



Universidade de Aveiro Departamento de biologia
2013

**Carla Leocádia
de Sousa
Sacramento de
Freitas**

**Contributo à avaliação ecológica das ribeiras do
Algarve - diatomáceas**

DECLARAÇÃO

Declaro que este relatório é integralmente da minha autoria, estando devidamente referenciadas as fontes e obras consultadas, bem como identificadas de modo claro as citações dessas obras. Não contém, por isso, qualquer tipo de plágio quer de textos publicados, qualquer que seja o meio dessa publicação, incluindo meios eletrônicos, quer de trabalhos acadêmicos.



**Carla Leocádia
de Sousa
Sacramento de
Freitas**

**Contributo à avaliação ecológica das ribeiras do
Algarve - diatomáceas**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Biologia Aplicada, realizada sob a orientação científica da Doutora Salomé Fernandes Pinheiro de Almeida, Professora auxiliar do Departamento de biologia da Universidade de Aveiro e co-orientação da Doutora Maria Margarida dos Prazeres Reis, Professora auxiliar do Departamento de Ciências Biológicas e Bioengenharia da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade do Algarve.

Dedico este trabalho ao meu filho.

o júri

presidente

Professor Doutor João António de Almeida Seródio
professor auxiliar da Universidade de Aveiro

Doutora Maria João de Medeiros Brazão Lopes Feio
investigadora auxiliar do Instituto do Mar - CMA, Departamento de Ciências da Vida,
Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra

Doutora Salomé Fernandes Pinheiro de Almeida
professora auxiliar da Universidade de Aveiro

agradecimentos

Em primeiro lugar, quero agradecer à ARH Algarve, pois sem o apoio desta Entidade não poderia ter levado a cabo o presente trabalho. Desta forma agradeço aos dirigentes da ARH nas pessoas do Doutor Sebastião Teixeira (diretor da ARH Algarve) e Eng^a Sofia Delgado (chefe de divisão de Planeamento e Informação) por terem autorizado não só o acesso à informação necessária como ainda terem autorizado que acompanhasse as deslocações ao campo aos locais em estudo e que os serviços da ARH elaborassem em ambiente SIG, muitos dos mapas apresentados. Este trabalho é um exemplo do que se pode fazer com a boa vontade de várias pessoas. Assim, agradeço aos meus ex-colegas da ARH Algarve que me ajudaram a concretizá-lo: aos Técnicos Dr. Alexandre Furtado e Dra. Conceição Gago, por todo o apoio dado e disponibilização de informação, muita dela adquirida pela experiência pessoal e transmitida sempre que necessitei; às Técnicas Eng^a Sandra Correia e Eng^a Ana Isabel Rodrigues por toda a colaboração prestada, nomeadamente com o *software* ArcGis o que incluiu disponibilizarem-me o seu tempo, mesmo fora de horas de expediente, e trabalharem incansavelmente comigo, pois sem elas este trabalho não poderia ter avançado; à Eng^a Edite Reis pelas informações que me transmitiu sobre hidrogeologia e à equipa de campo nas pessoas dos técnicos Artur Cláudio, Vitor Ruivo, Manuel Matos, Eduardo Mendes e Armando Silva.

Quero agradecer à Doutora Salomé Almeida, por ter aceitado ser minha orientadora, pela simpatia e amizade com que sempre me recebeu, além dos conhecimentos científicos que me transmitiu e pela orientação preciosa que me deu para este trabalho. Também desejo agradecer à Doutora Margarida Reis pelo apoio e disponibilidade, transmissão de conhecimentos científicos e ajuda na elaboração da dissertação. Agradeço também à Doutora Maria João Feio pela ajuda na escolha da abordagem metodológica e contributo na seleção dos locais de referência.

Não posso deixar de agradecer às minhas amigas e colegas da empresa *AquaExam*, Sandra Caetano e Cristina Costa, que despertaram em mim o gosto pelo tema diatomáceas e além de me incentivaram a levar a cabo este trabalho, me ensinaram algumas das técnicas necessárias e me apoiaram no decurso do trabalho.

Um obrigada às colegas da Universidade de Aveiro: Ana Luís, Carmen Elias e também Cristina Delgado, pela simpatia com que me acolheram e por me terem ajudado, juntamente com Salomé Almeida, nalgumas identificações de diatomáceas mais difíceis.

Muito obrigada ao meu sogro, pelos conhecimentos de Geologia que me transmitiu, aos meus pais, à minha família, em geral, e por fim, mas não em último, ao meu marido e meu filho.

palavras-chave

Diatomáceas epilíticas, perífiton, bioindicadores, estado ecológico, locais de referência, Diretiva-Quadro da Água, Ribeiras do Algarve.

resumo

O Algarve faz parte da região Mediterrânica, encontrando-se bastante humanizado em algumas zonas. A implementação da Diretiva Quadro da Água (DQA) em sistemas lóticos, realçou a necessidade de aprofundar o conhecimento de biótopos não impactados pelo Homem nestes sistemas, de modo a poder estabelecer tipologias que permitam a sua avaliação ecológica. Após uma primeira abordagem com avaliação de um número limitado de locais, tornou-se evidente a necessidade de estudar um maior número de potenciais locais de referência para confirmar ou redefinir a tipologia estabelecida. A resposta a estas questões tornará mais adequada e realista a aplicação da DQA nesta região. Neste sentido, o presente trabalho pretende aprofundar o conhecimento acerca das diatomáceas perifíticas (parte integrante do elemento biológico flora aquática, definido na DQA para caracterização do estado ecológico das massas de água superficiais lóticas) - das ribeiras do Algarve. Uma vez que a aplicação da DQA se baseia no conceito de condição de referência, que resulta na obtenção de uma valoração ecológica para cada local avaliado por comparação com as comunidades de diatomáceas de referência da mesma tipologia, foi efetuada uma reavaliação dos locais de referência. Desta forma, obtiveram-se um maior número de locais (26 novos locais) e cuja seleção obedeceu a critérios mais rigorosos que a seleção anterior, efetuada no início da implementação da DQA, traduzindo-se em valores de medianas de índices IPS mais adequados.

O trabalho apresentado incluiu dados biológicos obtidos exclusivamente para a sua elaboração, juntamente com dados provenientes da ex-Administração da Região Hidrográfica do Algarve, obtidos durante os programas de monitorização ecológica efetuados em 2009 e 2010, aumentando o número de locais estudados assim como a área geográfica visitada, o que permitiu um estudo mais amplo do que já havia sido realizado para a região aquando da implementação da DQA. Pretendeu-se, assim, melhorar os métodos de avaliação existentes.

Com o intuito de aprofundar o conhecimento acerca da variação espacial e temporal das comunidades de diatomáceas de zonas Mediterrânicas incluindo a variabilidade hidrológica interanual (ano seco *versus* ano húmido) assim como a variabilidade tipológica (rios temporários e permanentes) foi efetuada uma análise que incluiu uma caracterização abiótica e das comunidades de diatomáceas de alguns locais das ribeiras do Algarve em 2009 e em 2010. Obtiveram-se 3 grupos distintos baseados na composição taxonómica de diatomáceas e sua abundância relativa, para o ano 2010. Quanto à comparação dos 2 anos verificaram-se diferenças ao nível do índice de diversidade de Shannon-Wiener e índices CEE, IPS e rácio RQE.

keywords

Epilithic diatoms, periphyton, bioindicators, ecological status, reference sites, Water Framework Directive, Algarve streams.

abstract

The Algarve is part of the Mediterranean region and is much humanized in some areas. The implementation of the Water Framework Directive (WFD) in lotic systems has highlighted the need to deepen the knowledge of biotopes not impacted by humans in these systems, in order to establish typologies which allow their ecological assessment. After a first approach to the evaluation of a limited number of sites, the need to study a larger number of potential reference sites to confirm or redefine typology established became clear. The answer to these questions will make the implementation of the WFD in this region more appropriate and realistic. In this sense, the present work aims to deepen the knowledge of diatom periphyton (part of the biological element aquatic flora, chosen in the WFD to characterize the ecological status of lotic surface water bodies among other biological elements) – in the streams of the Algarve. A reappraisal of reference sites was further carried out, since the application of the WFD is based on the concept of reference condition, followed by the comparison of diatom communities at a site with the reference communities of the same typology. A greater number of sites (26 new ones) were selected and whose selection followed a more "tight" criteria than the previous selection made at the beginning of the implementation of the WFD, resulting in median values of indices IPS most suitable.

The work presented in this dissertation included biological data obtained exclusively for its preparation, together with data from the former "Administração da Região Hidrográfica do Algarve", obtained during ecological monitoring programs during 2009 and 2010. Therefore, increasing the number of sites studied as well as the geographical area visited, allowing a broader study of what had already been done in the region during the implementation of the WFD, thereby, improving the existing assessment methods.

It was also intended to deepen the knowledge about the spatial and temporal variation of diatom communities in Mediterranean areas including hydrological interannual variability (dry year versus wet year) as well as the typological variability (temporary and permanent rivers). For this an analysis was performed which included a characterization of abiotic and diatom communities of some of the sites of the Algarve in 2009 and 2010. Three distinct groups based on taxonomic composition of diatoms and their relative abundance, were obtained for the year 2010. Comparison of the two years reveals differences in the diversity index of Shannon-Wiener, EEC and IPS and also in EQR.

