



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

**Conservação de charcos temporários
mediterrânicos sob manejo agrícola – Uma
avaliação usando flora**

Eliana Dinamene Mira Galioto Machado

Orientação: Dr^a Carla Pinto Cruz

Co-Orientação: Dr^a Ana Lumbreras Corujo

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Évora, 2015

Universidade de Évora

Escola de Ciências e Tecnologia

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Conservação de charcos temporários mediterrânicos sob manejo agrícola – Uma
avaliação usando flora

Eliana Dinamene Mira Galioto Machado

Orientação: Dr^a Carla Pinto Cruz

Co-Orientação: Dr^a Ana Lumbreras Corujo

Évora, 2015



“A alegria de ver e compreender é a mais bela dádiva da Natureza.”

Albert Einstein

© Eliana Dinamene
2015

Dinamene
19/03/2015

Agradecimentos

Esta Dissertação de Mestrado surgiu no âmbito da unidade curricular de Projeto e Seminário do Mestrado em Biologia da Conservação 8ª edição e foi realizada em conjunto com a tese do colega Luis Sousa, intitulada “Conservação de charcos temporários mediterrânicos sob manejo agrícola: uma avaliação usando anfíbios”. O tema foi proposto pelos professores Doutor Paulo Sá Sousa e Doutora Carla Pinto Cruz da Universidade de Évora, aos quais gostaria de agradecer primeiramente por esta grande oportunidade de poder aprender um pouco mais sobre charcos temporários mediterrânicos e contribuir um pouco mais para o seu conhecimento.

Gostaria de agradecer em especial às minhas orientadoras.

À Doutora Carla Pinto Cruz, por todo o conhecimento que me foi transmitido de modo a ser possível realizar a tese de mestrado, pela disponibilidade para ir ao campo de forma a ajudar inicialmente na realização dos inventários florísticos, ajuda na identificação nas espécies mais desafiantes e também pela paciência demonstrada ao longo de toda a tese.

À Doutora Ana Lumbreras, pela grande amizade, ensinamentos e ajuda disponibilizada para as análises estatísticas necessárias à realização da tese.

Por outro lado, também gostaria de agradecer aos meus colegas André Pereira, Emanuel Silva e Pedro Silva pelo dia que decidiram partilhar uma saída de campo connosco.

À minha mãe e aos pais do Luis por todo o apoio e incentivo.

À Cristina Madeira Baião pelas conversas, companhia e conselhos.

E ao meu colega, companheiro, amigo e namorado, Luis Sousa pela companhia nas inúmeras saídas de campo realizadas, ajuda, apoio para completar esta nossa nova etapa da vida.

RESUMO	1
<hr/>	
ABSTRACT	2
<hr/>	
1. INTRODUÇÃO	3
<hr/>	
1.1. Zonas Húmidas	4
1.2. Charcos temporários	5
1.2.1. Importância biológica, cultural e social	6
1.2.2. Charcos temporários mediterrânicos - Habitat prioritário 3170*	8
1.2.3. Ameaças	10
1.3. Objetivos	13
2. METODOLOGIA	14
<hr/>	
2.1. Caracterização da área de estudo	15
2.2. Identificação e caracterização dos charcos temporários mediterrânicos	16
2.3. Métodos de análise de dados	19
3. RESULTADOS	21
<hr/>	
3.1. Identificação e caracterização dos charcos temporários mediterrânicos	22
3.1.1. Flora	22
3.1.1.1. Caracterização florística	22
3.1.1.2. Relação da componente florística e o estado de conservação	25
3.1.2. Fatores abióticos	29
3.1.2.1. Caracterização dos parâmetros de água e solo	29
3.1.2.2. Relação dos fatores abióticos e o estado de conservação	31
4. DISCUSSÃO	34
<hr/>	

Índice de Figuras

Figura 1 – Distribuição das zonas húmidas no Mundo.....	5
Figura 2 – Gráfico representativo dos serviços de ecossistemas que a natureza nos oferece.....	7
Figura 3 – Espécies indicadoras dos CTM para o Sudoeste de Portugal, segundo Pinto-Cruz <i>et al.</i> (2009).....	9
Figura 4 – Distribuição percentual da superfície total de CTM abrangidos na Rede Natura 2000.....	10
Figura 5 – Imagem de um charco temporário em 2006 e em 2010.....	11
Figura 6 – Área de estudo com os CTM abrangidos nesta tese.....	16
Figura 7 – Imagens de satélite de um charcos temporário em Abril e em Junho no mesmo ano.....	16
Figura 8 – Diagrama triangular para classificação de texturas adaptado aos limites internacionais das frações granulométricas.....	18
Figura 9 – Gráfico representativo do estado de conservação dos CTM analisados neste estudo.....	22
Figura 10 – Dendrograma de classificação de charcos com base na presença/ausência da flora amostrada na época de Primavera.....	25
Figura 11 – Dendrograma de classificação de charcos com base na abundância específica da flora amostrada na época de Primavera.....	26
Figura 12 – Dendrograma de classificação de charcos com base na presença/ausência da flora amostrada na época de Inverno.....	26
Figura 13 - Dendrograma de classificação de charcos com base na abundância específica da flora amostrada na época de Inverno.....	27
Figura 14 – Fatores abióticos da água em função dos estados de conservação: bom, intermédio (inter) e mau.....	32
Figura 15 – Fatores abióticos do solo em função dos estados de conservação: bom, intermédio (inter) e mau.....	33
Figura 16 – <i>Caropsis verticillato-inundata</i> e <i>Pilularia minuta</i>	36

Índice de Tabelas

Tabela 1 – Parâmetros químicos e físicos da água e métodos analíticos de referência utilizados nas análises.....	17
Tabela 2 – Elenco florístico resultante deste estudo.....	23
Tabela 3 – Espécies indicadoras de cada estado de conservação dos CTM, usando presença/ausência das espécies observadas no Inverno.....	27
Tabela 4 – Espécies indicadoras de cada estado de conservação dos CTM, usando abundância específica das espécies observadas no Inverno.....	28
Tabela 5 – Espécies indicadoras de cada estado de conservação dos CTM, usando presença/ausência das espécies observadas na Primavera.....	28
Tabela 6 – Espécies indicadoras de cada estado de conservação dos CTM, usando abundância específica das espécies observadas na Primavera.....	29
Tabela 7 – Resumo dos resultados das análises físico-químicas da água e do solo.....	30
Tabela 8 – Percentagem de charcos segundo as classes de textura do solo.....	30
Tabela 9 – Tabela resumo dos resultados obtidos nas análises estatísticas.....	31
Tabela 10 – Espécies com interesse para a conservação encontradas nos CTM e seu respectivo estatuto de conservação IUCN e/ou proteção legal, quando aplicáveis.....	36
Tabela 11 – Síntese das espécies indicadoras de charcos temporários mediterrânicos, consoante a época de amostragem e o tipo de dados.....	37

Resumo

Os charcos temporários mediterrânicos são um dos habitats mais ameaçados da Europa. Estes ecossistemas são caracterizados por estarem sujeitos a condições ecológicas extremas e instáveis, devido à alternância entre a fase inundada e seca. Estes charcos albergam uma grande variedade de espécies, algumas delas raras e ameaçadas. A realização deste estudo teve como objetivos a: 1) identificação de charcos temporários mediterrânicos na região Alentejo; 2) caracterização da componente florística e físico-química da água e do solo dos CTM identificados; 3) identificação de indicadores do estado de conservação deste habitat. Foram amostrados 45 charcos temporários, onde foram identificadas 123 espécies de plantas. A flora foi inventariada em duas fases do ciclo anual de enchimento dos charcos: inverno e primavera. A análise de espécies indicadoras e a fidelidade permitiram identificar as espécies características dos diferentes estados de conservação (bom, intermédio e mau). O estado de conservação dos charcos foi também relacionado com 16 parâmetros físico-químicos da água e do solo. Apenas quatro parâmetros da água estão significativamente relacionados com o estado de conservação dos CTM. A água dos charcos bem conservados apresentam valores baixos de condutividade, amónio e dureza total e valores elevados de oxigénio dissolvido.

Palavras-chave: Flora, Espécies Indicadoras, Estado de Conservação, Factores Abióticos, Região Alentejo

Abstract

Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural usage – an evaluation using flora

Mediterranean temporary ponds are one of the most threatened habitats in Europe. These ecosystems are characterized by their instability and exposure to extreme environmental conditions due to changes during flooded and dried phases. These ponds support a variety of species, some of them rare and endangered. The objectives of this study were: 1) identification of Mediterranean temporary ponds in the Alentejo region; 2) characterization of the floristic component and physicochemical water and soil parameters, from the identified CTM; 3) identification of habitat conservation status indicators. We sampled 45 Mediterranean temporary ponds, where 123 species of plants have been identified. The flora was sample in two phases of the annual cycle filling of the ponds: winter and spring. The indicator species analysis and fidelity allowed to identify characteristic species of different conservation status (good, intermediate and bad). The conservation status of the ponds was also related to 16 physical and chemical parameters of water and soil. Only four water parameters are significantly related to CTM conservation status. The water of well preserved ponds exhibit lower values of conductivity, total hardness and ammonium, and high levels of dissolved oxygen.

Keywords: Flora, Indicator Species, Conservation Status, Abiotic factors, Alentejo region

1. INTRODUÇÃO



Charco temporário mediterrânico, fase inundada.

1.1. Zonas Húmidas

As zonas húmidas estão entre os ecossistemas mais importantes e produtivos do Mundo (Ferreira, 2010). Estas áreas são também responsáveis pela disponibilização de diversos serviços de ecossistema que ajudam diariamente tanto o ser humano como os restantes seres vivos, tais como: controlo de inundações, estabilização da linha costeira, proteção contra tempestades, purificação da água, entre muitos outros (Zedler & Kercher, 2005; Keddy, 2010; Costanza *et al.*, 2008; Ramsar Convention Secretariat, 2013; Mitsch *et al.*, 2013). Em 1956, no decorrer da publicação *Wetlands of the United States*, Shaw e Fredine despertaram a comunidade científica para a importância destas áreas e, desde então, a sua definição foi sofrendo alterações (Tiner, 1999; Mitsch & Gosselink, 2007). Só em 1971, no decorrer da convenção *Wetlands of International especially as Waterfowl Habitat* (mais tarde Convenção de Ramsar) é que foi elaborada a definição que viria a ser a mais aceite e usada até aos dias de hoje. Segundo esta, as zonas húmidas são “zonas de pântano, charco, turfeira ou água, natural ou artificial, permanente ou temporária, com água estagnada ou corrente, doce salobra ou salgada, incluindo zonas marinhas cuja profundidade na maré baixa não exceda os seis metros”. Estes ecossistemas ocorrem por quase todo o mundo, desde a tundra até aos trópicos, mas é difícil saber exatamente quanta superfície da Terra é composta por zonas húmidas. Primeiro, porque são frequentemente uma proporção relativamente pequena da paisagem. Segundo, porque estão distribuídas em pequenas manchas ou faixas por todos os biomas e, portanto, não podem ser fielmente mapeadas. E terceiro, porque são ecossistemas muito variáveis em termos de área e um conjunto de ecossistemas pode conter uma grande variedade de tipos de zonas húmidas (Keddy, 2010). Apesar da dificuldade, Mitsch e Gosselink, na sua publicação *Wetlands* (2007), estimaram que a área de ocupação das zonas húmidas seria entre 4 a 6% da superfície da Terra (Ramsar Convention Secretariat, 2013). Deste modo, a Figura 1 apresenta a distribuição global aproximada.

Com o estabelecimento da Convenção de Ramsar foi então realizada uma *Lista de Zonas Húmidas de Importância Internacional*, que visa a conservação das áreas listadas. Atualmente, constam nessa lista 2210 zonas húmidas para proteção especial, cobrindo quase 211 milhões de hectares (Ramsar Convention, 2015).

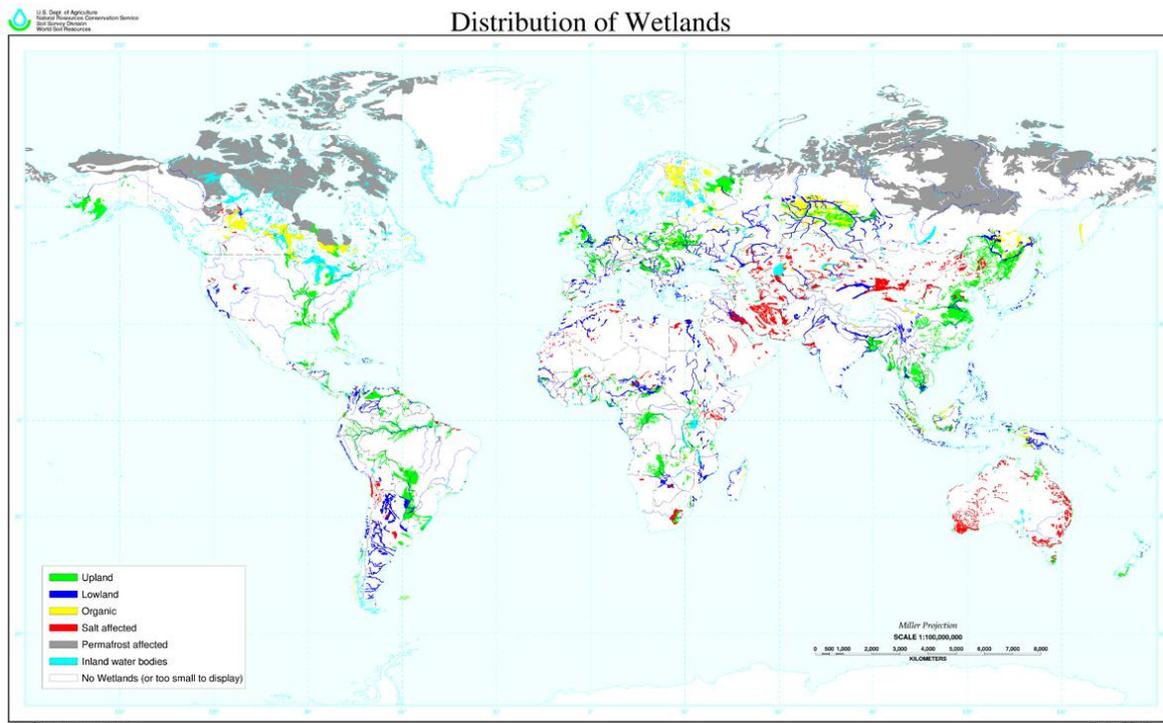


Figura 1 – Distribuição das zonas húmidas no mundo. Fonte: Natural Resources Conservation Service (2013).

