa mar (10:17) 0,82m	Baixa mar (10:17) 0,82m	Baixa mar (10:17) 0,82m
Condições Meteorológicas	Boas	Boas	Boas
Meios utilizados	Amostragem realizada a pé	Amostragem realizada a pé	Amostragem realizada a pé
Acesso	Praia do Bom Sucesso, pela ciclovia de terra batida que parte da aldeia dos pescadores	Directamente da estrada marginal (por Vale Pomar) para a margem	Saindo da estrada principal, ao início da estrada de terra batida