Índice

1	Introdução Geral	1
1.1	Enquadramento geral e objetivos	1
2	As diatomáceas bênticas e a sua utilização como indicadores de estado ecológico	2
2.1	Alguns aspetos gerais da biologia e ecologia das diatomáceas	2
2.2	Vantagens da utilização de diatomáceas bênticas na avaliação do estado da água em rios	3
2.3	Efeitos dos fatores de <i>stress</i> ambiental nas diatomáceas	6
2.4	Estado da arte da utilização das diatomáceas como bioindicadoras	6
3	A DQA e a caracterização ecológica de rios por diatomáceas	9
3.1	Enquadramento legal	9
3.2	A implementação da DQA em Portugal	11
3.2.1	A delimitação de massas de água	11
3.2.2	O estabelecimento de tipologias de massas de água	13
3.2.3	A seleção de condições de referência	16
3.2.4	Os sistemas de classificação de estado ecológico utilizando diatomáceas	17
4	Área de estudo: as ribeiras do Algarve	20
4.1	Caraterização territorial	20
4.2	Caraterização climática	27
4.2.1	O ano climático de 2009 em Portugal	28
4.2.2	O ano climático de 2010 em Portugal	28
4.3	Caraterização atual do estado ecológico das ribeiras do Algarve	29
4.3.1	Os Programas de monitorização do estado da água existentes	29
4.3.2	Resultados mais recentes da avaliação do estado ecológico	30
5	Material e métodos	31
5.1	As amostras de diatomáceas estudadas	31
5.1.1	Os locais de amostragem	32
5.2	Caraterização abiótica dos locais de amostragem	36
5.2.1	Caraterização abiótica ao nível da bacia hidrográfica	36
5.2.2	Caraterização abiótica ao nível da linha de água	37
5.2.3	Caraterização do segmento e local de amostragem	38
5.2.4	Caraterização físico-química da água dos locais de amostragem de diatomáceas	39
5.3	A seleção dos locais de referência	40
5.4	Colheita e processamento de amostras de diatomáceas	41
5.4.1	Procedimento de amostragem de diatomáceas	41
5.4.2	Tratamento laboratorial das amostras de diatomáceas	42
5.4.2.1	<i>Pré-tratamento das amostras e limpeza das frústulas</i>	43

5.4.2.2	<i>Montagem das preparações definitivas</i>	43
5.5	Estudo das diatomáceas.....	44
5.6	Tratamento de dados.....	46
5.6.1	Determinação dos índices ecológicos	46
5.6.2	Análises multivariadas.....	48
6	Apresentação e análise dos Resultados	50
6.1	Os locais de referência.....	50
6.1.1	Resultados da caracterização das bacias hidrográficas.....	50
6.2	As espécies encontradas	54
6.3	Resultados dos índices diatomológicos	60
6.4	Resultados das análises multivariadas.....	70
6.5	Caraterização dos grupos obtidos pelas análises multivariadas	73
7	Considerações finais e conclusões	79
8	Referências Bibliográficas	86

Anexo

Índice de figuras

FIG. 1 - LOCALIZAÇÃO DE PORTUGAL CONTINENTAL NA EUROPA E LOCALIZAÇÃO DO ALGARVE EM PORTUGAL CONTINENTAL. FONTE: ARH ALGARVE.	20
FIG. 2 - DELIMITAÇÃO DOS CONCELHOS QUE INTEGRAM O ALGARVE. FONTE: ARH ALGARVE	20
FIG.3 - DELIMITAÇÃO DAS 3 REGIÕES NATURAIS DO ALGARVE: LITORAL, BARROCAL E SERRA. FONTE: ARH ALGARVE, COM BASE NA CARTA DE ORDENAMENTO BIOFÍSICO DO LITORAL – ALGARVE	21
FIG.4 - DENSIDADE POPULACIONAL POR FREGUESIA NO ALGARVE. FONTE: ARH ALG.	21
FIG.5 - DELIMITAÇÃO GEOGRÁFICA DA REGIÃO HIDROGRÁFICA RIBEIRAS DO ALGARVE (RH8). FONTE ARH ALGARVE (2009)..	22
FIG.6 - A REDE HIDROGRÁFICA DO ALGARVE COM INDICAÇÃO DAS PRINCIPAIS SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS E RIBEIRAS.FONTE: ARH ALGARVE	23
FIG.7 - A TOPOGRAFIA DO ALGARVE COM INDICAÇÃO DA REDE DE MONITORIZAÇÃO DO ESTADO ECOLÓGICO DA ARH ALG. FONTE: ARH ALGARVE (2011).	24
FIG.8 - A GEOLOGIA DO ALGARVE. FONTE: ARH ALGARVE (2011).....	26
FIG.9 - OCUPAÇÃO DO SOLO NA REGIÃO HIDROGRÁFICA RIBEIRAS DO ALGARVE. FONTE ARH ALGARVE (2009) BASEADO EM CORINE LAND COVER-2000.....	27
FIG.10 - IDENTIFICAÇÃO DOS LOCAIS DE MONITORIZAÇÃO DA REDE DE ESTADO ECOLÓGICO DA ARH ALGARVE. FONTE: ARH ALG.	30
FIG.11 - RESULTADOS DA AVALIAÇÃO DO ESTADO ECOLÓGICO, DAS MASSAS DE ÁGUA SUPERFICIAIS DO ALGARVE EM 2009-2010. FONTE: ARH ALG.	31
FIG.12 - IDENTIFICAÇÃO GEOGRÁFICA DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM DO PRESENTE ESTUDO. FONTE: ARH ALG.	35
FIG.13 - LOCALIZAÇÃO NA REDE HIDROGRÁFICA DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM DO PRESENTE ESTUDO. FONTE: ARH ALG	35
FIG.14 - PERCENTAGENS DE ÁREAS ARTIFICIAIS NAS BACIAS DAS MASSAS DE ÁGUA CORRESPONDENTES AOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM. A LINHA VERMELHA TRADUZ O LIMITE DE ACEITAÇÃO (SÃO ACEITES AS QUE SE ENCONTRAM ABAIXO DESTA) DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS CORRESPONDENTES ÀS MASSAS DE ÁGUA EM QUESTÃO	51
FIG.15 - PERCENTAGENS DE AGRICULTURA INTENSIVA NAS BACIAS DAS MASSAS DE ÁGUA CORRESPONDENTES AOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM. A LINHA VERMELHA TRADUZ O LIMITE DE ACEITAÇÃO (SÃO ACEITES AS QUE SE ENCONTRAM ABAIXO DESTA) DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS CORRESPONDENTES ÀS MASSAS DE ÁGUA EM QUESTÃO	51
FIG.16 - PERCENTAGENS DE AGRICULTURA EXTENSIVA NAS BACIAS DAS MASSAS DE ÁGUA CORRESPONDENTES AOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM. A LINHA VERMELHA TRADUZ O LIMITE DE ACEITAÇÃO (SÃO ACEITES AS QUE SE ENCONTRAM ABAIXO DESTA) DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS CORRESPONDENTES ÀS MASSAS DE ÁGUA EM QUESTÃO	52
FIG.17 - PERCENTAGENS DE ÁREAS NATURAIS E SEMI-NATURAIS NAS BACIAS DAS MASSAS DE ÁGUA CORRESPONDENTES AOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM. A LINHA VERMELHA TRADUZ O LIMITE DE ACEITAÇÃO (SÃO ACEITES AS QUE SE ENCONTRAM ACIMA DESTA) DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS CORRESPONDENTES ÀS MASSAS DE ÁGUA EM QUESTÃO	52
FIG.18 - NÚMERO DE AMOSTRAS EM QUE FORAM IDENTIFICADAS AS ESPÉCIES REFERIDAS	57
FIG.19 - ESPÉCIES PRESENTES NAS AMOSTRAS DE 2009 DOS LOCAIS DE REFERÊNCIA.....	59
FIG.20 - ESPÉCIES PRESENTES NAS AMOSTRAS DE 2010 DOS LOCAIS DE REFERÊNCIA.....	59
FIG.21 - ÍNDICES DE SHANNON-WIENER OBTIDOS POR LOCAL DE AMOSTRAGEM PARA O ANO 2009.....	60
FIG.22 - ÍNDICES DE SHANNON-WIENER OBTIDOS POR LOCAL DE AMOSTRAGEM PARA O ANO 2010.....	61
FIG.23 - ÍNDICES DE SHANNON-WIENER DOS LOCAIS DE REFERÊNCIA OBTIDOS PARA OS ANOS 2009 E 2010	62

FIG.24 - DIAGRAMA DE CAIXA E BIGODES ELABORADO COM OS ÍNDICES DE SHANNON-WIENER DOS LOCAIS EM COMUM DE REFERÊNCIA E NÃO REFERÊNCIA PARA CADA UM DOS ANOS 2009 E 2010. LEGENDA: R = LOCAIS DE REFERÊNCIA; NR = LOCAIS DE NÃO REFERÊNCIA.....	63
FIG.25 - DIAGRAMA DE CAIXA E BIGODES ELABORADO COM AS MEDIANAS DOS ÍNDICES IPS OBTIDOS NOS LOCAIS DE REFERÊNCIA DO TIPO S2, PARA CADA UM DOS ANOS 2009 E 2010 E MEDIANA DOS ÍNDICES IPS CALCULADOS PARA OS LOCAIS DE REFERÊNCIA DO TIPO S2 SELECIONADOS PARA O ALGARVE PELO INAG.....	66
FIG.26 -DIAGRAMA DE CAIXA E BIGODES ELABORADO COM AS MEDIANAS DOS ÍNDICES CEE OBTIDOS NOS LOCAIS DE REFERÊNCIA PARA TODOS OS TIPOS DE RIOS, EXCETO S2, PARA CADA UM DOS ANOS 2009 E 2010 E MEDIANA DOS ÍNDICES CEE CALCULADOS PARA OS LOCAIS DE REFERÊNCIA PARA TODOS OS TIPOS DE RIOS, EXCETO S2 SELECIONADOS PARA O ALGARVE, PELO INAG.....	66
FIG.27 -DIAGRAMA DE CAIXA DE BIGODES ELABORADO COM AS MEDIANAS DOS ÍNDICES IPS OBTIDOS NOS LOCAIS DE REFERÊNCIA PARA TODOS OS TIPOS DE RIOS, PARA CADA UM DOS ANOS 2009 E 2010 E MEDIANA DOS ÍNDICES IPS CALCULADOS PARA OS LOCAIS DE REFERÊNCIA PARA TODOS OS TIPOS DE RIOS, SELECIONADOS PARA O ALGARVE PELO INAG.....	67
FIG.28 - RQE PARA CADA LOCAL DE REFERÊNCIA DO ANO 2009 CALCULADO COM BASE NO ÍNDICE CEE OU IPS TAL COMO FOI ESTABELECIDO PARA PORTUGAL	68
FIG.29 - RQE PARA CADA LOCAL DE REFERÊNCIA DO ANO 2010 CALCULADO COM BASE NO ÍNDICE CEE OU IPS TAL COMO FOI ESTABELECIDO PARA PORTUGAL	68
FIG.30 - TAXA DOMINANTES PARA CADA UM DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM DE REFERÊNCIA EM COMUM EM 2009 E 2010	69
FIG.31 - DENDROGRAMA DA ANÁLISE DE CLUSTER BASEADO NA MATRIZ DE SIMILARIDADE DE <i>BRAY-CURTIS</i> APLICADA ÀS ABUNDÂNCIAS RELATIVAS DE ESPÉCIES DE DIATOMÁCEAS DOS LOCAIS DE REFERÊNCIA, POR TIPOLOGIA INAG, DE AMOSTRAS DE 2009 E 2010.	71
FIG.32 - DENDROGRAMA DA ANÁLISE DE <i>CLUSTER</i> DE <i>BRAY-CURTIS</i> APLICADA ÀS ABUNDÂNCIAS DE ESPÉCIES DE DIATOMÁCEAS (SEM TRANSFORMAÇÃO DOS DADOS) DOS LOCAIS DE REFERÊNCIA, POR TIPOLOGIA SEGUNDO IC2, DE AMOSTRAS DE 2009 E 2010... ..	72
FIG.33 - TAXA DOMINANTES PARA CADA UM DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM DE REFERÊNCIA EM 2010	75
FIG.34 - TAXA DOMINANTES PARA CADA UM DOS LOCAIS DE REFERÊNCIA DE 2010 INCLUÍDOS NO GRUPO I	76
FIG.35 - TAXA DOMINANTES PARA CADA UM DOS LOCAIS DE REFERÊNCIA DE 2010 INCLUÍDOS NO GRUPO II	76
FIG.36 - TAXA DOMINANTES PARA CADA UM DOS LOCAIS DE REFERÊNCIA DE 2010 INCLUÍDOS NO GRUPO III	76
FIG.37 - TAXA DOMINANTES PARA CADA UM DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM DE REFERÊNCIA EM 2009	77
FIG.38 - IDENTIFICAÇÃO DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM POR GRUPOS RESULTANTES DA ANÁLISE MULTIVARIADA PARA 2010. FONTE: ADAPTADO DE ARH ALG. GRUPO I: ESTRELA ROSA; GRUPO II: ESTRELA VERDE E GRUPO III: ESTRELA AZUL.	78
FIG.39 - PCA APLICADA AOS PARÂMETROS ABIÓTICOS CORRESPONDENTES A 23 DOS LOCAIS DE REFERÊNCIA DE 2009 E 2010 COM INDICAÇÃO DOS GRUPOS BIOLÓGICOS OBTIDOS NO <i>CLUSTER</i>	79