1.2. Charcos temporários

Dentro das zonas húmidas podemos encontrar diversos tipos de ecossistemas, tais como zonas húmidas costeiras, pântanos, estuários, turfeiras, lagos de pouca profundidade, charcos, entre muitos outros. Mas são os charcos, principalmente os de carácter temporário, que merecem uma especial atenção neste estudo. Os charcos temporários são pequenas depressões (<10 ha de área), rasas, caracterizadas por uma alternância de fases inundadas e secas, e uma hidrologia auto-suficiente (Beja & Alcazar, 2003; Ferreira, 2010; Bagella & Caria, 2012; Ramsar Convention Secretariat, 2013). Estes ecossistemas, muitas vezes endorreicos, mantêm-se inundadas por um período suficientemente longo, de modo a permitir o desenvolvimento de solos hidromórficos, assim como vegetação dependente de zonas húmidas aquáticas ou anfíbias e comunidades de fauna (Ramsar Convention Secretariat, 2013). De modo a sobreviver aos períodos de seca a que estão sujeitas, nomeadamente no Verão, a flora e a fauna aquáticas são levadas a desenvolver mecanismos específicos, tais como: ciclos de vida complexos, incluindo fases terrestres; fases de resistência; e construção de um banco de sementes, preparado a germinar e a produzir novas plântulas durante os períodos mais favoráveis (Warwick & Brock, 2003; Díaz-Paniagua *et al.*, 2010; Pinto-Cruz *et*

al., 2011). Outras características deste habitat é a ausência de predadores comuns em corpos de água mais permanentes, como por exemplo os peixes. No entanto, existem evidências que o papel predatório desempenhado pelos anfíbios, e outros invertebrados, possam ser importantes na regulação das comunidades existentes nos charcos temporários (Brendonck *et al.*, 2002; Díaz-Paniagua *et al.*, 2010). Em termos de variação, os charcos temporários são ecossistemas bastante heterogêneos, variando muito tanto em relação à sua área – desde menos de 1 m² na Ilha de Gavdos, Grécia, até vários hectares – como à profundidade, duração do hidroperíodo, e até mesmo quanto à sua origem, podendo esta ser de origem humana ou natural (EPCN, 2008; Ferreira, 2010). Apesar de ocorrerem de uma forma discreta e pontual na paisagem, não deixam de ser zonas húmidas com elevada importância, tanto para refúgio de aves migratórias (Grillas *et al.*, 2004; Dimitriou *et al.*, 2006) como por albergarem uma diversidade de espécies superior, em comparação com outros corpos de água – valas, riachos, rios e lagos (Céréghino *et al.*, 2008; Davies *et al.*, 2008; Bagella & Caria, 2012). No que diz respeito à distribuição, os charcos temporários podem ser encontrados por quase todo o Mundo, sendo comuns na Europa (Nicolet *et al.*, 2004; Dimitriou *et al.*, 2006; Ferreira, 2010), América do Norte (Graham, 2002), Austrália (Warwick & Brock, 2003), e Norte de África (Rhazi *et al.*, 2006).

Segundo Gray (1988), embora os charcos temporários apresentem um carácter mais efémero, a verdade é que são um dos habitats aquáticos mais antigos. Afirmação essa que pode ser comprovada devido à existência de charcos temporários na Califórnia que datam de, pelo menos, 50000 anos atrás (Martin, 1990). Williams *et al.* (2000), acreditam que a razão destes ecossistemas terem prosperado durante tanto tempo é a fase de dessecação, uma vez que toda a matéria orgânica oxida durante esta fase dificultando, e até mesmo impossibilitando, a sedimentação, embora existam exceções.

1.2.1. Importância biológica, cultural e social

Os charcos temporários são um recurso de água doce excepcional, uma vez que os milhões de pequenos charcos com menos de 10 hectares distribuídos por todo Mundo, representam cerca de 30 por cento da superfície global de água parada, e, tendo em conta que são zonas húmidas, é de se esperar que grande parte da sua importância se deva às funções ecológicas que desempenham (EPCN, 2008; Ferreira, 2010; Bagella & Caria, 2012). Mas estes ecossistemas não são importantes apenas por isso, segundo Davies *et al.* (2008), os

charcos temporários são os habitats que mais contribuem para a biodiversidade local, em termos de plantas e macroinvertebrados, comparativamente a rios, ribeiros, lagoas e lagos, e aumentam a conectividade entre habitats de água doce. Apesar de se tratarem de ecossistemas de dimensões reduzidas, a verdade é que conseguem albergar uma grande biodiversidade de espécies raras e ameaçadas, desde plantas vasculares, grande branquiópodes, insetos aquáticos, anelídeos e anfíbios (Canha & Cruz, 2010; IUCN, 2014).

Para além disso, estes habitats oferecem uma grande variedade de serviços de ecossistema, particularmente importantes no contexto das mudanças climáticas, nomeadamente na gestão de recursos hídricos e mitigação da poluição. Mas os charcos temporários também são importantes para a cultura e história Europeia pois, por exemplo, durante anos forneceram recursos alimentares e água, tanto para o Homem como para o gado, e é uma das ligações mais próximas entre o ser humano e a restante natureza. Por outro lado, alguns charcos têm registos sedimentares, acumulados ao longo milénios, que nos permitem analisar o próprio charco, os locais circundantes, assim como o modo de vida dos nossos antepassados (EPCN, 2008). Na Figura 2 podemos encontrar representados alguns dos serviços de ecossistemas que a natureza nos oferece.

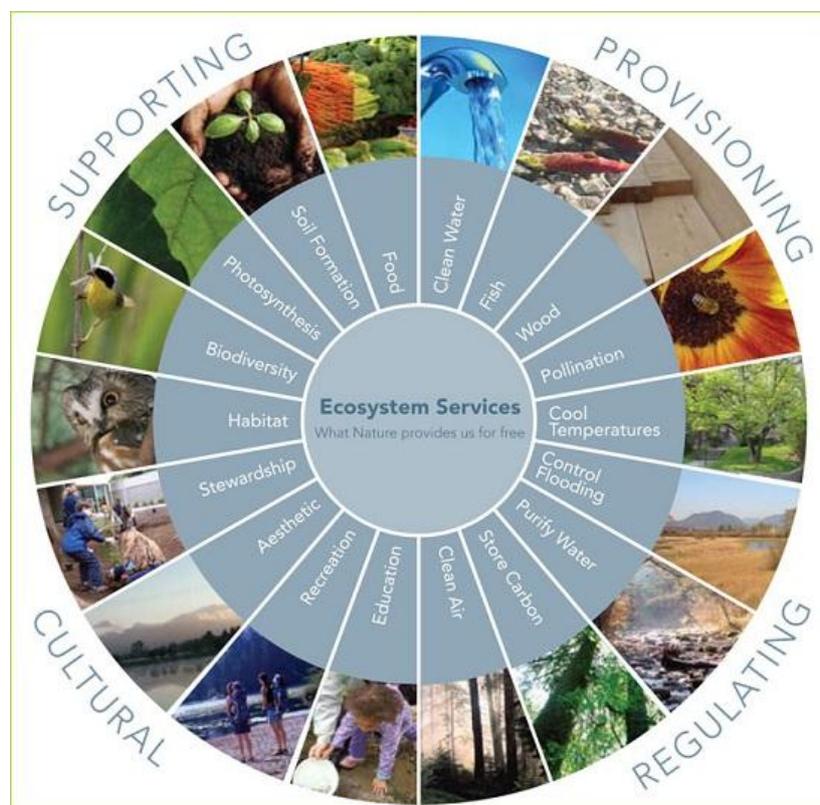


Figura 2 – Gráfico representativo dos serviços de ecossistemas que a natureza nos oferece.
 Fonte: <http://freshwaterwatch.thewaterhub.org/content/ecosystem-services>.

1.2.2. Charcos temporários mediterrânicos – Habitat prioritário 3170*

Os charcos temporários ocorrem um pouco por todo o mundo. Contudo, na região Mediterrânica, existe um tipo de charcos temporários ao qual devemos dar especial atenção, os charcos temporários mediterrânicos (CTM), pois são um dos ecossistemas mais notáveis e ameaçados da Europa (EPCN, 2008; Gómez-Rodríguez *et al.*, 2009; Ferreira, 2010; Zacharias & Zamparas, 2010).

Os CTM são depressões pouco profundas, de dimensões reduzidas, endorreicas e situadas sobre substratos impermeáveis, apresentando também uma alternância entre uma fase inundada invernal e uma fase seca estival. Estes são colonizados por complexos de comunidades de plantas vasculares, na sua grande maioria anuais, pertencentes a mais do que uma aliança da ordem *Isoetetalia* (*Isoeto-Nanojuncetea*), dispostas em faixas mais ou menos concêntricas, e adaptadas a solos temporariamente encharcados (ALFA, 2004; Canha & Cruz, 2010). Uma das adaptações é o facto de apresentarem ciclos de vida curtos, onde as sementes germinam apenas na presença de condições ideais e realizam todo o seu ciclo até ao início do Verão.

Neste tipo de ecossistemas o hidroperíodo é considerado como um dos fatores ecológicos mais importantes, embora Cirujano (1995) tenha apontado que a profundidade e as características físico-químicas da água também sejam determinantes na dinâmica e composição florística dos charcos (Rosselló-Graell, 2003; Canha & Cruz, 2010). A altura da coluna de água, normalmente, não excede os 40 centímetros no pico de enchimento (Canha & Cruz, 2010).

De acordo com o estudo realizado por Pinto-Cruz *et al.* (2009), as espécies indicadores dos CTM, para a região do Parque Natural do Sudoeste e Costa Vicentina, são: *Eryngium corniculatum*, *Isoetes setaceum* e *Isoetes velatum* na zona central dos charcos e *Isoetes histrix*, *Juncus capitatus*, *Lotus hispidus* e *Chaetopogon fasciculatus* na zona marginal (Figura 3). Embora se conheçam as espécies indicadoras é fundamental ter em conta que na identificação do habitat existem variações nas espécies, tanto a nível espacial como temporal, uma vez que há registo de espécies que aparecem de 3 em 3 anos, 5 em 5 ou, até mesmo, de 10 em 10, sendo a resiliência do habitat assegurada pelo stock de sementes no solo (Espírito-Santo & Arsénio, 2005; Canha & Cruz, 2010).

Segundo Rhazi *et al.* (2012), as comunidades existentes nos CTM funcionam como meta comunidades e as ligações bióticas entre charcos são mantidas através de diversos mecanismos de dispersão (ativos e passivos – animais, vento e água), pelo que um declínio na densidade destes ecossistemas na paisagem irá resultar num aumento do isolamento e enfraquecimentos destas ligações.

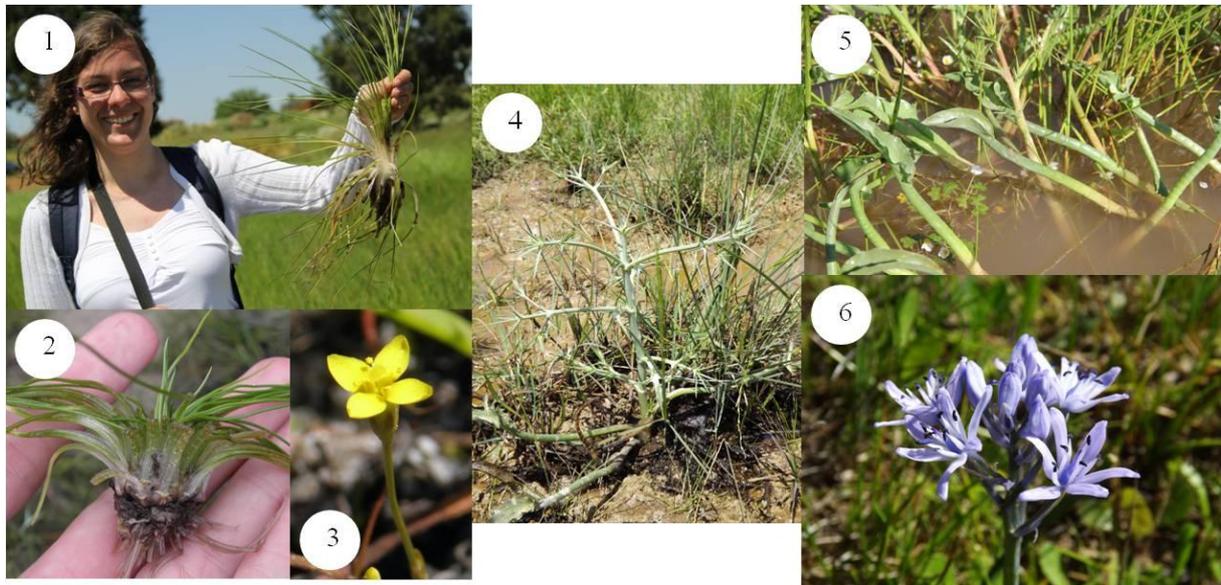


Figura 3 – Espécies indicadoras dos CTM para o SW de Portugal, segundo Pinto-Cruz *et al.* (2009). 1 – *Isoetes setaceum*; 2 – *Isoetes velatum*; 3 – *Cicendia filiformis*; 4 – *Eryngium corniculatum* (fase seca); 5 – *Eryngium corniculatum* (fase inundada); 6 – *Hyacinthoides vicentina*. Fonte: própria.

O início e a duração do período de inundação, assim como a composição fitocenótica dos charcos, dependem das condições meteorológicas (precipitação), pelo que se recomenda que a identificação do habitat e a inventariação da sua flora deve ser realizada em anos de precipitação superior ao percentil 40 e na altura de máxima diversidade – Primavera (Rosselló-Graell, 2003; ALFA, 2004). Uma alteração no regime hidrológico destes habitats poderá levar ao declínio das espécies a eles adaptadas (Zacharias & Zamparas, 2010).

Em termo de origem, os charcos CTM podem ter sido criados por vários processos geomorfológicos, tais como o afundamento ou erosão pelo vento de planícies secas, ou ainda por dissolução do calcário em áreas cársticas. Paralelamente também podem ter origem humana (Ruiz, 2008).

Relativamente ao enquadramento legal, os CTM encontram-se abrangidos atualmente pela Convenção de Ramsar (Decreto n.º101/80 de 9 de Outubro), Directiva Quadro da Água (Directiva 2000/60/CE) e pela Directiva Habitats (Anexo I da Directiva 92/43/CEE, Decreto-

Lei n.º140/99 de 24 de Abril, republicado pelo Decreto-Lei n.º49/2005, de 24 de Fevereiro, Resolução do Conselho de Ministros n.º115-A/2008 de 21 de Julho). A Figura 4 ilustra a percentagem de charcos temporários englobados na Rede Natura 2000.

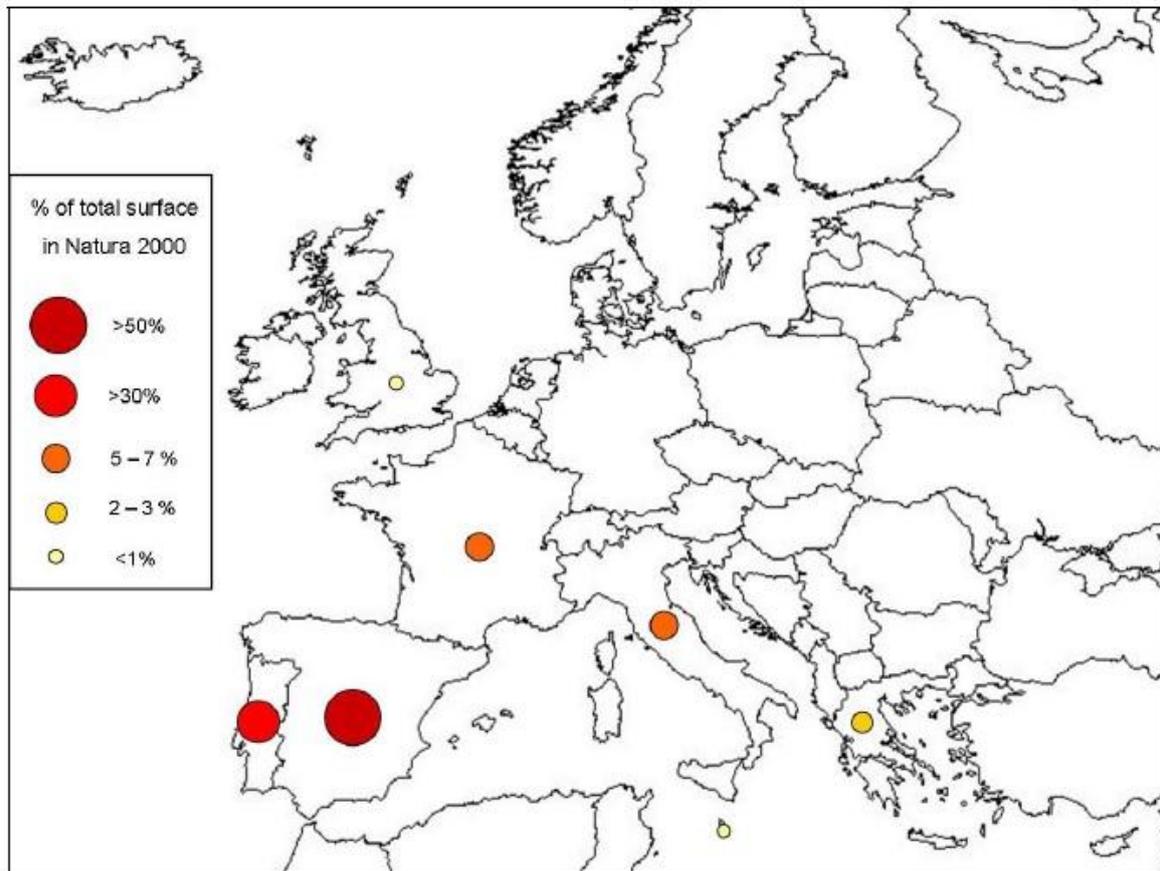


Figura 4 – Distribuição percentual da superfície total de CTM abrangidos na Rede Natura 2000. Fonte: Ruiz, 2008.

1.2.3. Ameaças

Na maioria dos países da Europa, o número destes habitats tem vindo a reduzir drasticamente ao longo dos anos, com perdas de cerca de 50% na Suécia e Polónia, por exemplo, e 90% nos Países Baixos Suíça e algumas partes da Alemanha (EPCN, 2008). Já em Portugal, no litoral do concelho de Odemira, a perda de charcos temporários chega aos 52%, considerando apenas aqueles que foram destruídos, transformados em reservatórios permanentes ou degradados irreversivelmente (Canha & Cruz, 2010). Parte desse problema deriva do facto de se tratar de um ecossistema efémero e, de até alguns anos, muito pouco estudado. Apesar de grande parte dos CTM já estarem a ser protegidos pelas Diretivas, o número abrangido ainda é muito inferior ao número total de charcos existentes pela Europa

(Ruiz, 2008). Na Figura 5 podemos observar um exemplo do que tem vindo a acontecer aos CTM, mesmo hoje em dia. Neste caso, podemos observar a destruição de um charco para implementação de um olival intensivo e que, mesmo apesar dos esforços do proprietário, as oliveiras que foram plantadas na zona do charco não cresceram tanto como as restantes, devido ao solo nessa área ser propícia para ocorrência de charcos temporários.

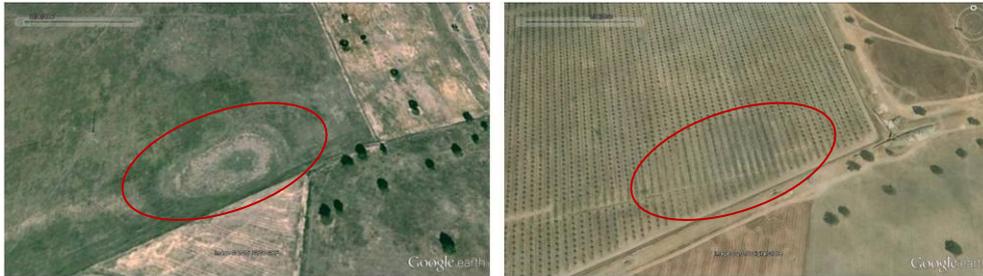


Figura 5 – Imagem de um charco temporário em 2006 (à esquerda) e em 2010 (à direita).
Fonte: GoogleEarth.

As principais ameaças ligadas aos charcos temporários são:

- Mobilizações do solo – muitas vezes sem consideração da ocorrência de charcos na zona. Quando as mobilizações são profundas destroem a estrutura vertical do solo, deixando a camada impermeável à superfície, expõem o banco de sementes e as formas de resistência da fauna. Apesar de Bauder (2005) ter comprovado que as lavras profundas e a escavação de valas alterar as comunidades vegetais, a verdade é que as lavras superficiais são de algum modo favoráveis, pois eliminam plantas heliófilas oportunistas (Canha & Cruz, 2010).
- Dragagem – nomeadamente para criação de bebedouros para o gado, o que provoca o aparecimento de espécies exclusivamente aquáticas (Ruiz, 2008).
- Drenagem – para instalação de agricultura, plantações florestais, etc (Canha & Cruz, 2010). Principalmente importante no caso de plantações com espécies exóticas, tais como eucalipto e acácias, que necessitam de muita água para se desenvolverem e que, no caso das acácias, impedem a germinação da flora autóctone.
- Redução das toalhas freáticas – através da abertura de poços, drenagem de áreas adjacentes, do aumento da evapotranspiração pelo desenvolvimento de vegetação arbustiva ou arbórea na orla dos charcos, etc (Ruiz, 2008).

- Pastoreio intensivo – que dificulta o estabelecimento de espécies características de solos temporários encharcados, quando permitido após mobilização do solo, favorecendo assim o aparecimento de espécies ruderais. (ALFA, 2004; Ruiz, 2008; Canha & Cruz, 2010).
- Eutrofização – através da acumulação de nutrientes provenientes de atividades agrícolas e agropecuárias. Segundo Rhazi *et al.* (2001) e Fonseca *et al.* (2008), não foram encontradas relações entre a diversidade de plantas e anfíbios e a quantidade de nutrientes provenientes da aplicação de fertilizantes e outros *inputs*, mas Chaves (1999) e Fonseca *et al.* (2008) relacionaram negativamente a abundância de alguns insetos e branquiópodes com a contaminação por parte de fertilizantes.
- Abandono – proporcionando a colonização dos charcos por vegetação herbácea e arbustiva. Este fator terá ainda mais impacto em charcos efémeros, pois o aumento da densidade de herbáceas é suficiente para desfavorecer as plantas anuais, menos competitivas, para além de que diminui a densidade de espécies de anfíbios dependentes duma paisagem mais aberta, tais como o sapo-de-unha negra (*Pelobates cultripes*), sapo-corredor (*Bufo calamita*) e sapinho-de-verrugas-verdes (*Pelodytes punctatus*) (Canha & Cruz, 2010).
- Irrigação de culturas – que quando realizadas nas imediações dos charcos modifica o regime hidrológico natural dos mesmos (Canha & Cruz, 2010).
- Cessação do pastoreio – pois o gado elimina espécies que competem com a flora típica dos charcos e cria micro-depressões ideais para a germinação e desenvolvimento de algumas espécies (Grillas *et al.*, 2007; Canha & Cruz, 2010).
- Turismo – através da construção de novos edifícios, motocross, campismo ilegal, etc, em locais onde ocorrem charcos, pois a pressão criada neste ecossistemas leva a mudanças geomorfológicas nos charcos que podem levar à não germinação de determinadas espécies, tais como a *Elatine brochonii* que não consegue germinar se as sementes estiverem cobertas por solo mesmo muito fina (Grillas *et al.*, 2004).
- Isolamento – que torna impossível a conectividade das populações entre charcos diferentes (Canha & Cruz, 2010).

- Espécies invasoras – que competem com a flora e predam a fauna local, tais como *Paspalum paspalodes*, *Acacia* sp., *Procambarus clarkia*, *Micropterus salmoides* e *Gambusia* sp (Canha & Cruz, 2010).
- Mudanças climáticas – que segundo alguns estudos, se estas se concretizarem no sentido de reduzirem a precipitação, o hidroperíodo dos charcos vai tornar-se mais curto, ou desaparecer completamente, resultando na regressão destes ecossistemas (Zacharias & Zamparas, 2010).
- Fogo – que, geralmente, causa dano direto, pois destrói a vegetação, diminui o banco de sementes e a população animal (Zacharias *et al.*, 2007; Zacharias & Zamparas, 2010). Por vezes, os incêndios podem ser positivos, pois ao destruírem as espécies lenhosas, abrem espaço para a germinação de espécies características dos charcos temporários, mas quando este ocorre mesmo no meio do habitat o impacto já é significativamente negativo, causando erosão e adicionando nutrientes extra ao solo (Ruiz, 2008).

No fundo, o tempo urge para conservar os CTM, pelo que é necessário a realização de uma cartografia atualizada, assim como procurar espécies indicadoras do estado de conservação, pois são os primeiros passos para estipular ações de conservação e possível recuperação.

1.3. Objetivos

Como referido anteriormente os CTM constituem um habitat prioritário da Directiva 92/43/CEE, no entanto verifica-se a inexistência de uma cartografia do mesmo para a quase totalidade da região mediterrânica de Portugal continental. Neste âmbito, a realização desta tese visa contribuir para a complementação desta lacuna, tendo-se como objetivos principais a:

- identificação de charcos temporários mediterrânicos na região Alentejo;
- caracterização dos CTM identificados, em especial da componente florística e componente físico-química da água e do solo;
- identificação de indicadores do estado de conservação deste habitat.

2. METODOLOGIA



Inventariação de um charco temporário mediterrânico, fase inundada.

2.1. Caracterização da área de estudo

A área de estudo do presente trabalho situa-se na região oeste da Península Ibérica, sul de Portugal, mais precisamente no Alentejo, que apresenta uma grande possibilidade de ocorrência de charcos temporários em consequência de características edáficas, topográficas e climáticas peculiares. Em termos de uso e ocupação do solo podemos observar uma predominância da agricultura, com 42,96% de ocupação em 2010, seguida pelos usos florestais (26,63%) e agro-florestais (21,10%). Dentro dos usos agrícolas e florestais podemos ainda destacar as culturas temporárias de sequeiro e as florestas lenhosas, respetivamente (Landyn, 2013).

Este estudo abrangeu parte da região Alentejo, nomeadamente três das cinco NUTS II, sendo elas: Alentejo Central, Alentejo Litoral, e Baixo Alentejo. Esta área abrange administrativamente os distritos de Évora, Setúbal (apenas o concelho de Alcácer do Sal) e Beja (Figura 6). Dos 45 charcos temporários estudados, cinco encontram-se inseridos no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV), classificado como tal pelo Decreto-Regulamentar n.º26/95 de 21 de Setembro.

De acordo com as Cartas de Solos (Júnior & Viegas, 1949; DGA, 1978), a área de estudo é caracterizada pela presença de Podzóis, Litossolos, Luvisolos, Cambissolos e Planossolos, onde podemos verificar a ocorrência de granitos, xistos, arenitos, calcários, gnaisses, micaxistos, conglomerados e argilas.

No que diz respeito à biogeografia, segundo Costa *et al.* (1998), e mais recentemente Rivas-Martínez (2007), a área de estudo insere-se na Região Mediterrânica, Sub-região Mediterrânica Ocidental, Superprovíncia Mediterrânica Ibero-Atlântica, Província Luso-Extremadurensis, Sector Mariânico-Mochiquense, Superdistritos Alto Alentejo e Baixo Alentejo, para além da Província Gaditano-Onubo-Algarviense, Sector Algarviense, Superdistrito Costeiro Vicentino.

Bioclimaticamente, a área de estudo encontra-se sob a influência de um bioclima Mediterrânico Pluviestacional-Oceânico, com andares bioclimáticos entre o Termo e o Mesomediterrânico, assim como ombrotipos de seco a sub-húmido. Esta região apresenta ainda valores de índice de termicidade compensada (Itc) entre 308 e 386, e de precipitação anual entre os 524 e os 878 mm (ISA, 2015).

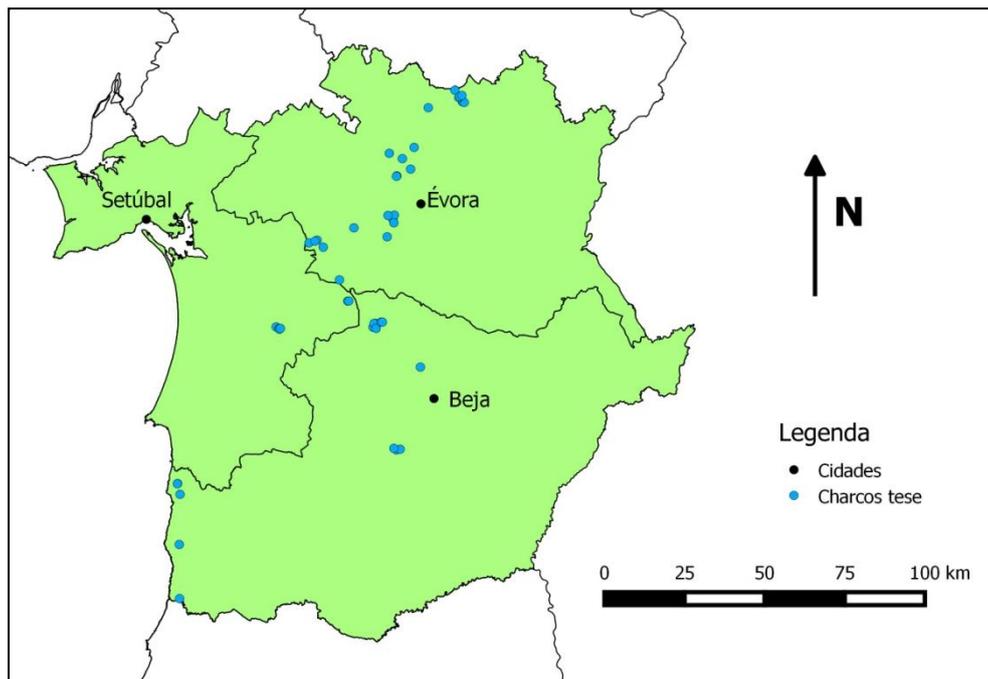


Figura 6 – Área de estudo com os CTM abrangidos nesta tese.

2.2. Identificação e caracterização dos charcos temporários

Para identificar potenciais áreas de ocorrência de CTM, foi realizada a fotointerpretação de imagens do GoogleEarth. Atualmente, neste programa é possível consultar imagens do terreno em diferentes anos e/ou meses e pela comparação conseguimos identificar, com alguma facilidade, as zonas húmidas propícias para a ocorrência deste habitat (Figura 7).



Figura 7 – Imagens de satélite de um charco temporário em Abril (à esquerda) e em Junho (à direita) no mesmo ano (2011). Fonte: GoogleEarth.

Após a identificação das localizações potenciais foram realizadas saídas de campo com o intuito de confirmar a existência do habitat 3170*, prioritários para a conservação.

A amostragem de campo foi realizada em 45 charcos temporários e cada charco foi visitado duas vezes. A primeira visita foi efetuada entre os meses de Março e Abril de 2013, para inventariação das comunidades aquáticas, e a segunda entre Maio e Julho do mesmo ano, para inventariação das comunidades anfíbias e terrestres. Estes períodos de amostragem correspondem ao período de máximo desenvolvimento das respetivas comunidades, permitindo assim a identificação de todas as espécies.