Índice de tabelas

TABELA I - CARATERÍSTICAS PRINCIPAIS DA TIPOLOGIA DOS RIOS DO ALGARVE. FONTE INAG, I.P. (2008b)	15
TABELA II - CARATERÍSTICAS PRINCIPAIS DOS TIPOS COMUNS DE INTERCALIBRAÇÃO DOS RIOS DO MEDGIG FONTE: COMISSÃO EUROPEIA (2013).....	16
TABELA III - ÍNDICES ADOTADOS E MEDIANA DOS VALORES DE REFERÊNCIA E FRONTEIRAS DE QUALIDADE BIOLÓGICA RELATIVOS AO FITOBENTOS, PARA OS TIPOS DE RIOS DO ALGARVE. FONTE:INAG, I.P. (2009).....	19
TABELA IV - IDENTIFICAÇÃO E LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM	32
TABELA V - LOCALIZAÇÃO NA REDE HIDROGRÁFICA DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM COM INFORMAÇÃO DO TIPO DE MASSA DE ÁGUA E TIPO DE MONITORIZAÇÃO	33
TABELA VI - LISTA DAS MASSAS DE ÁGUA, SEGUNDO O CÓDIGO DE IDENTIFICAÇÃO DO INAG, ONDE SE ENCONTRAM OS LOCAIS DE AMOSTRAGEM DO PRESENTE ESTUDO E LOCAIS RESPETIVOS.....	36
TABELA VII – VARIÁVEIS CONSIDERADAS NA ANÁLISE PERICIAL <i>IN SITU</i> DURANTE A PROSPEÇÃO E COM ELEMENTOS DISPONÍVEIS EM GABINETE (MAPAS, ESTUDOS, ETC.). FONTE: M.J.FEIO (<i>COM. PESS.</i> , 2013) TENDO POR BASE AS "VARIÁVEIS FAME".	38
TABELA VIII- LISTA DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS MEDIDOS NA ÁGUA	39
TABELA IX- LIMIARES MÁXIMOS PARA OS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS MEDIDOS NA ÁGUA DE ACORDO COM INAG, I.P. (2009)	41
TABELA X- VALORES-LIMITE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS MEDIDOS NA ÁGUA DE ACORDO COM FEIO <i>ET AL.</i> (2013)	41
TABELA XI - ÍNDICE CEE: TABELA DE DUPLA ENTRADA PARA ATRIBUIÇÃO DAS PONTUAÇÕES. FONTE: INAG, I.P. (2009).....	48
TABELA XII- LOCAIS DE REFERÊNCIA IDENTIFICADOS NO PRESENTE ESTUDO.....	53
TABELA XIII- LISTA DE TAXA ENCONTRADOS COM ABUNDÂNCIA SUPERIOR A 0,75% EM PELO MENOS UMA DAS AMOSTRAS ESTUDADAS	55
TABELA XIV - RESULTADOS DOS ÍNDICES CEE, IPS E RQE PARA TODOS AS AMOSTRAS ESTUDADAS	64
TABELA XV - GRUPOS OBTIDOS POR ANÁLISE MULTIVARIADA PARA AS AMOSTRAS CORRESPONDENTES A LOCAIS DE REFERÊNCIA DE 2010 (COM NOME E ABREVIATURA DO NOME DO LOCAL).....	73
TABELA XVI - GRUPOS OBTIDOS POR ANÁLISE MULTIVARIADA PARA AS AMOSTRAS CORRESPONDENTES A LOCAIS DE REFERÊNCIA DE 2009.....	73

1 INTRODUÇÃO GERAL

1.1 Enquadramento geral e objetivos

A água constitui um recurso fundamental para a vida e para a economia, tendo, ainda um papel importante na regulação climática. Torna-se, assim, imprescindível proteger a qualidade e a quantidade dos recursos hídricos disponíveis.

Os rios, constituem massas de água superficiais interiores correntes ou lóticas cujo estado de qualidade é necessário caracterizar com vista à sua proteção. As diatomáceas são algas unicelulares que existem nas comunidades aquáticas, incluindo as dos rios. Estas algas revelaram-se úteis para a determinação do estado de qualidade da água, em parte devido à grande sensibilidade específica que possuem aos parâmetros físicos e químicos desta (e.g. Lowe, 1974), tendo sido escolhidas como um dos indicadores biológicos a utilizar para caracterizar o estado ecológico de rios, no âmbito da Diretiva-Quadro da Água (DQA) - Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000.

No Algarve a monitorização do estado ecológico das ribeiras é responsabilidade da atual Agência Portuguesa do Ambiente (APA), que integrou a Administração da Região Hidrográfica do Algarve (ARH). A metodologia para determinação do estado ecológico e a definição da rede de monitorização para o Algarve são resultado de estudos realizados a nível nacional pelo Instituto da Água - INAG, (atualmente também integrado na APA), no âmbito da implementação da DQA. Estes estudos, no Algarve, ao contrário de noutras zonas do país, incidiram num reduzido número de locais, admitindo-se grandes lacunas de informação quanto à caracterização destas ribeiras, principalmente em relação às diatomáceas presentes (ao nível da composição e abundância de espécies). Surgiu, assim, a necessidade de esclarecer algumas dúvidas que permaneceram e/ou surgiram após o último "Estudo de Caracterização Ecológica das Ribeiras do Algarve" para avaliação do estado da qualidade da água no âmbito dos Planos de Gestão das Bacias Hidrográficas (PGBH), elaborados para dar resposta à Diretiva-Quadro da Água (DQA).

Desta forma, este trabalho pretende contribuir para uma melhor caracterização do estado ecológico das ribeiras na zona geográfica do Algarve, utilizando as diatomáceas bênticas como bioindicadoras. Para tanto, aprofundar-se-á o atual conhecimento das diatomáceas perifíticas, nomeadamente tendo a intenção de conhecer a sua composição e abundância relativa para cada tipologia de massa de água. As massas

de água são caracterizadas por um conjunto de fatores abióticos semelhantes, fatores estes que definem muitas vezes condições únicas para esta zona, a sul de Portugal. Simultaneamente pretende-se tornar a efetuar a seleção de locais de referência, melhorando a até agora realizada. Pretende-se também caracterizar os agrupamentos de diatomáceas em vários locais das ribeiras do Algarve e em 2 anos distintos sob o ponto de vista hidrológico: ano seco *versus* ano húmido, de forma a ser analisada a possibilidade de se verificarem alterações na sua estrutura em composição e abundância de espécies o que implicaria condições de referência distintas consoante o tipo hidrológico do ano em questão.

2 AS DIATOMÁCEAS BÊNÉTICAS E A SUA UTILIZAÇÃO COMO INDICADORAS DE ESTADO ECOLÓGICO

2.1 Alguns aspetos gerais da biologia e ecologia das diatomáceas

As diatomáceas são seres eucarióticos (Domínio Eukaryota), fotossintéticos e unicelulares. Pelo sistema de classificação de Round *et al.* (1990) encontram-se incluídas no Filo/Divisão Bacillariophyta. Existem outros sistemas de classificação como por exemplo o que integra as diatomáceas como membros do Filo Chrysophyta que ainda continua a ser utilizado por alguns autores, *e.g.* Raven *et al.* (2011). No entanto o que é mais aceite, atualmente, é a inclusão das diatomáceas na Divisão Heterokontophyta (Medlin & Kaczmarska, 2004; Roy *et al.*, 2011; Hoek, C., 1995).

A característica principal das diatomáceas é o facto da sua parede celular, designada por frústula, ter natureza e morfologia muito peculiares. A frústula das diatomáceas é uma estrutura de sílica que consiste em duas valvas (designando-se por epivalva à valva superior e hipovalva à inferior). As duas valvas estão ligadas por bandas conectivas ou faixas de cintura, também estas de natureza siliciosa. As estruturas que se podem observar nas paredes siliciosas das células das diatomáceas são complexas e suficientemente características para poderem ser usadas na sua taxonomia (Wetzel, 1993). Foi com base na morfologia das frústulas e na sua ornamentação intrincada, por observação ao microscópio óptico que foram estabelecidas as classificações iniciais das diatomáceas (Round *et al.*, 1990). Mais tarde, devido à utilização do microscópio eletrónico, muita da taxonomia foi revista e mais recentemente têm sido aplicadas novas técnicas de análise ao genoma como ferramenta complementar na clarificação da sistemática deste grupo de microalgas (Williams, 2007).

As diatomáceas podem ser divididas em dois grandes grupos baseados na simetria das valvas: *Centrales* (com simetria radial) e *Pennales* (simetria bilateral). Estas últimas evoluíram das formas cêntricas (Medlin & Kaczmarska, 2004).

Nas valvas das diatomáceas *Pennales* observam-se várias áreas de espessamentos e dilatações. Em alguns grupos de espécies existe uma fissura, denominada rafe que atravessa a parede celular totalmente ou em parte; noutras espécies encontra-se uma depressão nas zonas axiais da parede celular denominada pseudorafe. Os quatro grupos principais de diatomáceas *Pennales* distinguem-se com base nestas estruturas. As arrafídeas não possuem rafe, enquanto nas braquirráfídeas existe um rafe curto; as monorrafídeas possuem rafe numa das valvas e pseudorafe na outra e as birrafídeas possuem rafe em ambas as valvas.

Uma das características das diatomáceas é o facto de se dividirem assexuadamente diminuindo progressivamente de tamanho até atingirem um limite mínimo. Neste caso, iniciam a reprodução sexuada como forma de recuperarem as dimensões máximas.

O modo de vida das diatomáceas pode ser unicelular ou colonial. Existem no plâncton e também podem ser bênticas. Dentro das bênticas, as diatomáceas associadas a algum tipo de substrato são denominadas diatomáceas perifíticas. As diatomáceas são encontradas em abundância no perifíton (Round *et al.*, 1990). Consoante o tipo de substrato, estas podem subdividir-se em epilíticas, epifíticas, epipsâmicas e epipélicas conforme vivem respetivamente em superfícies de pedras ou outros materiais rochosos; macrófitas; superfícies e interstícios de grãos de areia ou superfícies e/ou interstícios de vaza ou de lodo (Prygiel & Coste, 2000).

2.2 Vantagens da utilização de diatomáceas bênticas na avaliação do estado da água em rios

Segundo Blanco *et al.* (2010) um bioindicador permite-nos avaliar o nível e a evolução da contaminação presente num determinado ecossistema, graças à sua sensibilidade diferencial a diversas substâncias contaminantes. A utilização de diatomáceas para avaliar o estado ecológico da água em rios e ribeiros tem grandes vantagens em relação a outros organismos e devem-se essencialmente à sua grande importância nos ecossistemas, à sua sensibilidade às variações das condições ambientais e à facilidade com que são utilizadas para esse fim (Stevenson *et al.*, 2010).

As diatomáceas constituem um dos grupos mais comuns de algas, tanto em ecossistemas marinhos como de água doce (Armburst, 2009; Lowe, 1974; Round *et*

al., 1990). São algas unicelulares, sendo estas, na maior parte das vezes, os principais produtores primários em rios das regiões temperadas (Whitton *et al.*, 1991) e por conseguinte um importante recurso nas cadeias alimentares de invertebrados e peixes (Luís *et al.*, 2013). Entre as microalgas também são consideradas um dos grupos mais bem sucedido, existindo uma grande diversidade de diatomáceas. Foram encontradas mais de 100.000 *taxa* (Man & Droop, 1996) sendo que todos os anos, e de acordo com o *Catalogue of Diatom Names of the California Academy of Sciences* (CALIFORNIA ACADEMY OF SCIENCES [base de dados em linha]) são conhecidos centenas de novos *taxa*.

Das dezenas de milhares de espécies, subespécies, variedades e formas descritas, cada uma delas tem os seus próprios limites de tolerância em relação a uma grande variedade de fatores ambientais. Os índices diatomológicos baseiam-se, por isso, em grandes inventários que têm em conta, simultaneamente, um grande número de *taxa*, pelo que a sua capacidade de diagnóstico é superior à dos outros índices bióticos (Blanco *et al.*, 2010).

As diatomáceas encontram-se entre os organismos aquáticos mais ubíquos, tendo sido encontradas em variadíssimos habitats, tendo a capacidade de se desenvolverem em abundância desde a nascente até à foz dos rios (Blanco *et al.*, 2010). Também estão sempre presentes nos sistemas aquáticos ao longo do seu ciclo de vida (Whitton *et al.*, 1991).

Igualmente por serem produtores primários em sistemas aquáticos respondem diretamente e de forma extremamente sensível às mudanças químicas que possam ocorrer na água, principalmente à concentração de nutrientes como fósforo, azoto e sílica (*e.g.* Rosemond *et al.*, 1993) e de poluentes, como por exemplo, poluição orgânica (*e.g.* Kelly *et al.*, 2009). Numerosos estudos evidenciam a resposta ao aumento da concentração de metais (*e.g.* Morin *et al.*, 2012) e da acidificação (*e.g.* Van Dam *et al.*, 1994; Luís *et al.*, 2013). Também respondem a variações físicas como as de temperatura (Morais *et al.*, 2009a).

A informação obtida com as diatomáceas, ao contrário da condição pontual que é conhecida por uma análise físico-química, reflete a qualidade da água durante determinados períodos de tempo (Blanco *et al.*, 2010). Por outro lado, segundo Blanco *et al.* (2010) e Soininen & Kononen (2003) ao terem ciclos de vida de pequena duração (comparativamente com os macroinvertebrados e peixes, também muito utilizados para caracterizar o estado ecológico em sistemas lóticos) e homogéneos e pelo facto serem microrganismos unicelulares, reproduzem-se rapidamente em

resposta às variações das condições ambientais do local onde se encontram. Desta forma, o seu tempo de resposta às alterações é de poucos dias a cerca de um mês depois dos eventos ocorridos, enquanto os macroinvertebrados podem reagir apenas depois de alguns meses.

Além da maior parte das espécies de diatomáceas terem afinidades ecológicas muito particulares (Lowe, 1974) demonstraram ter requisitos ecológicos semelhantes para diferentes regiões geográficas (Morais *et al.*, 2009a).

A sensibilidade específica que detêm gera diferentes respostas a vários fatores ambientais de *stress* (Lowe, 1974; Santos *et al.*, 2013) pelo que a qualidade da água afeta diretamente a composição e abundância em espécies das comunidades de diatomáceas. Segundo Lowe (1974) existe uma grande quantidade de informação sobre os limites de tolerância ecológica para muitas das espécies mais comuns de diatomáceas.

As diatomáceas bênticas integram as alterações ambientais, principalmente nas águas correntes, ao contrário das plantónicas que aqui desenvolvem comunidades pouco significativas e também, sendo organismos agarrados a um substrato vivem em contato permanente com o ambiente circundante, constituindo por isso melhores indicadores de um local do que as que são arrastadas pela corrente (Almeida, 2001).

A amostragem destes organismos é fácil de realizar, pois podem encontrar-se em qualquer parte do rio e sobre uma grande variedade de substratos, necessitando de pouco esforço e material para a sua realização, além de que a sua parede celular (que é usada geralmente para as identificações taxonómicas) sendo resistente, não se deteriora com a amostragem (Morais *et al.*, 2009a). O processamento das amostras é relativamente fácil e as preparações definitivas para microscopia podem ser armazenadas indefinidamente, permitindo trocar amostras entre especialistas e manter amostras para posteriores estudos (Blanco *et al.*, 2010; CEN, 2004; INAG, I.P., 2008).

A sua identificação, que se baseia principalmente na morfologia das frústulas, é possível de realizar utilizando unicamente microscopia óptica e guias taxonómicos. Por essa razão, ao contrário da maioria das algas, ou mesmo de macroinvertebrados podem ser identificadas ao nível da espécie com relativa facilidade (Blanco *et al.*, 2010; Lowe, 1974; Whitton, 1991). Devido à sua ampla distribuição geográfica, podem utilizar-se muitos dos índices diatómicos a nível mundial, permitindo estudos comparativos, pois apesar de existirem algumas espécies endémicas, a maioria das espécies encontram-se distribuídas por todo o planeta (Blanco *et al.*, 2010; Lowe,

1974).

2.3 Efeitos dos fatores de *stress* ambiental nas diatomáceas

As comunidades de diatomáceas bênticas respondem ao aumento de nutrientes (principalmente de azoto e de fósforo) na água, mediante alteração da sua composição, conduzindo na maioria dos casos, a uma diminuição da diversidade e aumento da biomassa (Morais *et al.*, 2009). Outros fatores abióticos mais relevantes a afetar a composição e abundância das diatomáceas nos rios são a matéria orgânica, a salinidade e o pH, que podem provocar uma alteração da comunidade, passando esta a apresentar-se constituída apenas por espécies resistentes às novas condições (Morais *et al.*, 2009). Foi constatado nas comunidades de algas que estas reagem à acidificação, sendo que um aumento desta resulta numa diminuição da diversidade (Findlay, 2003), sucedendo o mesmo com as diatomáceas (*e.g.* Luís *et al.*, 2013). O aumento da concentração de metais, além do pH, também constitui um fator de *stress* ambiental nas comunidades de diatomáceas (Bray *et al.*, 2008; Luís, 2013; Sabater, 2000). Foi observado que ao aumentar a concentração dos metais, a estrutura da comunidade muda de espécies sensíveis para espécies tolerantes (*e.g.* Besch *et al.*, 1972; Gustavson & Wangberg, 1995) diminuindo a diversidade (Luís *et al.*, 2009; Medley & Clements, 1998). Também foi observado que o *stress* provocado por metais pode levar a deformações nas frústulas de algumas espécies, ou seja ao aparecimento de formas teratológicas (*e.g.* Cattaneo *et al.*, 2004; Luís *et al.*, 2013; Morin *et al.*, 2008) apesar de, segundo Falasco *et al.* (2009) as anomalias das valvas também poderem ser induzidas por outros parâmetros químicos.

Segundo Morais *et al.* (2009) outros fatores como a luz, a temperatura, a velocidade da corrente e a natureza do substrato também podem originar variações nas comunidades de diatomáceas.

Um estudo usando diatomáceas, no qual foram comparadas duas minas de extração de zinco com condições geográficas e climaticamente distintas (Luís *et al.*, 2013), mostrou reações semelhantes ao mesmo agente de *stress*.

2.4 Estado da arte da utilização das diatomáceas como bioindicadoras

Os conceitos básicos e ferramentas para determinar a integridade de um ecossistema e diagnosticar causas de problemas em habitats aquáticos, principalmente em rios e ribeiros foram criados e desenvolvidos há mais de 50 anos (Stevenson *et al.*, 2010).