Para a inventariação das comunidades vegetais foi adaptado o método fitossociológico de Braun-Blanquet (1964), tendo-se registado a percentagem de cobertura de cada táxon numa área mínima de 4 m² e realizados em cada comunidade vegetal inventários representativos. A nomenclatura das espécies seguiu a Flora Ibérica (Castroviejo *et al.*, 1986-2010), a Nova Flora de Portugal (Franco, 1984; Franco & Rocha Afonso, 1994-2003) e Pizarro (1995) para o género *Ranunculus* subgénero *Batrachium*.

Os parâmetros químicos e físicos da água foram analisados em amostras recolhidas no ponto central de cada charco, à profundidade de 20 cm, tendo as amostras sido conservadas em frio no transporte e analisadas no período de 24h. Os métodos analíticos de referência utilizados para cada parâmetro podem ser consultados na Tabela 1.

Tabela 1 – Parâmetros químicos e físicos da água e métodos analíticos de referência utilizados nas análises.

Parâmetros	Métodos analíticos de referência
pH	SMEWW 4500H+ B
Condutividade	SMEWW 2510 B
Nitratos	SMEWW4500- NO3 E
Nitritos	SMEWW 4500- NO2 B
Amónio	Método do azul de indofenol
Oxigénio dissolvido	SMEWW 4500-O G
Carência bioquímica de oxigénio	SMEWW 5210 D
Fosfatos	SMEWW 4500-P E
Dureza total	SMEWW 2340 C

Foram recolhidas amostras compósitas de solo com uma sonda de mão – composta por três subamostras, uma de cada cintura (central, média e exterior) –, para as análises químicas e físicas. A secagem das amostras foi realizada ao ar e estas foram peneiradas a 2mm. Usando o método de sedimentação (Sedigraph 5100, Micrometrics Instrument Corporation), foram determinadas para cada amostra de solo três classes de textura (areia, limo e argila). De acordo com os resultados das classes de textura, os solos foram ainda classificados de acordo com um diagrama triangular (Figura 8). As análises foram realizadas de modo a determinar o pH do solo numa suspensão solo-água de 1:2.5 (glass electrode CRISON, Microph 2002), a condutividade numa suspensão 1:5 usando um microprocessador de medição de condutividade LF 330 WTW e uma célula padrão de condutividade Tetracon 325, o carbono orgânico foi determinado através da análise de combustão seca por um SC-144DR (LECO Instruments), a determinação do azoto foi realizada após o ISO 14891:2002 padrão (ISO/IDF, 2002).

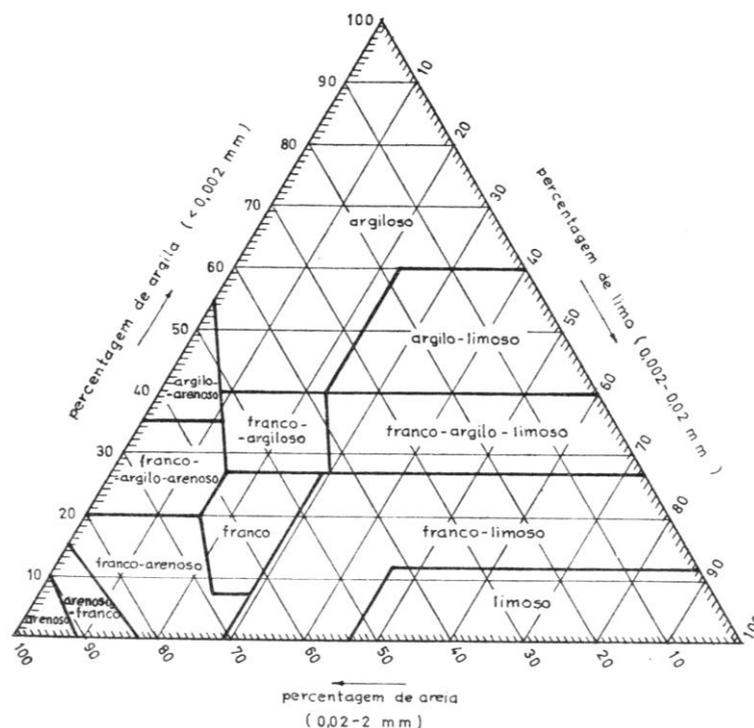


Figura 8 – Diagrama triangular para classificação de texturas adaptado aos limites internacionais das frações granulométricas, por M. Pereira Gomes & A. Antunes da Silva. Fonte: Botelho da Costa, 1995.

Na totalidade foram recolhidas apenas amostras de água em 42 charcos e de solo em 41 charcos, devido a dificuldades logísticas.

A cada CTM foi atribuído um estado de conservação – bom, intermédio e mau – tomando em consideração diversos parâmetros adequados ao habitat 3170*:

- topografia;
- cinturas de vegetação;
- tipos de uso do solo;
- impacto das pressões presentes;
- tendência de evolução da área do charco.

Estes parâmetros são indicativos da integridade ecológica destes ecossistemas, nomeadamente da capacidade de retenção de água, do tempo de inundação, da existência de um gradiente ecológico e do impacto das atividades humanas.

2.3. Análise de dados

Foi realizada uma análise de classificação dos charcos com base na flora, com o objetivo de encontrar semelhanças entre os charcos e ver se existia uma relação dos grupos de charcos semelhantes com o estado de conservação. Foram usados a *Incremental Sum of Squares* como agrupamento de otimização de distâncias e à *Chord Distance* para calcular a distância entre amostras com o programa Syn-Tax 2000 (Podani, 2001).

Com a finalidade de encontrar espécies características dos CTM em função dos diferentes estados de conservação (bom, intermédio e mau), foram realizadas duas abordagens diferentes, uma análise de espécies indicadoras (Dufrêne & Legendre, 1997; De Cáceres & Legendre, 2009) e uma análise de fidelidade (Chytrý *et al.*, 2002; De Cáceres & Legendre, 2009). A análise de espécies indicadoras (IndVal) foi realizada com 2000 permutações. Foi considerado um *p-value* de 0,05. Uma boa espécie indicadora é encontrada principalmente num grupo de classificação local e presente na maioria dos locais que pertencem a esse grupo. O valor indicador de uma espécie varia entre 0 e 1, quando todos os indivíduos de uma espécie são observados em todos os locais pertencentes a um único grupo (Legendre, 2012). Para a análise de fidelidade foram determinados os coeficientes *phi* para cada espécie/parâmetro abiótico. Este coeficiente é uma medida de associação entre dois factores e apenas tem em conta a presença/ausência de espécies. Sendo que os seus valores variam entre

entre -1,00 a 1,00 (Haarmeyer, 2009). Segundo Chytrý (2007), as categorias dos valores de ϕ são:

- Espécies muito indicadoras: $\phi \geq 0,50$.
- Espécies indicadoras moderadas: $0,25 \leq \phi < 0,50$.
- Espécies não indicadoras mas positivamente associadas: $0,00 \leq \phi < 0,25$.
- Espécies não indicadoras e negativamente associadas: $\phi < 0,00$.

As espécies com valores de $\phi < 0,25$ não foram consideradas como indicadoras.

As análises anteriormente mencionadas foram realizadas de forma independente para as diferentes épocas (inverno e primavera) e para distintos tipos de dados (presença/ausência e percentagem de abundância).

Na procura de espécies indicadoras é aconselhável a utilização de diferentes e independentes análises estatísticas (Podani e Csányi, 2010), deste modo, consideraremos apenas as espécies indicadoras que aparecerem nas duas análises realizadas.

Foram realizadas análises de comparação de médias para comprovar que parâmetros abióticos poderiam estar relacionados com o estatuto de conservação dos CTM. Nos casos em que se cumpriam as condições de normalidade (*Shapiro-Wilk Test*) e a homocedasticidade (*Bartlett's Test*) realizaram-se ANOVAs (*analysis of variance*) para detetar se existiam diferenças significativas e análises de comparação de médias (*Tukey*) para detetar entre que grupos estavam as diferenças. Se não se cumpriam as condições para realizar as análises paramétricas, recorreu-se ao teste *Kruskal-Wallis*. Estas análises estatísticas realizaram-se com o programa R (ver 3.0.2) usando a interface Rstudio.

3. RESULTADOS



Eryngium corniculatum, fase acuática.

3.1. Identificação e caracterização dos charcos temporários mediterrânicos

A fotointerpretação de imagens no GoogleEarth permitiu a identificação de 75 potenciais charcos temporários, 45 dos quais se confirmaram ser charcos temporários mediterrânicos pelos levantamentos de campo efetuados.

Todos os charcos classificados como temporários Mediterrânicos apresentavam uma topografia favorável à retenção de água, 2 ou 3 cinturas de vegetação distintas, e algumas das espécies indicadoras do habitat, tais como *Eryngium corniculatum*, *Eryngium galioides*, *Isoetes* sp., *Cicendia filiformis*, *Juncus capitatus*, *Juncus pygmaeus*, *Illecebrum verticillatum*, *Lythrum borysthenicum* e *Chaetopogon fasciculatus*, de acordo com a diagnose do habitat pela ficha de caracterização ALFA (2004). É importante referir que, apesar de classificados como habitat 3170*, os 45 charcos apresentavam distintos estados de conservação. Desta forma, foi possível identificar 12 CTM em bom estado de conservação, 17 em estado intermédio e 16 em estado mau, como ilustrado na Figura 9.

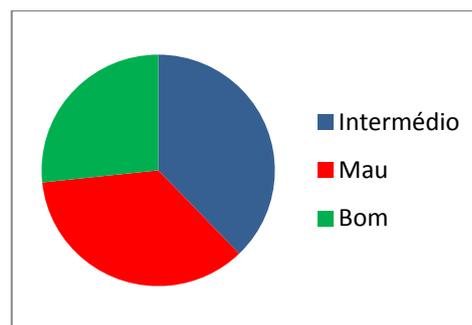


Figura 9 – Gráfico representativo do estado de conservação dos CTM analisados neste estudo.

3.1.1. Flora

3.1.1.1. Caracterização florística

Neste estudo foram identificadas 123 espécies de plantas (Tabela 2), uma média de 23 espécies por charco. A riqueza específica variou entre um máximo de 52 e um mínimo de 9 espécies por charco.

As 123 espécies representam 80 géneros e estão agrupados em 37 famílias.

Tabela 2 – Elenco florístico resultante deste estudo.

Alismataceae		Juncaceae	
<i>Alisma lanceolatum</i> With.	Hidrófito	<i>Juncus bufonius</i> L.	Terófito
<i>Baldellia repens</i> (Lam.) Ooststr. Ex Lawalr	Helófito	<i>Juncus bulbosus</i> L.	Hemicriptófito
Amaryllidaceae		<i>Juncus capitatus</i> Weigel	Terófito
<i>Narcissus bulbucodium</i> L.	Geófito	<i>Juncus effusus</i> L.	Hemicriptófito
Borraginaceae		<i>Juncus emmanuelis</i> A.Fern. & J.G.Garcia	Proto-hemicriptófito
<i>Helliotropium europaeum</i> L.	Terófito	<i>Juncus heterophyllus</i> Dufour	Helófito
<i>Myosotis debilis</i> Pomel	Terófito	<i>Juncus pygmaeus</i> Rich. Ex Thuill.	Terófito
<i>Myosotis retusifolia</i> Rocha Afonso	Terófito	<i>Juncus rugosus</i> Steud.	Helófito
Callitrichaceae		<i>Juncus tenageia</i> Ehrh. Ex L.f.	Terófito
<i>Callitriche brutia</i> Petagna	Hidrófito	Labiatae	
<i>Callitriche stagnalis</i> Scop.	Hidrófito	<i>Mentha pulegium</i> L.	Hemicriptófito
Campanulaceae		Leguminosae	
<i>Lobelia urens</i> L.	Hemicriptófito	<i>Lotus hispidus</i> Desf. Ex DC.	Terófito
<i>Solenopsis laurentia</i> L.	Terófito	<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	Proto-hemicriptófito
Caryophyllaceae		<i>Ornithopus pinnatus</i> (Mill.) Druce	Terófito
<i>Illecebrum verticillatum</i> L.	Terófito	<i>Scorpiurus vermiculatus</i> L.	Terófito
<i>Silene laeta</i> (Aiton) Godr.	Terófito	<i>Trifolium repens</i> L.	Terófito
Characeae		<i>Trifolium resupinatum</i> L.	Terófito
<i>Chara</i> sp.	Hidrófito	<i>Ulex minor</i> Roth	Nanofanerófito
<i>Nitella</i> sp.	Hidrófito	Lentibulariaceae	
Cistaceae		<i>Pinguicula lusitanica</i> L.	Hemicriptófito
<i>Tuberaria guttata</i> (L.) Fourr.	Terófito	Liliaceae	
Compositae		<i>Hyacinthoides vicentina</i> (Hoffmanns. & Link) Rothm.	Geófito
<i>Chamaemelum mixtum</i> (L.) All.	Terófito	Linaceae	
<i>Chamaemelum nobile</i> (L.) All.	Hemicriptófito	<i>Linum bienne</i> Mill.	Hemicriptófito
<i>Dittrichia viscosa</i> (L.) Greuter	Caméfito	Lythraceae	
<i>Leontodon taraxacoides</i> (Vill.) Mérat	Hemicriptófito	<i>Lythrum borysthenticum</i> (Schränk) Litv.	Terófito
<i>Pulicaria paludosa</i> Link	Terófito	<i>Lythrum hyssopifolia</i> L.	Terófito
<i>Pseudognaphalium luteo-album</i> (L.) Hilliard & B.L.Burt	Terófito	<i>Lythrum junceum</i> Banks & Sol.	Hemicriptófito
<i>Tolpis barbata</i> (L.) Gaertn.	Terófito	<i>Lythrum portula</i> (L.) D.A.Webb	Terófito
Convolvulaceae		Marsileaceae	
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	Proto-hemicriptófito	<i>Pilularia minuta</i> Durieu in Bory & Durieu	Hidrófito
<i>Cuscuta planiflora</i> L.	Terófito	Molluginaceae	
Cyperaceae		<i>Glinus lotoides</i> L.	Terófito
<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla	Geófito	Orchidaceae	
<i>Cyperus longus</i> L.	Helófito	<i>Serapias cordigera</i> L.	Geófito
<i>Eleocharis multicaulis</i> (Sm.) Desv.	Helófito	<i>Serapias lingua</i> L.	Geófito
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. & Schult.	Helófito	<i>Serapias parviflora</i> Parl.	Geófito
<i>Isolepis cernua</i> (Vahl) Roem. & Schult	Terófito	<i>Serapias strictiflora</i> Welw. ex Veiga	Geófito
<i>Isolepis fluitans</i> (L.) R.Br	Helófito	Papilionaceae	
<i>Isolepis pseudosetacea</i> (Daveau) Gand.	Terófito	<i>Vicia</i> sp.	Terófito
<i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják	Geófito	Plantaginaceae	
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	Helófito	<i>Plantago coronopus</i> L.	Terófito
Elatinaceae		<i>Plantago lagopus</i> L.	Hemicriptófito
<i>Elatine brochonii</i> Clavaud	Terófito	<i>Littorella uniflora</i> (L.) Asch.	Hidrófito
<i>Elatine hexandra</i> (Lappierre) DC.	Helófito	Polygonaceae	
Gentianaceae		<i>Polygonum aviculare</i> L.	Terófito
<i>Centaurium maritimum</i> (L.) Fritsch	Terófito	<i>Rumex acetosella</i> L.	Proto-hemicriptófito

Tabela 2 – Elenco florístico resultante deste estudo (continuação).

<i>Cicendia filiformis</i> (L.) Delarbre	Terófito	<i>Rumex conglomeratus</i> Murray	Hemicriptófito
<i>Exaculum pusillum</i> (Lam.) Caruel	Terófito	Primulaceae	
Gramineae		<i>Anagallis arvensis</i> L.	Terófito
<i>Agrostis castellana</i> Boiss. & Reut.	Proto-hemicriptófito	<i>Anagallis tenella</i> (L.) L.	Caméfito
<i>Agrostis pourretii</i> Willd.	Terófito	Ranunculaceae	
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Hemicriptófito	<i>Ranunculus flammula</i> L.	Helófito
<i>Antinoria agrostidea</i> (DC.) Parl.	Terófito	<i>Ranunculus muricatus</i> L.	Terófito
<i>Avena</i> sp.	Terófito	<i>Ranunculus ophioglossifolius</i> Vill.	Helófito
<i>Briza maxima</i> L.	Terófito	<i>Ranunculus paludosus</i> Poir.	Geófito
<i>Briza minor</i> L.	Terófito	<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	Hidrófito
<i>Chaetopogon fasciculatus</i> (Link) Hayek	Terófito	<i>Ranunculus trilobus</i> Desf.	Terófito
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Hemicriptófito	<i>Ranunculus tripartitus</i> DC.	Helófito
<i>Glyceria declinata</i> Bréb.	Helófito	Rosaceae	
<i>Holcus lanatus</i> L.	Hemicriptófito	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Raeusch.	Hemicriptófito
<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	Terófito	<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	Caméfito
<i>Lolium rigidum</i> Gaudin	Terófito	Rubiaceae	
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx) Scribner	Proto-hemicriptófito	<i>Galium aparine</i> L.	Terófito
<i>Panicum repens</i> L.	Hemicriptófito	<i>Galium debile</i> Desv.	Proto-hemicriptófito
<i>Phalaris coarulescens</i> Desf.	Hemicriptófito	<i>Galium palustre</i> L.	Geófito
<i>Polypogon maritimus</i> Willd.	Terófito	Scrophulariaceae	
<i>Polypogon monspeliensis</i> (L.) Desf.	Terófito	<i>Bellardia trixago</i> L.	Terófito
<i>Vulpia muralis</i> (Kunth) Nees	Terófito	<i>Kickxia cirrhosa</i> (L.) Fritsch	Terófito
Guttiferae		<i>Parentucellia viscosa</i> (L.) Caruel	Terófito
<i>Hypericum elodes</i> L.	Helófito	Typhaceae	
<i>Hypericum humifusum</i> L.	Caméfito	<i>Typha</i> sp.	Helófito
Haloragaceae		Umbelliferae	
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DC.	Hidrófito	<i>Caropsis verticillato-inundata</i> (Thore) Rauschert	Hemicriptófito
Isoetaceae		<i>Carum verticillatum</i> (L.) W.D.J.Koch	Hemicriptófito
<i>Isoetes histrix</i> Bory	Hemicriptófito	<i>Eryngium corniculatum</i> Lam.	Hemicriptófito
<i>Isoetes setaceum</i> Lam.	Hidrófito	<i>Eryngium galioides</i> Lam.	Terófito
<i>Isoetes velatum</i> A.Braun	Hemicriptófito	<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L.	Helófito

Das 123 espécies de flora identificadas foram observados oito tipos biológicos, estando representados cerca de 43,1% de terófitos, 17,9% de hemicriptófitos, 13% de helófitos, 8,1% de hidrófitos, assim como geófitos, 5,7% de proto-hemicriptófitos, 3,3% de caméfitos e 0,8% de nanofanerófitos.

Neste estudo foi ainda possível observar diversas espécies com estatutos de conservação, tais como: *Pilularia minuta*; *Caropsis verticillato-inundata*; *Elatine brochonii*; *Exaculum pusillum*; *Isoetes setaceum e velatum*; e *Pinguicula lusitanica*. Sendo que, alguns desses pontos correspondem a novos pontos de localização das espécies, não esquecendo todas as outras que caracterizam/identificam o habitat prioritário 3170*.

3.1.1.2. Relação da componente florística e estado de conservação

A análise de classificação dos charcos com base na flora permitiu observar que os charcos foram agrupados de uma forma coerente com o estado de conservação (Figuras 10 a 13), nomeadamente os charcos mal conservados estão geralmente bem segregados. No entanto, os charcos intermédios e bons não se separam claramente.

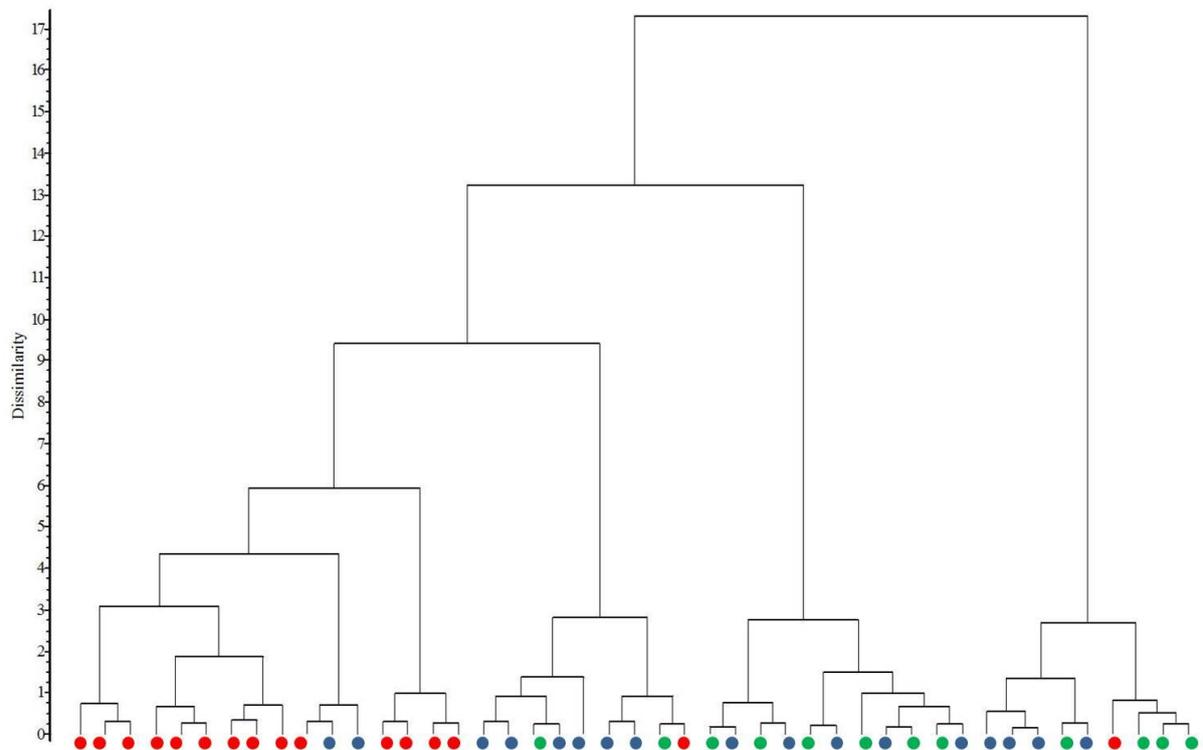


Figura 10 – Dendrograma de classificação de charcos com base na presença/ausência da flora amostrada na época de Primavera. As cores verde, azul e vermelho indicam o estado de conservação atribuído a cada charco: bom, intermédio e mau, respetivamente.

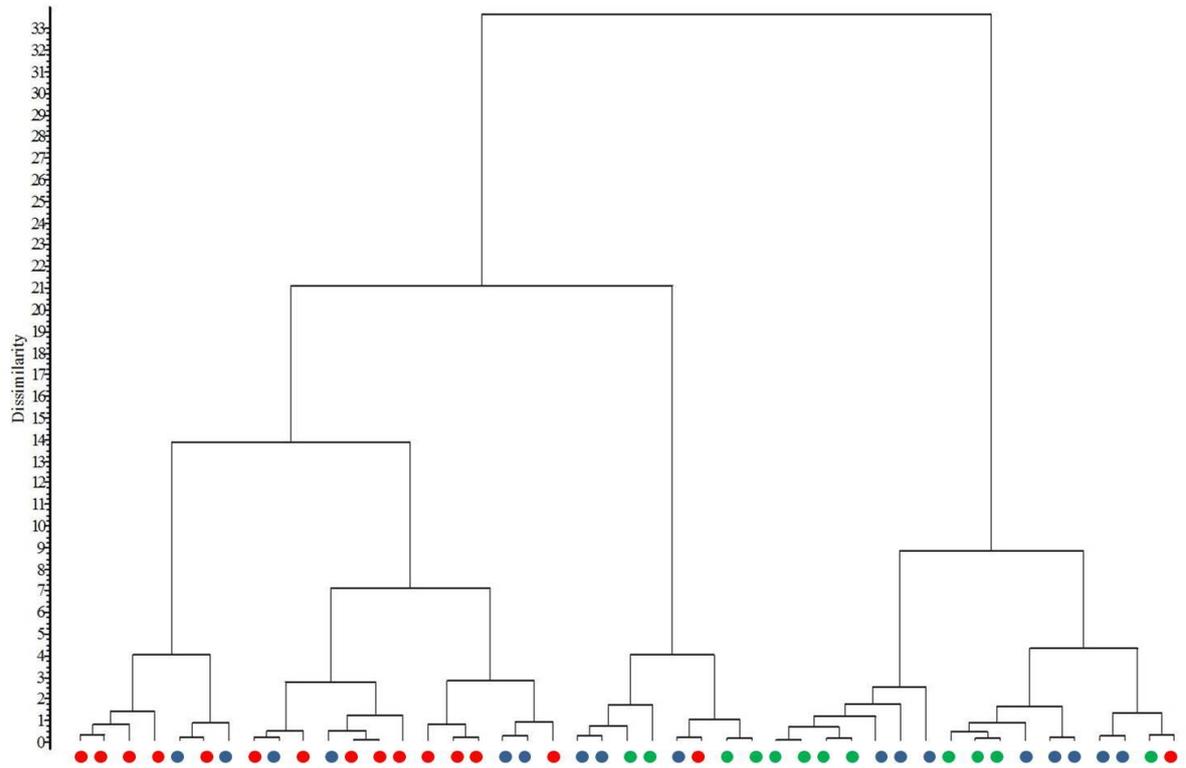


Figura 11 - Dendrograma de classificação de charcos com base na abundância específica da flora amostrada na época de Primavera. As cores verde, azul e vermelho indicam o estado de conservação atribuído a cada charco: bom, intermédio e mau, respetivamente.

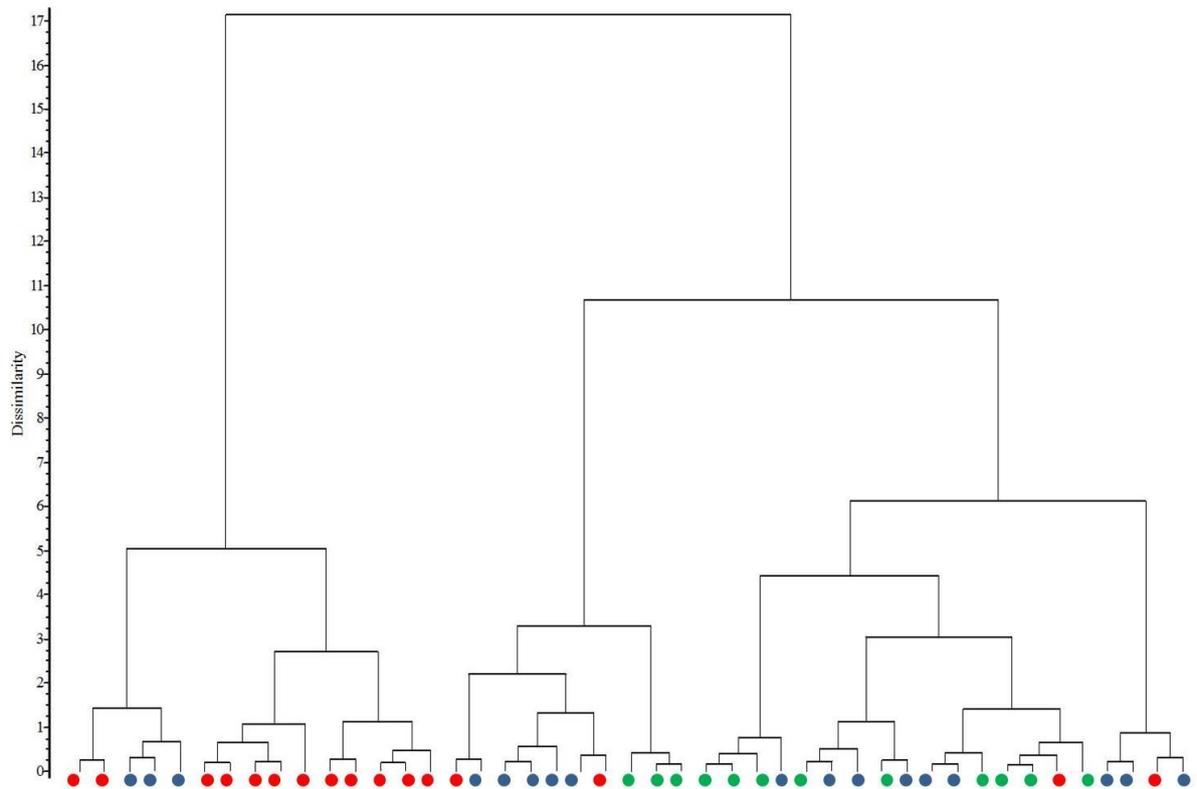


Figura 12 - Dendrograma de classificação de charcos com base na presença/ausência da flora amostrada na época de Inverno. As cores verde, azul e vermelho indicam o estado de conservação atribuído a cada charco: bom, intermédio e mau, respetivamente.

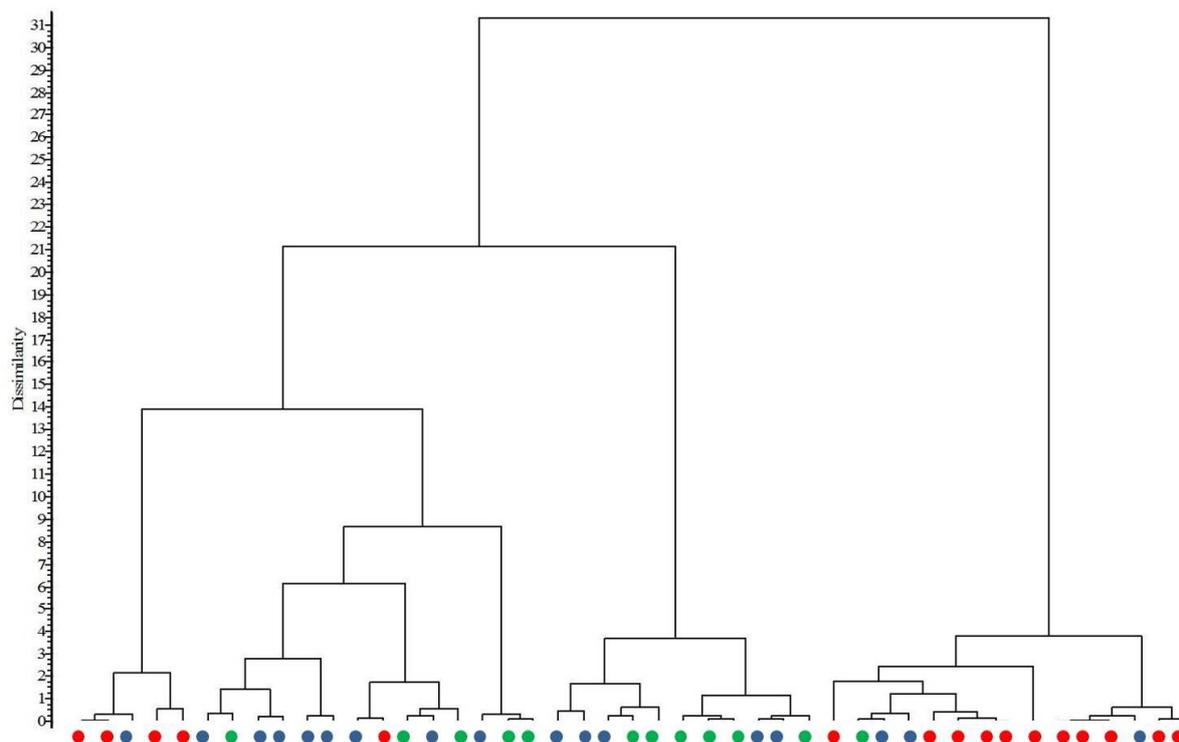


Figura 13 – Dendrograma de classificação de charcos com base na abundância específica da flora amostrada na época de Inverno. As cores verde, azul e vermelho indicam o estado de conservação atribuído a cada charco: bom, intermédio e mau, respetivamente.