A utilização da comunidade diatomológica como indicadora de distúrbios ambientais tem vindo a crescer mundialmente (Stevenson *et al.*, 2010; Wetzel, 1993). Atualmente, as diatomáceas são utilizadas em vários países para caracterizar o estado ecológico de rios no âmbito de programas de caracterização a nível nacional e internacional, tal como acontece na Europa (*eg.* Kelly *et al.* 2009). As metodologias para essa caracterização baseiam-se no facto de que todas as espécies de diatomáceas têm ótimos no que diz respeito à sua tolerância (ou preferência) para as condições ambientais como nutrientes, poluição orgânica, pH, etc. As águas poluídas tendem a promover uma abundância acrescida das espécies cujo ótimo corresponde aos níveis do poluente em questão (CEN, 2004).

Os primeiros estudos realizados em Portugal com diatomáceas de água doce tiveram lugar no final do sec XIX (Santos *et al.*, 2002). Até à década de 80 do sec. XX, estes incidiram essencialmente sobre aspetos taxonómicos (Novais *et al.*, 2011). Os trabalhos deste tipo, ao aumentar a informação sobre as características de alguns taxa contribuem para diminuir as más identificações e fraca separação dos taxa, os quais reduzem a capacidade de inferir ecologicamente com base nas comunidades de diatomáceas (Almeida *et al.*, 2010). Os estudos de diatomáceas com carácter ecológico e da sua utilização como bioindicadores foram realizados inicialmente por investigadores da Universidade de Aveiro e localizados na região central de Portugal (*e.g.* Almeida, 2001; Almeida & Gil, 2001; Nunes *et al.*, 2002; Rino & Gil, 1989) mostrando que alguns dos índices existentes e amplamente usados na Europa, para diatomáceas podem ser utilizados para Portugal (Almeida, 2001).

Segundo Almeida & Gil (2001) é muito importante conhecer profundamente as características autoecológicas das diatomáceas de diferentes áreas geográficas, de forma a apurar mais precisamente as suas preferências. Em Portugal estes estudos são muito necessários devido à sua localização na extremidade oeste da Europa e pelo facto da maioria dos estudos autoecológicos, até então, terem sido desenvolvidos no norte e zona central da Europa.

Em Portugal, assim como noutros países mediterrânicos, com condições ambientais semelhantes, segundo Novais (2011) continua a haver, ainda, uma grande necessidade de aumentar o conhecimento acerca das comunidades de diatomáceas. Com o trabalho desta autora houve avanços neste aspeto, no entanto e porque os seus locais de estudo foram os do início da implementação da DQA ainda restaram muitas zonas do Algarve onde não foram efetuados estudos sobre diatomáceas. Recentemente, para o Algarve, foi efetuado um estudo de caracterização do estado

ecológico de rios com diatomáceas, incluído no Plano de Gestão de Bacia Hidrográfica (PGBH) do Algarve e no do Alentejo baseado em amostragens de diatomáceas que decorreram em 2009 e 2010. O presente estudo aumentou o número de locais amostrados e aprofundou o que já havia sido feito no estudo referido anteriormente.

Para identificar as pressões a que os sistemas aquáticos estão sujeitos têm sido desenvolvidos vários índices de integridade biológica baseados em diatomáceas.

Para medir o nível de um fator de *stress*, em particular, deve ser utilizado um índice biológico especialmente desenvolvido para avaliar esse fator de *stress*. Os fatores de *stress* mais amplamente estudados para conjuntos de diatomáceas do mesmo local são poluição orgânica, eutrofização, salinidade e acidificação. Adicionalmente, alguns índices medem "qualidade geral da água" (CEN, 2004).

A maioria dos índices foram desenvolvidos para serem utilizados numa determinada área, no entanto, testes posteriores mostraram terem validade para serem utilizados muito mais amplamente. Segundo Morais *et al.* (2009a) e CEN (2004), antes de um índice ser designado para aplicação numa área, deve ser feita uma avaliação preliminar desse índice. Esta deve considerar a informação autoecológica dos *taxa*, assim como as condições físico-químicas dessa área, de forma a que se confirme ou reavalie as gamas de variação ecológica dos *taxa* no sentido de adequar o melhor possível o índice a uma determinada região. É muito importante que os *taxa* dominantes e subdominantes numa região estejam representados no índice a utilizar pois são os que mais contribuem para o cálculo do índice.

Dois dos índices mais conhecidos: os índices IPS (Cemagref, 1982) e IBD (Prygiel & Coste, 2000) foram desenvolvidos na Europa e são considerados dos mais sensíveis e importantes indicadores de contaminantes, principalmente orgânicos (Luís, *et al.*, 2013).

Por vezes, como já referido, os índices podem não estar apropriados para uma dada região, como foi percebido num estudo no Canadá (Campeau *et al.*, 2005) em que utilizando os mesmos índices que na Europa, para rios muito poluídos, os resultados no Canadá eram quase sempre melhores que para locais semelhantes (ao nível das pressões antrópicas), na Europa, o que sugeria que o nível de alteração seria inferior para os rios deste país. Este problema foi contornado com a criação de um índice para avaliar a qualidade da água baseado em diatomáceas para ser utilizado no leste do Canadá, que se baseava nas comunidades de referência dessa zona (Lavoie *et al.*, 2006).

Os modelos preditivos baseados em diatomáceas constituem outra forma de avaliar o estado ecológico por diatomáceas e foram aplicados com sucesso na região Mediterrânica (Feio *et al.*, 2007a, 2007b, 2009).

3 A DQA E A CARATERIZAÇÃO ECOLÓGICA DE RIOS POR DIATOMÁCEAS

3.1 Enquadramento legal

A União Europeia (UE), da qual Portugal é um Estado Membro (EM), desde 1995 que aceitou o facto de que a pressão crescente a que a água se encontra sujeita, alcançou proporções preocupantes, sofrendo contínuo aumento da procura de quantidade suficiente de boa qualidade para diversos fins (DIRECTIVA 2000/60/CE). Ao constatar que essa qualidade está cada vez mais ameaçada pela poluição e por outras situações provocadas pelas atividades humanas (como por exemplo, alterações físicas aos cursos de água e excesso de extração) e tendo conhecimento de que é possível reduzir a concentração de substâncias nas águas que possam ser prejudiciais para a saúde humana ou para a qualidade dos ecossistemas aquáticos e evitar outras ações que contribuem para a deterioração que muitas massas de águas apresentam atualmente, decide melhorar a sua política no domínio das águas, de forma a proteger mais eficazmente este bem (<http://ec.europa.eu/environment/water/WaterFrameworkDirective>).

Nesta sequência surge a Diretiva Quadro da Água - Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000. Com a Diretiva Quadro da Água (DQA) foi adotado um quadro comunitário de políticas da água, inovador, incluindo vários objetivos ambientais. A sua finalidade foi desenvolver políticas integradas de proteção e melhoria do estado das águas, pretendendo que seja levada a cabo uma gestão sustentável da água tendo como base as bacias hidrográficas - as unidades hidrológicas e geográficas naturais (<http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework>). Esta gestão que a DQA pretende, baseia-se num elevado nível de proteção do ambiente aquático tendo como objetivo, segundo o seu artigo 4º, atingir em todas as águas de superfície e subterrâneas, o "Bom Estado" em 2015. Desta forma, os Estados Membros deverão proteger, melhorar e recuperar todas as massas de água superficiais e subterrâneas de forma a atingir o estado "Bom", tendo sido introduzido, o princípio de prevenção de futura deterioração.

A DQA também introduziu, pela primeira vez na legislação sobre gestão de água, o conceito de estado ecológico; segundo a DQA, em relação às águas de superfície, "Bom estado" é o estado em que se encontra uma massa de água de superfície quando os seus estados ecológico e químico são considerados, pelo menos - "Bons". Por estado ecológico entende-se: a expressão da qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos associados às águas de superfície, classificada nos termos do anexo V. O estado ecológico de uma massa de água superficial é expresso com base no "desvio ecológico" relativamente às condições de referência (condição espetável na ausência de impactos humanos). No caso dos rios "Bom estado ecológico" é definido como aquele que apresenta apenas pequenas alterações às condições de referência definidas para o mesmo tipo de rio.

A classificação do estado ecológico de referência, em rios, basea-se nas condições hidromorfológicas, nas condições físico-químicas e nas condições biológicas. As condições biológicas são estabelecidas com base nos elementos biológicos composição e abundância da flora aquática (inclui o fitobentos e os macrófitos), composição e abundância dos invertebrados bentónicos e composição, abundância e estrutura etária da fauna piscícola (Directiva 2000/60/CE).

Como instrumento para conseguir atingir os objetivos propostos pela DQA, os EM ficaram obrigados a elaborar os chamados "Planos de Gestão das Bacias Hidrográficas". Entre outros, a DQA obriga, nestes Planos, a que seja avaliada a qualidade da água para que possam ser tomadas medidas de melhoria, caso necessário. Por conseguinte é condição necessária, determinar o estado ecológico dos rios e proceder-se à sua monitorização (Directiva 2000/60/CE).

A transposição da DQA para o Direito nacional foi feita pela Lei da Água (Lei nº 58/2005, de 29 de Dezembro) e pelo Decreto-Lei nº77/2006, de 30 de Março e foram recentemente publicados os valores para a atribuição de classificações com base nos sistemas de monitorização dos Estados-Membros, no seguimento do exercício de intercalibração (após a segunda fase do exercício de intercalibração) na Decisão da Comissão de 20 de setembro de 2013.

O Instituto da Água (INAG) - organismo do Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, foi a entidade nacional responsável ao nível da política no domínio dos recursos hídricos (artº 7 da Lei da água) e por conseguinte responsável pela implementação da DQA. Atualmente, por ter sido integrado na Agência Portuguesa do Ambiente (APA) é esta que tem esse papel. Por outro lado, as Administrações de Região Hidrográfica (ARH) que atualmente também

estão integradas na APA, têm como competências, entre outras, a monitorização da qualidade das águas na sua área de jurisdição e a criação de Planos de Gestão de Bacias Hidrográficas.