A análise dos dados de presença/ausência das espécies de plantas observadas no Inverno, revelou a existência de 9 espécies indicadoras de CTM bem conservados, 1 espécie de CTM com estado de conservação intermédio e 1 espécie indicadora de CTM mal conservados (Tabela 3). Conjugando os critérios de seleção dos valores IndVal e *phi*, ressaltamos *Narcissus bulbucodium*, *Eryngium corniculatum*, *Illecebrum verticillatum* e *Carum verticillatum* como indicadores de bom estado de conservação muito robustos.

Tabela 3 – Espécies indicadoras de cada estado de conservação dos CTM, usando presença/ausência das espécies observadas no Inverno.

Bons				Intermédios				Maus			
Species name	IndVal	P-value	Phi-value	Species name	IndVal	P-value	Phi-value	Species name	IndVal	P-value	Phi-value
<i>Narcissus bulbucodium</i>	0.753	0.0001	0.645	<i>Juncus heterophyllus</i>	0.599	0.0178	0.421	<i>Callitriche brutia</i>	0.592	0.0496	0.329
<i>Eryngium corniculatum</i>	0.727	0.0001	0.492	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Illecebrum verticillatum</i>	0.714	0.0002	0.47	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carum verticillatum</i>	0.697	0.0006	0.578	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	0.661	0.0021	0.431	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Isoetes setaceum</i>	0.621	0.0114	0.342	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lotus uliginosus</i>	0.583	0.0091	0.403	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Juncus emmanuelis</i>	0.515	0.0335	0.327	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pulicaria paludosa</i>	0.500	0.0157	0.443	-	-	-	-	-	-	-	-

Para os dados de abundância específica das espécies observadas no Inverno, foram identificadas 9 espécies indicadoras de CTM bem conservados, 1 de CTM com estado de conservação intermédio e 2 espécies indicadoras de CTM mal conservados (Tabela 4), algumas das quais coincidentes com os resultados de Inverno anteriores. Assumindo neste, o *Isoetes velatum* um papel também relevante.

Tabela 4 – Espécies indicadoras de cada estado de conservação dos CTM, usando abundância específica das espécies observadas no Inverno.

Bons				Intermédios				Maus			
Species name	IndVal	P-value	Phi-value	Species name	IndVal	P-value	Phi-value	Species name	IndVal	P-value	Phi-value
<i>Narcissus bulbucodium</i>	0.787	0.0002	0.645	<i>Juncus heterophyllus</i>	0.600	0.0325	0.421	<i>Callitriche brutia</i>	0.729	0.0158	0.329
<i>Eryngium corniculatum</i>	0.750	0.0009	0.492	-	-	-	-	<i>Glyceria declinata</i>	0.682	0.0147	0.261
<i>Carum verticillatum</i>	0.715	0.0005	0.578	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Isoetes setaceum</i>	0.672	0.008	0.342	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lotus uliginosus</i>	0.654	0.0029	0.403	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Juncus emmanuellis</i>	0.589	0.0179	0.327	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myosotis debilis</i>	0.555	0.0449	0.282	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pulicaria paludosa</i>	0.500	0.0145	0.443	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Isoetes velatum</i>	0.492	0.0218	0.341	-	-	-	-	-	-	-	-

Relativamente aos dados de presença/ausência de espécies observadas na Primavera, a análise revelou a existência de 12 espécies indicadoras de CTM bem conservados e 5 espécies indicadoras de CTM mal conservados, não tendo sido possível identificar espécies indicadoras de CTM com estado de conservação intermédio (Tabela 5). Novamente as espécies *Eryngium corniculatum*, *Carum verticillatum* e *Illecebrum* são das mais robustas como indicadoras do bom estado de conservação.

Tabela 5 – Espécies indicadoras de cada estado de conservação dos CTM, usando presença/ausência das espécies observadas na Primavera.

Bons				Intermédios				Maus			
Species name	IndVal	P-value	Phi-value	Species name	IndVal	P-value	Phi-value	Species name	IndVal	P-value	Phi-value
<i>Eryngium corniculatum</i>	0.718	0.0005	0.489	-	-	-	-	<i>Glyceria declinata</i>	0.648	0.0213	0.387
<i>Cynodon dactylon</i>	0.695	0.0014	0.472	-	-	-	-	<i>Lythrum hyssopifolia</i>	0.633	0.0108	0.422
<i>Carum verticillatum</i>	0.668	0.0012	0.524	-	-	-	-	<i>Ranunculus muricatus</i>	0.612	0.0013	0.528
<i>Illecebrum verticillatum</i>	0.664	0.0041	0.364	-	-	-	-	<i>Trifolium resupinatum</i>	0.500	0.0176	0.421
<i>Juncus pygmaeus</i>	0.656	0.006	0.389	-	-	-	-	<i>Callitriche brutia</i>	0.450	0.0472	0.328
<i>Leontodon taraxacoides</i>	0.647	0.0037	0.400	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Exaculum pusillum</i>	0.624	0.0049	0.392	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela 5 – Espécies indicadoras de cada estado de conservação dos CTM, usando presença/ausência das espécies observadas na Primavera (continuação).

Bons				Intermédios				Maus			
Species name	IndVal	P-value	Phi-value	Species name	IndVal	P-value	Phi-value	Species name	IndVal	P-value	Phi-value
<i>Isoetes velatum</i>	0.603	0.0075	0.392	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vulpia muralis</i>	0.567	0.0225	0.320	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lotus uliginosus</i>	0.557	0.0339	0.359	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Elatine brochonii</i>	0.500	0.017	0.443	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Kickxia cirrhosa</i>	0.500	0.015	0.443	-	-	-	-	-	-	-	-

Em relação aos dados de abundância específica das espécies observadas na Primavera, a análise identificou 8 espécies indicadoras de CTM bem conservados, 1 espécie de CTM com estado de conservação intermédio e 6 espécies indicadoras de CTM mal conservados (Tabela 6). Em consonância com os resultados anteriores baseados em dados de abundância o *Isoetes setaceum* assim um papel importante como bom indicador do estado de conservação.

Tabela 6 – Espécies indicadoras cada estado de conservação dos CTM, usando abundância específica das espécies observadas na Primavera.

Bons				Intermédios				Maus			
Species name	IndVal	P-value	Phi-value	Species name	IndVal	P-value	Phi-value	Species name	IndVal	P-value	Phi-value
<i>Eryngium corniculatum</i>	0.764	0.0007	0.489	<i>Heliotropium europaeum</i>	0.583	0.025	0.357	<i>Lythrum hyssopifolia</i>	0.797	0.0015	0.442
<i>Leontodon taraxacoides</i>	0.695	0.0038	0.400	-	-	-	-	<i>Glyceria declinata</i>	0.706	0.0181	0.387
<i>Isoetes setaceum</i>	0.622	0.0353	0.270	-	-	-	-	<i>Rumex conglomeratus</i>	0.676	0.0155	0.303
<i>Carum verticillatum</i>	0.611	0.0109	0.524	-	-	-	-	<i>Ranunculus muricatus</i>	0.612	0.003	0.528
<i>Elatine brochonii</i>	0.500	0.0177	0.443	-	-	-	-	<i>Callitriche brutia</i>	0.499	0.0283	0.328
<i>Kickxia cirrhosa</i>	0.500	0.0157	0.443	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Caropsis verticillato-inundata</i>	0.477	0.0353	0.267	-	-	-	-	-	-	-	-

3.1.2. Fatores abióticos

3.1.2.1. Caracterização dos parâmetros de água e solo

A Tabela 7 resume os resultados das análises físico-químicas da água e do solo para os charcos de toda a área de estudo independentemente do estado de conservação.

Tabela 7 – Resumo dos resultados das análises físico-químicas da água e do solo.

Água				
Parâmetros	Unidades	Média	Mínimo	Máximo
pH	H ⁺	6,96	6,2	8,1
Condutividade	uS/cm	155	66	562
Nitratos	mg/l	3,73	0,11	25,07
Nitritos	mg/l	0,03	0,0125	0,168
Amônio	mg/l	0,4	0,025	1,87
Oxigênio dissolvido	% saturação	88,69	53,7	140,9
Carência bioquímica de oxigênio	mg/l	8,71	0,5	35
Fosfatos	mg/l	0,29	0,06	2,63
Dureza total	mg/l	87,45	5	312

Solo				
Parâmetros	Unidades	Média	Mínimo	Máximo
Carbono	%	1,75	0,31	3,59
pH	H ⁺	5,47	4,9	6,33
Condutividade	µS/cm	111,6	28	386,5
Nitrogênio/Azoto	%	0,161	0,008	0,493
Areia	%	59,1	24,9	90
Limo	%	19,4	3,2	46,4
Argila	%	21,5	7,1	41,4

A classificação do solo dos charcos em função das classes de textura (Figura 7), identificou uma percentagem maior de charcos com solos francos (Tabela 8).

Tabela 8 – Percentagem de charcos segundo as classes de textura do solo.

Classes de textura	Percentagem (%)
Arenoso-franco	9,8
Franco-arenoso	19,5
Franco	29,3
Franco-limoso	4,9
Franco-argilo-arenoso	7,3
Franco-argilo-limoso	9,8
Franco-argiloso	17
Argilo-limoso	2,4

3.1.2.2. Relação dos fatores abióticos e o estado de conservação

Em relação ao estado de conservação, encontraram-se diferenças significativas unicamente para os seguintes parâmetros da água: pH, condutividade, nitratos, amónio, oxigénio dissolvido e dureza (Tabela 9). Para os parâmetros de solo não foram encontradas diferenças significativas (Tabela 9 e Figura 15).

Tabela 9 – Tabela resumo dos resultados obtidos nas análises estatísticas. A negrito estão assinaladas as variáveis com diferenças significativas. Códigos de significância: 0 ‘***’ 0,001 ‘**’ 0,01 ‘*’ 0,05 ‘.’ 0,1 ‘.’ 1.

Água						
	Shapiro-Wilk test	Bartlett test	F	p ANOVA	K-W chi-squared	K-W
				0.001597		
pH	0.6323	0.5799	7.702	***	-	-
Condutividade	0.00858	0.2646	-	-	6.27	0.04341 '*'
Nitratos	0.00322	0.000147	-	-	8.99	0.01117 '!''
Nitritos	-	-	-	-	-	-
Amónio	0.000279	0.00148	-	-	8.77	0.01244 '!''
				0.03106		
Oxigénio dissolvido	0.3003	0.8119	3.82	'*'	-	-
Carência bioquímica de oxigénio	0.001024	0.03413	-	-	1.21	0.5472
Fosfatos	1.18x10 ⁻⁸	1.77x10 ⁻⁸	-	-	2.09	0.3519
						0.004005
Dureza total	0.0004369	0.01035	-	-	11.04	***
Solo						
	Shapiro-Wilk test	Bartlett test	F	p ANOVA	K-W chi-squared	K-W
Carbono	0.6874	0.1253	0.8636	0.43	-	-
pH	0.02045	0.0852	-	-	0.61	0.7368
Condutividade	0.000004496	0.0006043	-	-	4.99	0.08246
Nitrogénio/Azoto	0.0003486	0.03009	-	-	0.78	0.6762
Areia	0.3883	0.1721	1.0153	0.3722	-	-
Limo	0.2596	0.01494	-	-	3.5645	0.1683
Argila	0.6599	0.4052	1.0188	0.3709	-	-

No que diz respeito aos parâmetros da água (Figura 14), o pH apresenta valores significativamente mais baixos nos CTM bem conservados em comparação com os CTM intermédios. A condutividade apresenta valores significativamente mais baixos nos CTM bem conservados. Nos nitratos podemos observar valores significativamente mais elevados nos CTM bem conservados, verificando-se o inverso com o amónio, ou seja, ocorrerem valores significativamente mais baixos nos CTM bem conservados. No caso do oxigénio dissolvido

podemos observar valores significativamente mais elevados nos CTM bem conservados. Na dureza total verificamos a ocorrência de valores significativamente mais elevados nos CTM mal conservados. Nos restantes parâmetros (carência bioquímica de oxigénio e fosfatos) não foram encontradas diferenças significativas.

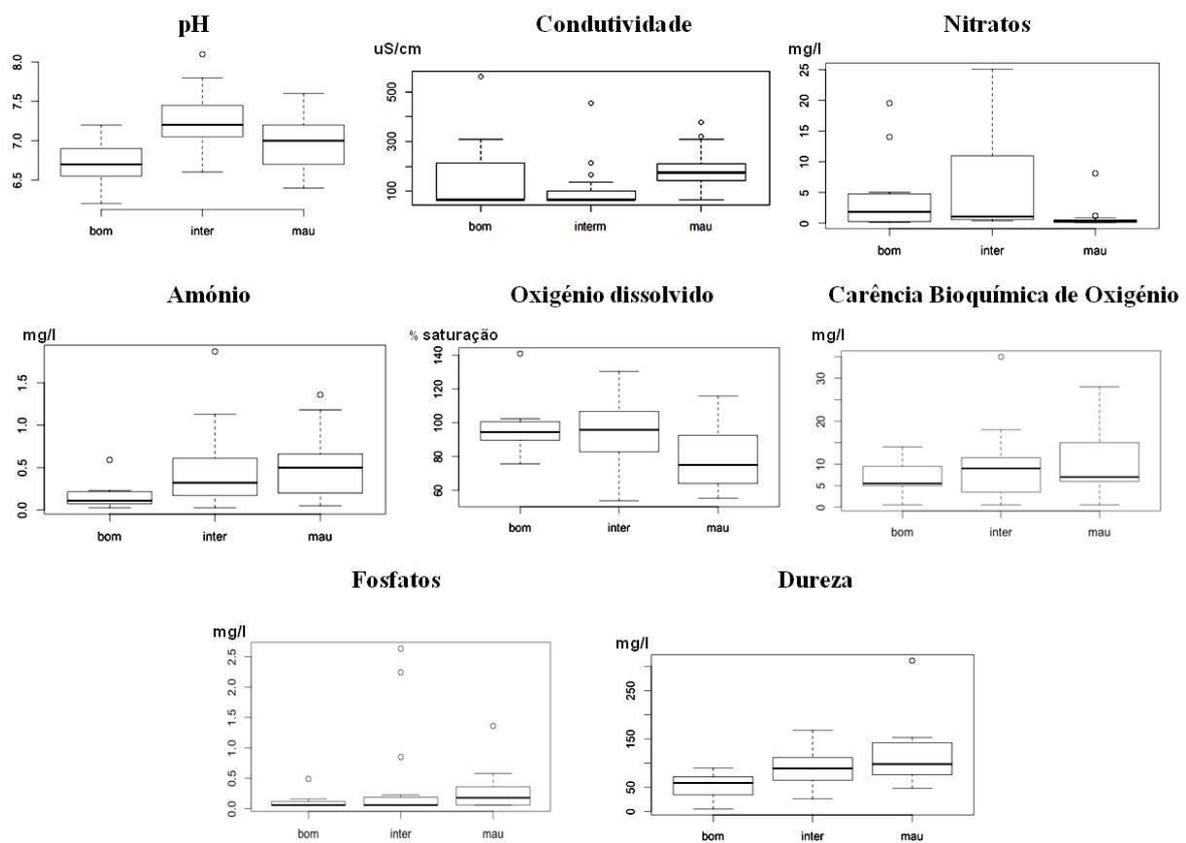


Figura 14 - Fatores abióticos da água em função dos estados de conservação: bom, intermédio (inter) e mau.

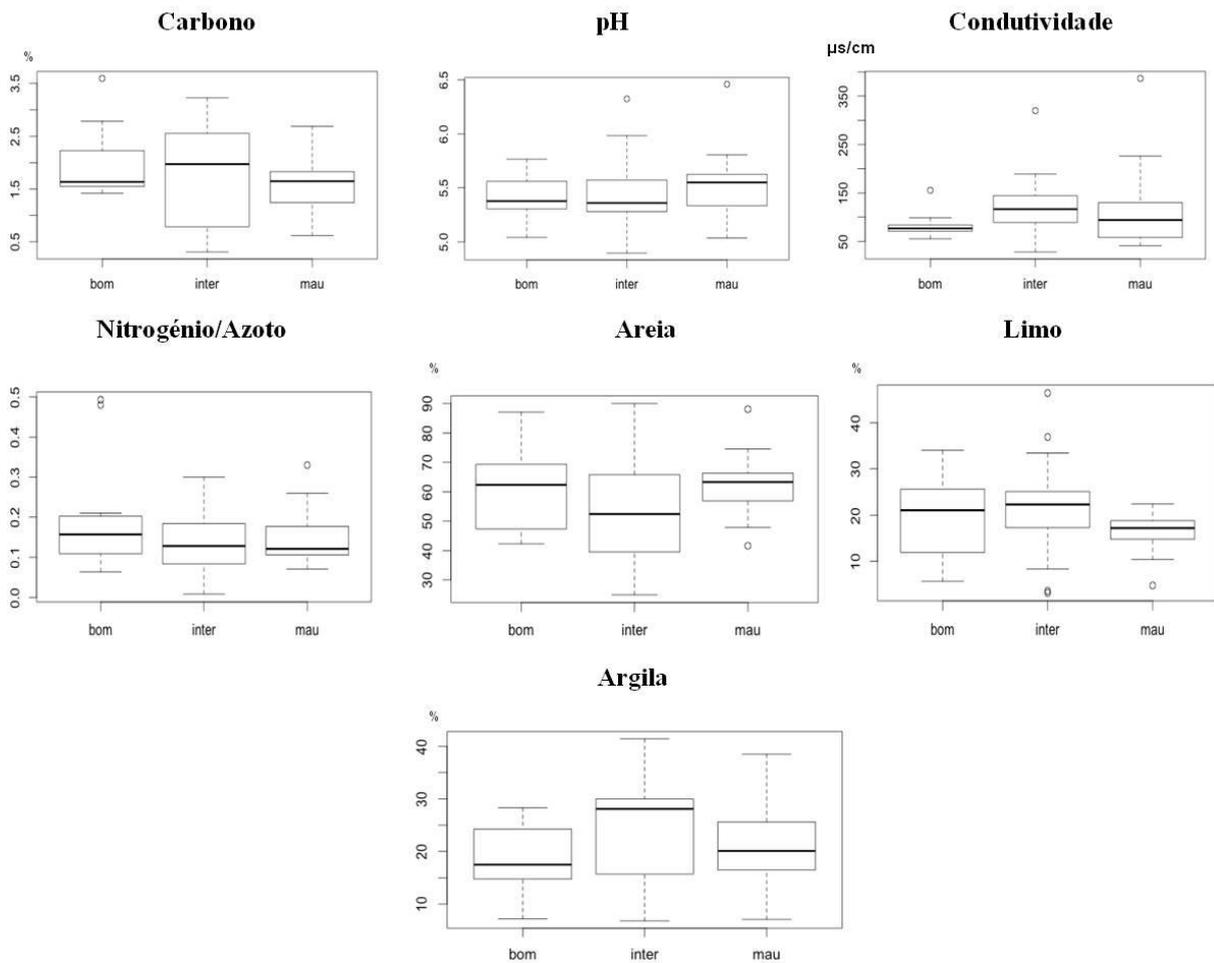


Figura 15 - Fatores abióticos do solo em função dos estados de conservação: bom, intermédio (inter) e mau.

4. DISCUSSÃO



Inventariação florística.

A análise das imagens do *software* GoogleEarth revelou-se de grande utilidade na identificação das áreas potenciais para a ocorrência de charcos temporários. Ao analisar imagens de diferentes anos e/ou meses, consegue-se detetar a presença de charcos temporários. Contudo, os charcos com uma área mais pequena podem passar despercebidos pois são difíceis de observar nas imagens. Alguns dos charcos potenciais que se identificaram por fotointerpretação das imagens, não foram incluídos neste estudo. Nestes casos muitos já se encontravam secos ou tinham sofrido alterações severas (lavrados, drenados, entre outras) pelo que não se encontravam em condições para serem amostrados.

Davies *et al.* (2008) já tinha salientado a importância dos charcos temporários na sua contribuição para a biodiversidade local, pois apesar de serem habitats pequenos (em comparação com outras zonas húmidas) albergam uma grande quantidade de espécies. Segundo Canha & Cruz (2010), muitas dessas espécies são raras e encontram-se ameaçadas. Os resultados deste estudo vão de acordo ao que estes autores afirmaram. Apenas em 45 charcos foram encontradas 123 espécies de flora, algumas delas com estatutos de conservação (Tabela 10), como por exemplo a *Caropsis verticillato-inundata* (vulnerável) e a *Pilularia minuta* (em perigo) (Figura 16). Apesar do estatuto de proteção do habitat, apenas algumas das suas espécies características têm proteção legislativa. Tal facto é preocupante, pois tendo em conta que o habitat de eleição destas espécies está a desaparecer rapidamente, seria importante atribuir estatutos de conservação e/ou proteção legal às espécies que carecem desses atributos ou até mesmo rever os estatutos já existentes. Assim na tabela 10, para além das espécies com estatuto de conservação, incluímos também a nossa proposta de espécies que deveriam merecer a atribuição de estatutos que visem a sua proteção. A espécie *Isoetes velatum* foi englobada na lista porque, tal como o *Eryngium corniculatum* e o *Isoetes setaceum*, a sua ocorrência está muito associada a este habitat (Grillas *et al.*, 2004), estando assim muito ameaçada pela presente regressão do mesmo. O *Juncus emmanuelis* também foi considerado como espécie de interesse por se tratar de um endemismo da Península Ibérica e ser uma espécie de distribuição muito localizada (Castroviejo *et al.*, 1986-2010).

Tabela 10 – Espécies com interesse para a conservação encontradas nos CTM e seu respetivo estatuto de conservação IUCN e/ou proteção legal, quando aplicáveis.

Espécie	Estatuto de conservação IUCN	Proteção legal
<i>Caropsis verticillato-inundata</i>	Vulnerável (VU)	Convenção de Berna (Anexo I) e Directiva Habitats (Anexos II e IV)
<i>Cicendia filiformis</i>	Pouco Preocupante (LC)	-
<i>Elatine brochonii</i>	Quase ameaçada (NT)	-
<i>Eryngium corniculatum</i>	Pouco Preocupante (LC)	-
<i>Eryngium galioides</i>	Pouco Preocupante (LC)	-
<i>Exaculum pusillum</i>	Quase ameaçada (NT)	-
<i>Hyacinthoides vicentina</i>	-	Directiva Habitats (Anexos II e IV)
<i>Isoetes setaceum</i>	Quase ameaçada (NT)	-
<i>Isoetes velatum</i>	-	-
<i>Juncus emmanuelis</i>	-	-
<i>Juncus heterophyllus</i>	Quase ameaçada (NT)	-
<i>Littorella uniflora</i>	Pouco Preocupante (LC)	-
<i>Myosotis retusifolia</i>	Dados insuficientes (DD)	Directiva Habitats (Anexos II e IV)
<i>Pilularia minuta</i>	Em perigo (EN)	Convenção de Berna (Anexo I)
<i>Pinguicula lusitanica</i>	Quase ameaçada (NT)	-
<i>Solenopsis laurentia</i>	Pouco Preocupante (LC)	-



Figura 16 – *Caropsis verticillato-inundata* (à esquerda) e *Pilularia minuta* (à direita). Fonte: própria.

A análise do elenco florístico total permitiu identificar que a maior parte das espécies encontradas nesta área é composta por terófitos. Este resultado vai de acordo com o que já foi observado para outras regiões do mundo, tais como Minorca (Argimbau, 2008), Marrocos (Rhazi *et al.*, 2006), assim como em Sardenha (Bagella & Caria, 2012).

Os resultados da análise de classificação mostram que a composição florística dos charcos mal conservados é distinta dos intermédios e bons. Ao contrário do esperado, os charcos intermédios e bons não se separam claramente entre eles, o que indica que a composição florística geral é semelhante. Comparando as classificações geradas com base em dados de presença/ausência, com as de dados de abundância específica, verificamos que não existe diferença entre a qualidade de classificação consoante o estado de conservação. Assim, e apenas com base nas classificações não se pode decidir nem a melhor época de amostragem, nem o melhor tipo de dados. No entanto, as análises das espécies indicadoras – IndVal e *phi*, permitiram identificar claramente espécies indicadoras associadas aos distintos estados de conservação.

Assinalando na tabela 11 as espécies indicadoras associadas aos CTM bem conservados, consoante a época de amostragem, verifica-se que existe uma grande coincidência independentemente do tipo de dados. Este resultado é importante porque facilita a atribuição de estados de conservação aos CTM por parte de técnicos ou profissionais não familiarizados com a realização de inventários florísticos. Em comparação com a atribuição de abundâncias específicas é mais fácil e mais rápido registar apenas dados de presença/ausência das espécies.

Tabela 11 – Síntese das espécies indicadoras de charcos temporários mediterrânicos, consoante a época de amostragem e o tipo de dados.

		Inverno		Primavera	
		Presenças	Abundâncias	Presenças	Abundâncias
Bom	<i>Carum verticillatum</i>	X	X	X	X
	<i>Caropsis verticillato-inundata</i>				X
	<i>Cynodon dactylon</i>			X	
	<i>Elatine brochonii</i>			X	X
	<i>Eryngium corniculatum</i>	X	X	X	X
	<i>Exaculum pusillum</i>			X	
	<i>Illecebrum verticillatum</i>	X		X	

Tabela 11 – Síntese das espécies indicadoras de charcos temporários mediterrânicos, consoante a época de amostragem e o tipo de dados (continuação).

		Inverno		Primavera	
		Presenças	Abundâncias	Presenças	Abundâncias
Bom	<i>Isoetes setaceum</i>	X	X		X
	<i>Isoetes velatum</i>		X	X	
	<i>Juncus emmanuelis</i>	X	X		
	<i>Juncus pygmaeus</i>			X	
	<i>Kickxi cihrrosa</i>			X	X
	<i>Leontodon taraxacoides</i>			X	X
	<i>Lotus pedunculatus</i>	X	X	X	
	<i>Myosotis debilis</i>		X		
	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	X			
	<i>Narcissus bulbucodium</i>	X	X		
	<i>Pulicaria paludosa</i>	X	X		
Intermédio	<i>Heliotropium europaeum</i>				X
	<i>Juncus heterophyllus</i>	X	X		
Mau	<i>Callitriche brutia</i>	X	X	X	X
	<i>Glyceria declinata</i>		X	X	X
	<i>Lythrum hyssopifolia</i>			X	X
	<i>Ranunculus muricatus</i>			X	X
	<i>Rumex conglomeratus</i>				X
	<i>Trifolium resupinatum</i>			X	X

É de salientar que em geral, as espécies indicadoras são relativamente fáceis de ser identificadas, tanto no campo como em laboratório. As espécies que poderiam causar algum dificuldade na identificação podem ser: os *Isoetes*, pois na fase inundada podemos encontrar indivíduos não maduros, e consequentemente sem elementos de identificação; e o *Myosotis debilis*, por ser um género de identificação complexa.

As espécies indicadoras baseadas nos dados de Primavera são fáceis de identificar em campo, como por exemplo: *Eryngium corniculatum*, *Carum verticillatum*, *Illecebrum verticillatum* e *Leontodon taraxacoides*, ainda que algumas devido ao seu reduzido tamanho exijam atenção na sua detecção, tais como: *Juncus pygmaeus*, *Exaculum pusillum*, *Elatine brochonii* e *Caropsis verticillato-inundata*.

Um dos indicadores mais robustos do bom estado de conservação dos CTM no Inverno é o *Narcissus bulbucodium*. Uma explicação plausível para este resultado pode ser o facto desta espécie ter sido observada com maior frequência em CTM cujas orlas estavam mais intactas, pois esta espécie ocorre geralmente na periferia dos charcos e é esta a zona que mais sofre quando há intervenções. Esta espécie apresenta uma floração precoce (Flora-On, 2014), comparativamente a outras espécies – tais como o *Carum verticillatum* – pelo que na Primavera é mais difícil ser observada. O *Carum verticillatum* também é indicador do bom estado de conservação dos charcos. Esta espécie também em rios já foi identificada como bioindicador de boa qualidade da água (Romero & Onaindia, 1995).

No que diz respeito às espécies indicadoras de CTM mal conservados a *Callitriche brutia* é a mais constante. A espécie identificada com valor de *phi* maior foi o *Ranunculus muricatus*, tanto no Inverno como na Primavera, embora com graus de fidelidade ligeiramente diferentes (Tabelas 5 e 6). Este resultado está de acordo com a ecologia da espécie, uma vez que esta espécie de *Ranunculus* ocorre em solos húmidos perturbados (Castroviejo *et al.*, 1986-2010).

No que concerne à caracterização dos fatores abióticos em toda a área de estudo, e no caso da *condutividade da água*, seria de esperar que os CTM com maior condutividade fossem aqueles que se encontram mais próximos do mar devido ao sódio. Mas tal não se verifica, pois apenas um dos CTM com valores mais elevados deste parâmetro se encontra próximo do mar, pelo que seriam necessários mais estudos de modo a descobrir o que está a causar este aumento de iões nos CTM do interior do país. Para o *oxigénio dissolvido* registámos um valor superior a 85% (Tabela 7), o que indica que a grande maioria dos CTM estudados nesta tese apresentam uma boa oxigenação da água (Said *et al.*, 2004).

Na área de estudo, a textura do solo (areia, limo e/ou argila) e o azoto não parecem estar relacionados com o estado de conservação dos charcos. No entanto, estes parâmetros foram correlacionados com pressões de origem antropogénica nas zonas húmidas temporários do Sudoeste de Portugal (Pinto-Cruz *et al.*, 2009).