3.2 A implementação da DQA em Portugal

Os trabalhos de preparação para a implementação da DQA em Portugal seguiram as orientações desenvolvidas no âmbito da Estratégia Comum Europeia para a Implementação da Diretiva Quadro da Água (em inglês: CIS) criada pelos EM para resolver os desafios da implementação da DQA de forma cooperativa e coordenada (<http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework>). Neste contexto foram constituídos vários grupos de trabalho e atividades conjuntas para testar os documentos guia, daí resultantes, com o objetivo de auxiliar peritos e decisores na implementação da DQA. Em Portugal, assim como noutros EM, foram levados a cabo, vários estudos, coordenados e financiados pelo INAG, nos quais participaram numerosos especialistas de várias universidades portuguesas (*e.g.* Morais *et al.*, 2009 a e 2009b) e também trabalhos elaborados pelo INAG, também com a colaboração, de vários especialistas nacionais (*e.g.* INAG I.P., 2008a e 2008b); INAG I.P., 2009). Só assim pode por-se em prática a aplicação da DQA e adaptar as várias metodologias e princípios apresentados quer na própria diretiva, como nos documentos guia, às circunstâncias nacionais e regionais, tal como se pretende.

Assim como para a DQA, segundo a Lei da Água, a região hidrográfica é considerada a unidade principal de planeamento e gestão das águas, tendo por base a bacia hidrográfica. Desta forma, o território português foi subdividido em 10 regiões hidrográficas (RH) nos termos do Decreto-Lei nº112/2002, de 17 de Abril: RH1 - Minho e Lima; RH2 - Cavado, Ave e Leça; RH3 - Douro; RH4 - Vouga, Mondego e Lis; RH5 - Tejo e ribeiras do Oeste; RH6 - Sado e Mira; RH7 - Guadiana; RH8 - Ribeiras do Algarve; RH9 - Arquipélago dos Açores e RH10 - Arquipélago da Madeira. Numa fase inicial da implementação da DQA teve lugar a caracterização das regiões hidrográficas, tendo este processo deparado com incertezas e lacunas a ele associadas devido às especificidades verificadas em algumas regiões hidrográficas.

3.2.1 A delimitação de massas de água

O termo massa de água é definido na DQA. É essencial para vários aspetos da implementação desta, tais como tipologia, condições de referência classificação de estado e monitorização, sendo a sua identificação essencialmente baseada em fatores

geográficos e hidrológicos (European Commission, 2003a). Segundo INAG (2005) a delimitação das massas de água em Portugal baseou-se nos princípios fundamentais da DQA e nas orientações do documento guia WFD CIS que se lhe aplica (European Commission, 2003a) estes são: considerar uma massa de água como uma subunidade da região hidrográfica para a qual os objetivos ambientais possam ser aplicados, ou seja, para a qual o estado possa ser avaliado e comparado com os objetivos estipulados e permitir associar um único estado ecológico a cada massa de água, sem contudo conduzir a uma fragmentação de unidades difícil de gerir. Desta forma, os fatores gerais aplicados pelo INAG (2005) na delimitação das massas de água de superfície foram: a tipologia (critério base fundamental); massas de água fortemente modificadas ou artificiais; pressões antropogénicas significativas; dados de monitorização físico-química e finalmente dados biológicos existentes. Em relação à categoria rios, após as fases de delimitação baseada na tipologia, seguida da identificação das que corresponderiam a massas de água fortemente modificadas, foram estabelecidos gradientes de impacto das pressões antropogénicas, baseados nas concentrações de nutrientes que afetam o estado trófico (azoto e fósforo) e nas concentrações de matéria orgânica que afetam as condições de oxigenação. Procedeu-se à delimitação de uma nova massa de água sempre que estas condições de suporte aos elementos biológicos variavam significativamente devido ao impacto das pressões, mais precisamente, quando as condições de qualidade colocavam as massas de água em risco, ou seja, quando violavam as concentrações consideradas adequadas para um bom suporte dos elementos biológicos. As condições químicas das massas de água foram tidas também em consideração, tendo-se utilizado os dados de monitorização recolhidos no âmbito da Directiva 76/464/CEE¹. O último passo foi o agrupamento das massas de água, para que o seu número fosse o mínimo possível utilizando-se a análise pericial. Para os rios na RH8 foram encontradas 84 massas de água.

Esta delimitação inicial contou com poucos dados biológicos e uma definição de estado incipiente, mas, segundo European Commission (2003a) este foi apenas o primeiro passo, estando prevista a verificação e melhoria deste trabalho durante o processo de implementação da DQA. Seria possível reajustar as fronteiras das massas de água antes da publicação de cada Plano de Bacia hidrográfica, onde fosse necessário, com a melhoria na definição do estado conseguida com os programas de monitorização.

¹ Conselho das Comunidades Europeias (1976)

3.2.2 O estabelecimento de tipologias de massas de água

Um dos primeiros estágios da implementação da DQA (artigo 5º) foi a caracterização de todas as massas de água, o que é referido como tipologia. O objetivo seria agrupar-se as massas de água com características geográficas e hidrológicas relativamente homogêneas, que se consideram serem determinantes para a determinação das condições ecológicas de referência e consequente estabelecimento das comunidades biológicas. Ao definir tipos e as respetivas condições de referência permite-se que sejam comparáveis as classificações de estado ecológico dentro de cada grupo de rios com características semelhantes (INAG, 2008b)

Segundo o Anexo II da DQA, os tipos podem ser diferenciados com base em metodologias propostas por 2 sistemas cuja seleção ficaria ao critério dos EM: Sistema A ou sistema B. A caracterização abiótica inicial para Portugal Continental, foi efetuada aplicando-se o sistema B, após uma primeira tentativa de aplicar o sistema A, que não foi considerado adequado para o nosso país (por não traduzir a heterogeneidade ecológica nem refletir o gradiente climático Norte-Sul existente no nosso país) (Alves *et al.*, 2002; INAG, I.P. 2008b).

Para aplicação do sistema B foram utilizados os seus factores obrigatórios: altitude, dimensão da área de drenagem, latitude, longitude e geologia. O processo de aplicação no nosso país contou com os seguintes passos: (i) seleção dos factores facultativos, (ii) análise estatística multivariada (ordenação e classificação) das variáveis quantitativas climáticas e morfológicas para a identificação de regiões morfoclimáticas, (iii) interseção do resultado obtido com a geologia e dimensão da área de drenagem, (iv) confronto, para efeitos de validação da tipologia abiótica resultante, com informação biológica das comunidades de invertebrados bentónicos, fitobentos, (diatomáceas) macrófitos e peixes, obtida em campanhas de amostragem efectuadas em locais de referência (2004-2005) (INAG, 2008b).

Os factores facultativos escolhidos deste sistema foram: o declive médio do escoamento, o escoamento, precipitação média anual, coeficiente de variação da precipitação, temperatura média anual e amplitude térmica anual. Estes, ao serem conjugados com a altitude, longitude e latitude, permitiram identificar 6 regiões morfoclimáticas. Estas evidenciavam um gradiente de temperatura, precipitação, escoamento e altitude, delimitando a Sul do rio Tejo duas regiões (região 1 e 2) e a Norte do rio Tejo quatro regiões (regiões 3, 4, 5 e 6). A Sul são individualizadas como pequenas extensões da região 3, as regiões da Serra de Monchique e Serra de S. Mamede, de maior altitude e mais húmidas. Quanto à geologia, as litologias e

formações geológicas foram agrupadas segundo o seu contributo para a mineralização da água: baixa mineralização (principalmente rochas ácidas); média mineralização (essencialmente rochas básicas) e elevada mineralização (rochas sedimentares). No estabelecimento dos limites, consideraram-se também os valores de condutividade e dureza da água, as características ecológicas e o *continuum* fluvial, privilegiando-se a formação de grandes manchas. Relativamente à dimensão da área da bacia de drenagem, foram consideradas as classes: pequena (10 a 100 km²), média (100 a 1000 km²), grande (1000 a 10000 km²) e muito grande (superior a 10000 km²). O número de tipos obtido pela interseção das regiões morfoclimáticas com a geologia e com a dimensão das áreas de drenagem era desajustado à realidade e aos objetivos pretendidos pelo que foram eliminados os que representassem menos de 1% da rede hídrica total ou com comprimento inferior a 40 km e efetuaram-se simplificações com base no conhecimento pericial da estrutura e funcionamento dos sistemas ecológicos fluviais, obtendo-se finalmente 27 tipos de rios (Alves *et al.*, 2002; INAG, 2008b).

Para validar esta metodologia foi utilizado o conjunto dos elementos biológicos. Para tal, o INAG realizou uma campanha de amostragem para diatomáceas, macroinvertebrados, peixes e macrófitos, na Primavera de 2004 completada na Primavera de 2005 da qual fizeram parte cerca de 200 locais de referência distribuídos pelos 27 tipos de rios. Tendo sido efetuado tratamento estatístico para cada elemento biológico de forma a identificar agrupamentos de taxa associados a padrões geográficos, este foi seguido de confrontação dos resultados para cada elemento e combinados de forma a concertar os padrões biológicos descritos com a tipologia abiótica. Num número substancial de casos, as classificações obtidas pelos diferentes elementos biológicos não foram inteiramente concordantes, o que ocorreu com maior frequência nas zonas limítrofes às regiões morfoclimáticas (INAG, 2008b).

Com base na sobreposição dos resultados dos diversos elementos biológicos, em diversos ajustamentos considerados necessários, e na individualização de um tipo calcário no Algarve e de um tipo correspondente aos depósitos sedimentares do Tejo e Sado (para ambos, o baixo número de locais de referência não permitiu que os tratamentos os evidenciassem) foram definidos 10 tipos de rios que consideraram a divisão dos tipos Rios do Norte, Rios do Sul e Rios do Alto Douro, em 2 classes de área de drenagem. Foram ainda adicionados mais 3 tipos relativos aos grandes rios do Douro e Minho, Tejo e Guadiana. No final obteve-se uma tipologia com 15 tipos. (INAG, 2008b; Morais *et al.*, 2009b).

Ainda segundo As diatomáceas permitiram identificar 4 regiões morfoclimáticas, tendo agrupado os tipos relacionados com a dimensão da bacia (Morais *et al.*, 2009b). De 11 tipos analisados (só foram encontrados locais de referência para 11 dos 15 tipos), as diatomáceas identificaram 7 tipos: Rios Montanhosos do Norte; Rios do Norte; Rios do Alto Douro; Rios de transição Norte Sul + Rios Montanhosos do Sul; Rios do Litoral Centro; Rios do Sul e Depósitos sedimentares do Tejo e Sado. Por fim foram divididos os tipos Rios do Norte e Rios do Sul por duas classes de área de drenagem e acrescentou-se o tipo Calcários do Algarve. No entanto, neste estudo este último tipo não foi submetido a validação devido ao reduzido número de locais de referência amostrados. (Morais *et al.*, 2009b).