Relativamente à conservação dos CTM, podemos observar que apenas 4 parâmetros foram relacionados com os diferentes estados de conservação dos CTM estudados. Todos os quatro parâmetros identificados são da água e podem ser lidos de seguida:

- Condutividade – CTM com um mau estado de conservação apresentam valores mais altos de condutividade. Valores incomuns de condutividade indicam usualmente algum nível de poluição, provocados pelo ser humano ou pela natureza. Independentemente das causas, mudanças na condutividade podem ter impactos na vida animal, vegetal e na qualidade da água (Kemker, 2014).
- Amónio – CTM mal conservados apresentam valores mais elevados de amónio. Este parâmetro provém geralmente de processos degradativos de materiais residuais, de origem vegetal ou animal (APDA, 2013). Apesar de noutros ecossistemas aquáticos valores elevados de amónio levarem à morte de seres vivos, para o caso dos CTM ainda não foram efetuados estudos para ver o efeito deste parâmetro no habitat. Apesar disso, segundo os resultados que obtivemos neste estudo, parece que o amónio tem um efeito negativo nas comunidades destes habitats prioritários para a conservação, permitindo uma diferenciação entre os CTM bons/intermédios e os maus.
- Oxigénio dissolvido – CTM com estado de conservação bom e intermédio apresentam valores mais altos de oxigénio dissolvido. O oxigénio é essencial a todas as formas de vida, incluindo para os organismos responsáveis pelos processos de auto-purificação de águas naturais (Chapman, 1996). Este parâmetro já havia sido assinalado em outros ecossistemas aquáticos como indicador de saúde, onde águas não poluídas apresentavam valores mais altos de oxigénio dissolvido. Baixas concentrações deste parâmetro em rios, por exemplo, conduzem a um desequilíbrio do ecossistema (Monteiro, 1997).
- Dureza – no caso deste parâmetro podemos verificar a ocorrência de valores mais elevados em CTM mal conservados. A dureza presente nas águas naturais depende, maioritariamente, da presença de sais de cálcio e magnésio dissolvidos (World Health Organization, 2011). Atualmente a avaliação da dureza da água é mais direcionada para efeitos de consumo humano, não havendo estudo sobre o seu efeito concreto nos ecossistemas. Contudo, este parâmetro revelou-se de grande importância na distinção de CTM bem conservados com os restantes estados de conservação.

Estes parâmetros abióticos da água estão relacionados com o estado de conservação dos CTM e por tanto podem ser utilizados como indicadores do estado de conservação.

O pH da água, apesar de mostrar diferenças significativas na análise, não é possível relacionar este parâmetro com o estado de conservação dos CTM. Pois não se verificaram diferenças entre os CTM bem conservados e os mal conservados. Ainda que os CTM bem conservados apresentem valores de pH mais baixos, não se verifica um aumento do pH ao longo dos diferentes estados de conservação (bom, intermédio e mau). Os nitratos da água, apesar de também mostrarem diferenças significativas na análise, não foram considerados, isto porque os valores deste parâmetro no geral foram todos muito baixos em todos os diferentes estados de conservação.

Serão necessários mais estudos de forma a determinar como é que cada parâmetro está a afetar o ecossistema. Desta forma, será possível estabelecer ações de conservação mais direcionadas e completas a cada charco. Uma vez que a alteração dos parâmetros pode estar relacionada com determinadas práticas e/ou ameaças.

Em conclusão, os resultados deste estudo contribuem para a identificação e localização de CTM na região Alentejo, identificar espécies indicadoras dos diferentes estados de conservação, assim como identificar parâmetros abióticos que estão relacionados com os diferentes estados de conservação deste habitat prioritário. É de salientar que estes indicadores do estado de conservação estão restrito à área de estudo, mas que a metodologia aplicada para a determinação de indicadores pode ser aplicada a outras áreas e ecossistemas.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALFA. 2004. *Tipos de Habitat Naturais e Semi-Naturais do Anexo I da Directiva 92/43/CEE (Portugal continental): Fichas de Caracterização Ecológica e de Gestão para o Plano Sectorial da Rede Natura 2000*. Relatório. Lisboa. Disponível em: <http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/rn2000/resource/rn-plan-set/hab/hab-3170>.
- APDA – Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas. 2013. *Ficha Técnica FT-QI-13 – Amónio*. Comissão Especializada da Qualidade da Água. Lisboa. Disponível em: www.apda.pt/pt/documentos/3/ceqa-comissao-especializada-de-qualidade-da-agua/.
- Argimbau P.F. 2008. *Vascular flora associated to Mediterranean temporary ponds on the island of Minorca*. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*. Vol. 65(2):393-414.
- Bagella S. & Caria M.C. 2012. *Diversity and ecological characteristics of vascular flora in Mediterranean temporary pools*. *C. R. Biologies* (2012) 335:69-76.
- Beja P. & Alcazar R. 2003. *Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians*. *Biological Conservation* 114:317-326.
- Braun-Blanquet J. 1932. *Plant Sociology. The study of plant communities*. McGraw-Hill, New York.
- Brendonck L. *et al.* 2002. *Temporary pools are not “enemy-free”*. *Hydrobiologia* 486:147-159.
- Canha P. & Cruz C.P. 2010. *Plano de Gestão de Charcos temporários mediterrânicos no Concelho de Odemira*. Edição do Autor. Universidade de Évora.
- Castroviejo S. *et al.* Eds. 1986-2010. *Flora Iberica*. Vols. I, II, III, IV, V, VI, VII (I/II), VIII, X, XII, XIII, XIV, XV, XVI, XVII, XVIII, XXI. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- Céréghino R. *et al.* 2008. *The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat*. *Hydrobiologia* 597:1-6.
- Chapman D. 1996. *Water Quality Assessments – A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. 2nd Edition. E&FN Spon. Unesco/Who/Unep. Cambridge.

- Chytrý M. *et al.* 2002. *Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures*. Journal of Vegetation 13: 79-90.
- Cirujano S. 1995. *Flora y vegetación de las lagunas y humedales de la Provincia de Cuenca*. Real Jardín Botánico de Madrid. 224 pp.
- Costa J.C. *et al.* 1998. *Biogeografia de Portugal Continental*. Quercetea 0:5-56.
- Costanza R. *et al.* 2008. *The Value of Coastal Wetlands for Hurricane Protection*. Royal Swedish Academy of Science. Ambio Vol. 37, No. 4.
- Davies B.R. *et al.* 2008. *A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape*. Hydrobiologia 597:7-17.
- De Cáceres D.M. & Legendre P. 2009. *Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference*. Ecology 90: 3566-3574.
- DGA. 1978. *Tipos de solos. Solos – Unidades Pedológicas*. Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Disponível em: www.isa.utl.pt/der/Hidrologia/ElementosCartograficos/. Consultado em Janeiro de 2015.
- Díaz-Paniagua C. *et al.* 2010. *Temporary ponds from Doñana National Park: a system of natural habitats for the preservation of aquatic flora and fauna*. Limnetica 29(1):41-58.
- Dimitriou E. *et al.* 2006. *Assessing the environmental status of Mediterranean temporary ponds in Greece*. Ann. Limnol. - Int. J. Lim. 42:33-41.
- Dufrêne M. & Legendre P. 1997. *Species Assemblages and Indicator Species: The need for a flexible asymmetrical approach*. Ecological Monographs 67: 345-366).
- EPCN. 2008. *The Pond Manifesto*. European Pond Conservation Network. Disponível em: http://campus.hesge.ch/epcn/pdf_files/manifesto/EPCN-manifesto_english.pdf. Consultado em Janeiro de 2015.
- Ferreira C.S.B.P.C. 2010. *Temporary ponds vegetation and dynamics: SW Portugal – Vegetação e dinâmica dos charcos temporários mediterrânicos do Sudoeste*

- Alentejano*. Tese de doutoramento em Biologia. Instituto Superior de Agronomia. Universidade Técnica de Lisboa.
- Fonseca L.C. *et al.* 2008. *Mediterranean temporary ponds in Southern Portugal: key faunal groups as management tools?* Pan-American Journal of Aquatic Sciences 3(3):304-320.
- Franco J.A. 1984. *Nova Flora de Portugal*. Vol. II. Edição de Autor. Lisboa.
- Franco J.A. & Rocha Afonso M.L. 1994-2003. *Nova Flora de Portugal*. Vol. III (I-III). Escolar Editora. Lisboa.
- FreshWaterWatch, 2015. Global programme developed by Earthwatch, an international environmental organisation. Disponível em: <https://freshwaterwatch.thewaterhub.org/content/ecosystem-services>. Consultado em Julho de 2015.
- Flora-On, 2014. *Flora de Portugal Interactiva*. Sociedade Portuguesa de Botânica. Disponível em: www.flora-on.pt.
- Gómez-Rodríguez C. *et al.* 2009. *Mediterranean temporary ponds as amphibian breeding habitats: the importance of preserving pond networks*. Aquat. Ecol. 43:1179-1191.
- Graham T.B. 2002. *Survey of aquatic macroinvertebrates and amphibians at Wupatki National Monument, Arizona, USA: An evaluation of selected factors affecting species richness in ephemeral pools*. Hydrobiologia 486:215-224.
- Gray J. 1988. *Evolution of the fossil record*. Paleogeography, paleoclimatology, paleoecology 62:1-214.
- Grillas P. *et al.* 2004. *Mediterranean Temporary Pools. Volume 1 – Issues relating to conservation, functioning and management*. Station biologique de la Tour du Valat. 120 pp.
- Grillas P., Rhazi L., Rhazi M. & Waterkeyn A. 2007. *Conservation des mares temporaires dans la région méditerranéenne*. Consorci de l'Estany (Eds), Conservació, problemàtiques i gestió de les llacunes temporànies mediterrànies. Actes del Simposi Científic sobre Gestió i Conservació de les Llacunes Temporànies Mediterrànies. Banyoles, pp. 17-29.

- ISO/IDF – International Organization for Standardization. 2002. *Milk and milk products. Determination of nitrogen content*. Routine method using combustion according to the Dumas principle ISO/IDF International Standard (ISO/IDF), no. 14891:2002(E), Geneva (Switzerland). International Dairy Federation Brussels. Belgium.
- ISA. 2015. *Instituto Superior de Agronomia*. Universidade de Lisboa. Disponível em: home.isa.utl.pt/~tmh/aboutme/Bem-vindo.html. Consultado em Janeiro de 2015.
- IUCN. 2014. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Disponível em: www.iucnredlist.org. Consultado em Fevereiro de 2015.
- Júnior V. & Viegas H. 1949. *Carta dos Solos de Portugal*. Estação Agronómica Nacional. Ministério da Economia – Direção Geral de Serviços Agrícolas, Lisboa.
- Keddy P.A. 2010. *Wetland Ecology – Principles and Conservation*. 2nd Edition. Cambridge, University Press, New York.
- Kemker, C. 2014. *Conductivity, Salinity and Total Dissolved Solids. Fundamentals of Environmental Measurements*. Fondriest Environmental. Disponível em: www.fondriest.com/environmental-measurements/parameters/water-quality/conductivity-salinity-tds/.
- Landyn. 2013. *Alterações de uso e ocupação do solo em Portugal Continental: caracterização, forças motrizes e cenários futuros*. Relatório NUT II. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e Energia – Direção – Geral do Território. Lisboa.
- Martin G. 1990. *Spring fever*. *Discovery* 11:70-74.
- Mitsch W.J. & Gosselink J.G. 2007. *Wetlands*. 4th Edition. Wiley & Sons, New York.
- Mitsch W.J. *et al.* 2013. *Wetlands, carbon, and climate change*. *Landscape Ecol* (2013) 28:583-597.
- Monteiro A.J. 1997. *Modelação do Oxigénio Dissolvido em Rios*. Departamento de Engenharia Civil e Arquitectura. Secção de Hidráulica e dos Recursos Hídricos e Ambientais. Qualidade da Água e Controlo da Poluição. Instituto Superior Técnico. Lisboa.

- Nicolet P. *et al.*. 2004. *The wetlands plant and macroinvertebrate assemblages of temporary ponds in England and Wales*. *Biological Conservation* 120:261-278.
- Pinto-Cruz C. *et al.* 2009. *Plant communities as a tool in temporary ponds conservation in SW Portugal*. *Hydrobiologia* 634:11-24.
- Pinto-Cruz C. *et al.* 2011. *Biotic and abiotic parameters that distinguish types of temporary ponds in a Portuguese Mediterranean ecosystem*. *Ecological Indicators* 11:1658-1663.
- Pizarro J. 1995. *Contribución al estudio taxonómico de Ranunculus L. subgen. Batrachium (DC). A. Gray (Ranunculaceae)*. *Lazaroa* 15:21-113.
- Ramsar Convention Secretariat. 2013. *The Ramsar Convention Manual: a guide to the convention of wetlands (Ramsar, Iran, 1971)*. 6th Edition. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- Ramsar Convention. 2015. *The Convention of Wetlands – about Ramsar*. Disponível em: www.ramsar.org. Consultado em Fevereiro de 2015.
- Rhazi L., Grillas P., Toure A.M. & Ham L.T. 2001. *Impact of land use in catchment and human activities on water, sediment and vegetation of Mediterranean temporary pools*. *Life Sciences* 324: 165-177.
- Rhazi L. *et al.* 2006. *Richness and structure of plant communities in temporary pools from western Morocco: influence of human activities*. *Hydrobiologia* 570:197-203.
- Rhazi L. *et al.* 2012. *Vegetation of Mediterranean temporary pools: a fading jewel?* *Hydrobiologia* (2012) 689:23-36.
- Rivas-Martínez S. 2007. *Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España*. *Itinera Geobotanica* 17:5-436.
- Rosselló-Graell A. 2003. *Caracterização fito-ecológica das lagoas temporárias do Campo Militar de Santa Margarida (Ribatejo, Portugal)*. *Portugaliae Acta Biol.* 21:245-278.
- Ruiz E. 2008. *Management of Natura 2000 habitats. 3170* Mediterranean temporary ponds*. European Commission.
- Said A. *et al.* 2004. *An innovative Index for Evaluating Water Quality in Streams*. *Environmental Management* Vol. 34, No. 3, pp. 406-414.

- Tiner R.W. 1999. *Wetland Indicators – A Guide to Wetland Identification, Delineation, Classification, and Mapping*. CRC Press, Boca Raton, New York.
- Warwick N.W.M. & Brock M.A. 2003. *Plant reproduction in temporary wetlands: the effects of seasonal timing, depth, and duration of flooding*. *Aquatic Botany* 77:153-167.
- Williams P. *et al.* 2000. *History, Origins and Importance of Temporary Ponds*. *Freshwater Forum* (2001) 17:7-15.
- World Health Organization. 2011. *Hardness in Drinking-water – WHO Guidelines for Drinking-water*. WHO Press. Switzerland. Disponible em: [www:who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/hardness.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/hardness.pdf).
- Zacharias I., Dimitriou E., Dekker A. & Dorsman E. 2007. *Overview of temporary ponds in the Mediterranean region: Threats, management and conservation issues*. *Journal of Environmental Biology* 28: 1-9.
- Zacharias I. & Zamparas M. 2010. *Mediterranean temporary ponds. A disappearing ecosystem*. *Biodivers. Conserv.* (2010) 19:3827-3834.
- Zedler J.B. & Kercher S. 2005. *Wetlands Resource: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability*. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30: 39-74.