No essencial, os 15 tipos distribuem-se no território em coerência com os gradientes Norte-Sul (decréscimo de altitude, de precipitação, de escoamento, aumento da temperatura) e Oeste-Este (decréscimo da precipitação e aumento da temperatura) (INAG, 2008b).

Na Tabela I é mostrado um resumo da tipologia dos rios do Algarve segundo o que foi estabelecido para Portugal, pelo INAG (INAG, I.P., 2008b), apresentando as suas características principais.

Tabela I - Características principais da tipologia dos rios do Algarve. Fonte INAG, I.P. (2008b)

Tipos de Rios/características	Rios do Sul de Pequena Dimensão ($S1 \leq 100$)	Rios do Sul de Média-Grande Dimensão ($S1 > 100$)	Rios Montanhosos do Sul (S2)	Calcários do Algarve (S4)
Temperatura média anual	elevada (cerca de 16°C, em média)	elevada (cerca de 16°C, em média)	baixa (cerca de 15°C, em média)	elevada (cerca de 17°C em média)
Precipitação média anual	baixa (cerca de 600 mm, em média)	baixa (cerca de 600 mm, em média)	cerca de 740 mm, em média	baixa (cerca de 630 mm, em média)
Altitude	baixa (cerca de 180 m, em média)	baixa (cerca de 140 m, em média)	elevada (em média, mas grande dispersão de valores)	baixa (cerca de 54 m, em média)
Dimensão da área de drenagem	pequena (inferior a 100 Km ²)	média (superior a 100 Km ²)	pequena (cerca de 60 km ²)	pequena (cerca de 70 km ²)
escoamento médio anual	entre 100 a 200 mm (distância interquartil)	entre 100 a 200 mm (distância interquartil)	entre 200 a 300 mm (distância interquartil)	baixo - 50 a 200 mm (distância interquartil)
Litologia	essencialmente siliciosa com algumas manchas de natureza calcária	essencialmente siliciosa com algumas manchas de natureza calcária	siliciosa - Monchique e S. Mamede; calcária - serra de Sintra	essencialmente calcária
Grau de mineralização	intermédio	intermédio, com algumas manchas de elevada mineralização	intermédio - serra de Monchique; elevado serra de Sintra	elevado (cerca de 90% e intermédio (cerca de 10%)

De forma a garantir que as fronteiras de qualidade ecológica correspondessem a níveis de alteração do ecossistema comparáveis entre EM, foi realizado um exercício de intercalibração coordenado pela Comissão Europeia. Este, sendo uma das disposições previstas na DQA, foi levado a cabo pelos Grupos Geográficos de Intercalibração (GIG)

que agrupam de países dos EM com rios com características semelhantes (Ferreira *et. al.*, 2003). Este exercício foi realizado em duas fases. Portugal integrou o GIG Mediterrânico (MedGIG)¹. Para a realização do exercício foi necessário agrupar os rios dos EM participantes segundo tipologias, sendo criados tipos de intercalibração. Na 2ª fase deste exercício alteraram-se um pouco as tipologias em relação à 1ª fase. A tipologia considerada Na 2ª fase, para os rios intercalibrados do MedGIG é a apresentada na tabela II, que consta na Decisão atualmente em vigor (Decisão da Comissão 2013/480/UE).

Tabela II - Características principais dos tipos comuns de intercalibração dos rios do MedGIG
Fonte: Decisão 2013/480/UE.

Tipos de Rios/características	R - M1	R - M2	R - M4 ²	R-M5
Caraterização do rio	Pequenos cursos de água mediterrânicos	Cursos de água médios mediterrânicos	Cursos de água de montanha mediterrânicos	Cursos de água temporários
Bacia hidrográfica (Km ²)	< 100	100 -1000		
Geologia	Mista (exceto não siliciosa)	Mista (exceto não siliciosa)	Não siliciosa	
Regime de caudal	Muito sazonal	Muito sazonal	Muito sazonal	Temporário

3.2.3 A seleção de condições de referência

Para que os EM cumprissem a DQA relativamente ao estabelecimento de programas de monitorização para determinar o estado ecológico das suas massas de água, ou seja para determinar o desvio de cada massa de água em relação às condições naturais, tornou-se necessário, em primeiro lugar determinar quais seriam as condições de referência para cada massa de água, ou seja aquelas que seriam expectáveis na ausência ou sob influência do mínimo de perturbações antrópicas. No contexto da CIS foi criado um grupo de trabalho com o acrónimo REFCOND³ para tratar dos assuntos relacionados com condições de referência e fronteiras de estado ecológico para águas interiores superficiais.

Entre 2004 e 2005, como já referido, o INAG procedeu a campanhas de amostragem, a nível nacional. Estas contaram com 420 locais distribuídos pelos rios de Portugal Continental (Morais *et. al.*, 2009a), no sentido de se conseguir a validação da tipologia

¹ este além de Portugal integra os países: Itália, França, Espanha, Grécia, Chipre e Eslovénia

² Não foi intercalibrado para Portugal

³ Grupo formado por ecologistas e especialistas técnicos, governamentais e não governamentais, criado no âmbito do projeto intitulado " Desenvolvimento de um protocolo para identificação de condições de referência, fronteiras de qualidade entre excelente, bom e moderado em lagos e cursos de água" (WFD CIS, 2003 b).

estabelecida com base na caracterização abiótica das massas de água exigida pela DQA. Segundo os dados disponibilizados na página do INAG (<http://dqa.inag.pt>), contabilizámos 32 locais caracterizados mas só 28 com amostras de diatomáceas colhidas na RH8. Com esta campanha foi efetuada uma classificação dos locais de amostragem em "Referência" e "Não Referência" por análise de parâmetros físicos, químicos e hidromorfológicos, obtendo-se 204 locais de referência a nível nacional. Esta classificação teve por base as linhas orientadoras do documento guia CIS (European Commission, 2003a) baseando-se em particular nos resultados do grupo de trabalho REFCOND. Parte desta análise baseou-se na metodologia de um projeto europeu (Projeto FAME, <http://fame.boku.ac.at/>) e nas recomendações do grupo de trabalho do MedGIG elaboradas após análise dos resultados da 1ª fase do exercício de intercalibração. De acordo com o INAG (<http://dqa.inag.pt>), a metodologia aplicada baseou-se na análise de variáveis de pressão adaptadas do Projeto Fame, utilizando dados cartográficos e outros em gabinete, bem como análise pericial em trabalho de campo. Desta forma, também segundo Morais, *et al.* (2009b), esta última análise teve como base dez variáveis compiladas numa ficha de campo (i.e. uso do solo, área urbana, zona ripária, conectividade, carga de sedimentos, regime hidrológico, acidificação e toxicidade, condições morfológicas, eutrofização, massas de água lânticas artificiais) utilizando-se uma pontuação de 1 a 5 para cada variável.

Segundo Morais *et al.* (2009b), no contexto dos estudos para validação da tipologia de rios por diatomáceas bentónicas, foi efetuada uma revalidação dos locais/segmentos de referência classificados anteriormente. Desta forma, selecionaram-se como verdadeiros locais de referência aqueles que cumpriram um ou outro dos dois critérios estabelecidos: locais com classificação 1 e 2 em todas as variáveis e com somatório inferior a 20; locais com classificação 1, 2 e apenas um 3 e com somatório inferior a 20. Após a adoção deste procedimento, foram redefinidos como locais de referência apenas 186. Destes, segundo os dados disponibilizados pelo INAG (<http://dqa.inag.pt>), para a RH8 foram definidos 8 locais (3 com tipologia rios do sul de pequena dimensão e os 5 restantes, rios montanhosos do sul) e para a RH7, na região geográfica do Algarve, 6 locais de referência (5 rios do sul de média grande dimensão e 1 de pequena dimensão).

3.2.4 Os sistemas de classificação de estado ecológico utilizando diatomáceas

O sistema de classificação das águas de superfície baseia-se no conceito de estado ecológico. A DQA ao requerer que o estado ecológico das águas de superfície seja determinado sistematicamente, assim como o impacto humano nos ecossistemas,

exige aos EM o estabelecimento de sistemas de monitorização ecológica e de um sistema de classificação do estado ecológico, que sejam comparáveis na UE. Do fitobentos, foi selecionado pelo INAG, o grupo das diatomáceas, para utilizar na caracterização ecológica de rios (INAG, I.P., 2008b). O uso das diatomáceas, pelo menos na primeira geração de PGBH, foi estabelecido por se saber que refletem as alterações na água e por já existirem antes da elaboração destes PGBH resultados da 1ª fase do Exercício de Intercalibração realizado pelos membros do grupo MedGIG. Os macrófitos só viriam a ser intercalibrados na 2ª fase do Exercício de Intercalibração (INAG, I.P., 2009; Feio *et al.*, 2013).

Segundo Morais *et al.* (2009a) as diatomáceas constituem 80-90% da comunidade do fitobentos sendo o grupo que apresenta maior diversidade, pelo que a nível nacional foi escolhido este grupo do fitobentos para representar esse elemento.

Para assegurar a comparabilidade dos sistemas de monitorização, os resultados dos métodos utilizados por cada Estado-Membro serão expressos, para efeitos de classificação do estado ecológico, como rácios de qualidade ecológica (RQE). Esses rácios representarão a relação entre os valores dos parâmetros biológicos observados para uma dada massa de água de superfície e os valores desses parâmetros nas condições de referência aplicáveis a essa mesma massa de água. O rácio será expresso através de um valor numérico entre zero e um (1), sendo um estado ecológico excelente representado por valores próximos de 1 e mau estado ecológico representado por valores próximos de zero (Parlamento Europeu e Conselho da União Europeia, 2000). Para responder a essa obrigação da DQA foi desenvolvido para Portugal um sistema de avaliação ecológica (Morais *et al.*, 2009a), que inclui 1) os índices de qualidade ecológica que melhor responderam a variáveis de pressão, por tipo previamente validado pelo elemento biológico diatomáceas bentónicas; (2) as fronteiras propostas para as cinco classes de qualidade relativas aos índices selecionados, por tipo; (3) os valores de RQE para as fronteiras previamente definidas para os índices selecionados por tipo.

Para dar resposta às componentes indicadas na DQA relativamente ao elemento biológico em questão (composição e abundância) foram escolhidos índices baseados em diatomáceas. Os índices adotados para Portugal são o IPS - Índice de Poluossensibilidade Específica (Cemagref, 1982) e o índice CEE - Índice da Comunidade Económica Europeia (Descy & Coste, 1991). Estes índices combinam a abundância relativa e o grau de tolerância dos *taxa* (Ferreira *et al.*, 2003), permitindo

descrever gradientes de poluição orgânica e inorgânica e discriminar classes de qualidade.

O IPS foi adotado para a maioria dos tipos de rios do norte de Portugal e o CEE adotado para a maioria dos tipos de rios do sul de Portugal (INAG, I.P., 2009). Note-se que na 2ª fase do exercício de intercalibração, apenas o índice IPS foi intercalibrado (Decisão da Comissão 2013/480/UE).

Após os estudos levados a cabo a nível nacional para preparar a aplicação da DQA (e.g. Morais *et al.*, 2009a), o INAG determinou os valores de referência e fronteiras de qualidade para os vários tipos de rios definidos para Portugal. Quanto ao Algarve, em particular, não foi possível definir o valor da situação de referência e consequentemente as fronteiras das classes de qualidade para o tipo Calcários do Algarve por não terem sido analisados um número suficiente de locais de referência. Deste modo, adotaram-se para este tipo de rios os valores relativos ao tipo de Rios do Sul de Pequena Dimensão (INAG, I.P., 2009). A Classificação final das massas de água da categoria rios resultará da pior classificação obtida pelos dois elementos biológicos Fitobentos - Diatomáceas e Invertebrados Bentónicos (INAG, I.P., 2009).

Os índices adotados relativos ao fitobentos após os estudos levados a cabo a nível nacional, assim como os valores das medianas das referências e fronteiras de qualidade, encontrados para os tipos de rios que se encontram presentes na região do Algarve, segundo INAG, I.P., (2009) são os apresentados na Tabela III¹.

Tabela III - Índices adotados e mediana dos valores de referência e fronteiras de qualidade biológica relativos ao fitobentos, para os tipos de rios do Algarve. Fonte: INAG, I.P. (2009)

Típos de Rios	Índice adoptado	Valor de Referência	Excelente /Bom (RQE)	Bom/Razoável (RQE)	Razoável /Medíocre (RQE)	Medíocre /Mau (RQE)
Rios do Sul de Pequena Dimensão	CEE	17,7	0,98	0,73	0,49	0,24
Rios do Sul de Média-Grande Dimensão	CEE	17,7	0,98	0,73	0,49	0,24
Rios Montanhosos do Sul	IPS	18,7	0,95	0,71	0,47	0,24
Calcários do Algarve	CEE	17,7	0,98	0,73	0,49	0,24

¹ Estes resultam dos resultados da 1ª fase do exercício de intercalibração

4 ÁREA DE ESTUDO: AS RIBEIRAS DO ALGARVE

4.1 Caracterização territorial

O presente estudo recaiu sobre a região geográfica do Algarve. Esta, localiza-se no sul de Portugal, coincidindo com o limite sudoeste da Península Ibérica e o extremo ocidental do Continente Europeu (ver Fig.1).

Os mapas apresentados nas figuras 1 a 4 foram elaborados pela ARH Algarve em ambiente SIG.

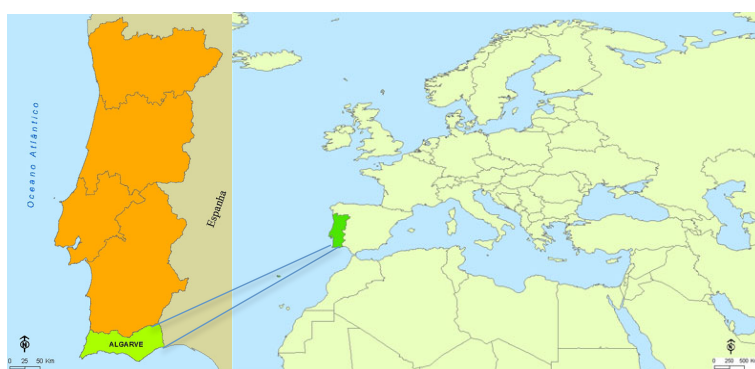


Fig. 1 - Localização de Portugal continental na Europa e localização do Algarve em Portugal continental. Fonte: ARH Algarve.



Fig. 2 - Delimitação dos concelhos que integram o Algarve. Fonte1: ARH Algarve

A região do Algarve tem uma área de cerca de 4996 km². Nela podemos diferenciar três regiões naturais: o Litoral; o Barrocal e a Serra (ver fig.3).

¹ARH Algarve com base na Carta Administrativa Oficial de Portugal (IGP, 2003).



Fig.3 - Delimitação das 3 regiões naturais do Algarve: litoral, barrocal e serra. Fonte: ARH Algarve, com base na Carta de Ordenamento Biofísico do Litoral – Algarve

Atualmente, o Algarve tem cerca de 444.390¹ habitantes, distribuídos por 16 concelhos, com maior concentração no Litoral (ver Fig.4). As cidades algarvias, são: Albufeira; Faro; Lagoa; Lagos; Loulé; Portimão; Olhão; Quarteira; Silves, Tavira, e Vila Real de Santo António. Sendo todas de pequena dimensão localizam-se maioritariamente na faixa litoral, acolhendo 40% do total dos residentes. A maior pressão em termos demográficos é sentida na zona litoral, mas mesmo nos concelhos que aí se localizam, a densidade populacional é inferior a 500 habitantes por quilómetro quadrado. Quanto às 84 freguesias existentes no Algarve, algumas delas têm densidade populacional elevada (ver Fig.4).

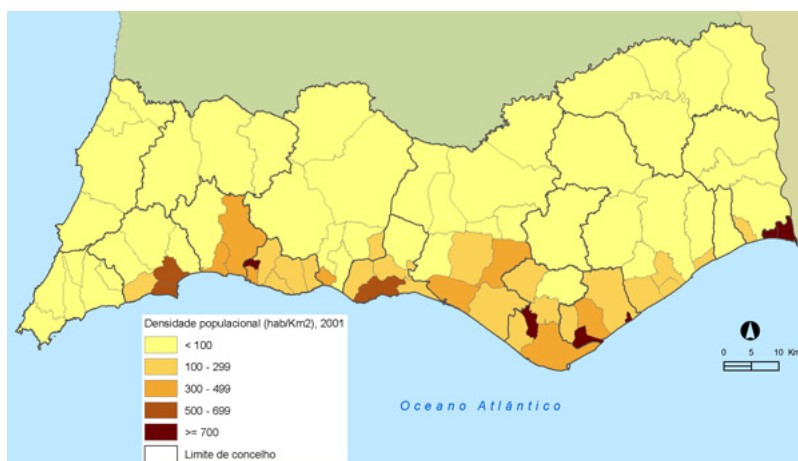


Fig.4 - Densidade populacional por freguesia no Algarve. Fonte²: ARH Alg.

¹ Estimativas do Instituto Nacional de Estatística: 2011 Provisional Resident Population Estimates - reviewed: postcensal resident population estimates calculated in the ad hoc exercise based on provisional results from the 2011 Census published in June 2012 where reviewed to incorporate the 2011 Census final results.

² Fonte: ARH Alg. com base em INE (<http://www.ine.pt/>)

No mapa da fig.5 pode ver-se a delimitação geográfica da Região hidrográfica Ribeiras do Algarve (RH8).

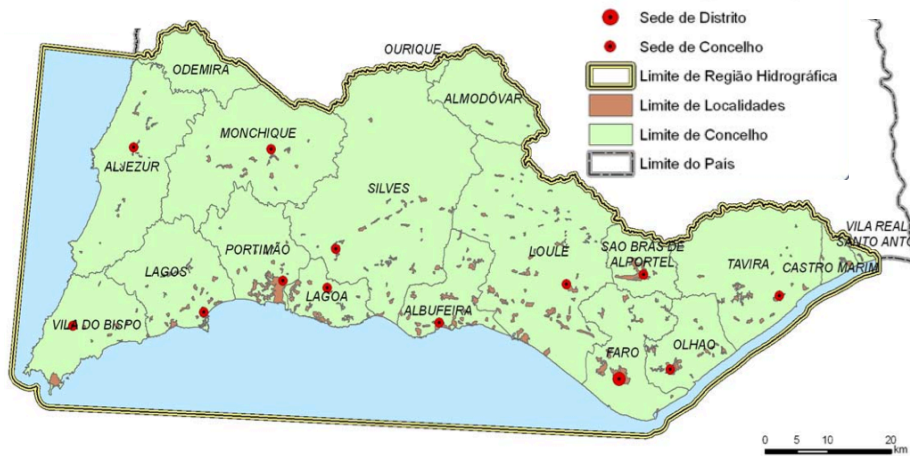


Fig.5 - Delimitação geográfica da Região Hidrográfica Ribeiras do Algarve (RH8). Fonte ARH Algarve (2009)

Segundo o DL nº 347/2007, de 19 de outubro (que procedeu à delimitação georeferenciada de cada uma das Regiões Hidrográficas), a Região do Algarve abrange na sua maioria a Região Hidrográfica Ribeiras do Algarve (RH8) e uma parte da Região Hidrográfica do Guadiana (RH7). A RH8 (ver fig. 6) coincide com a área de jurisdição da Administração de Região Hidrográfica (ARH) Algarve e integra as bacias hidrográficas dos rios e das ribeiras entre o estuário do rio Guadiana e a foz da ribeira de Seixe, incluindo as respetivas águas subterrâneas e águas costeiras adjacentes (DL 112/2002). A gestão dos recursos hídricos da sub-bacia hidrográfica do rio Guadiana integrada na região do Algarve foi objeto de um protocolo de delegação de competências da ARH do Alentejo na ARH do Algarve (nos termos do Decreto-Lei nº 58/2005 de 29 de Dezembro e do Decreto-Lei nº 77/2006 de 30 de Março). Desta forma, algumas ribeiras pertencentes à RH7 que integram a bacia hidrográfica do Guadiana, na parte situada geograficamente no Algarve são monitorizadas pela ARH Algarve. A RH8 inclui 15 concelhos da região do Algarve e 3 do Alentejo, estando 8 deles abrangidos apenas parcialmente. Segundo INAG (2005), a área da RH8 é de 5509,45 km².

Na Figura 6 é apresentada a rede hidrográfica do Algarve com a delimitação da RH8 e das sub-bacias que a integram.

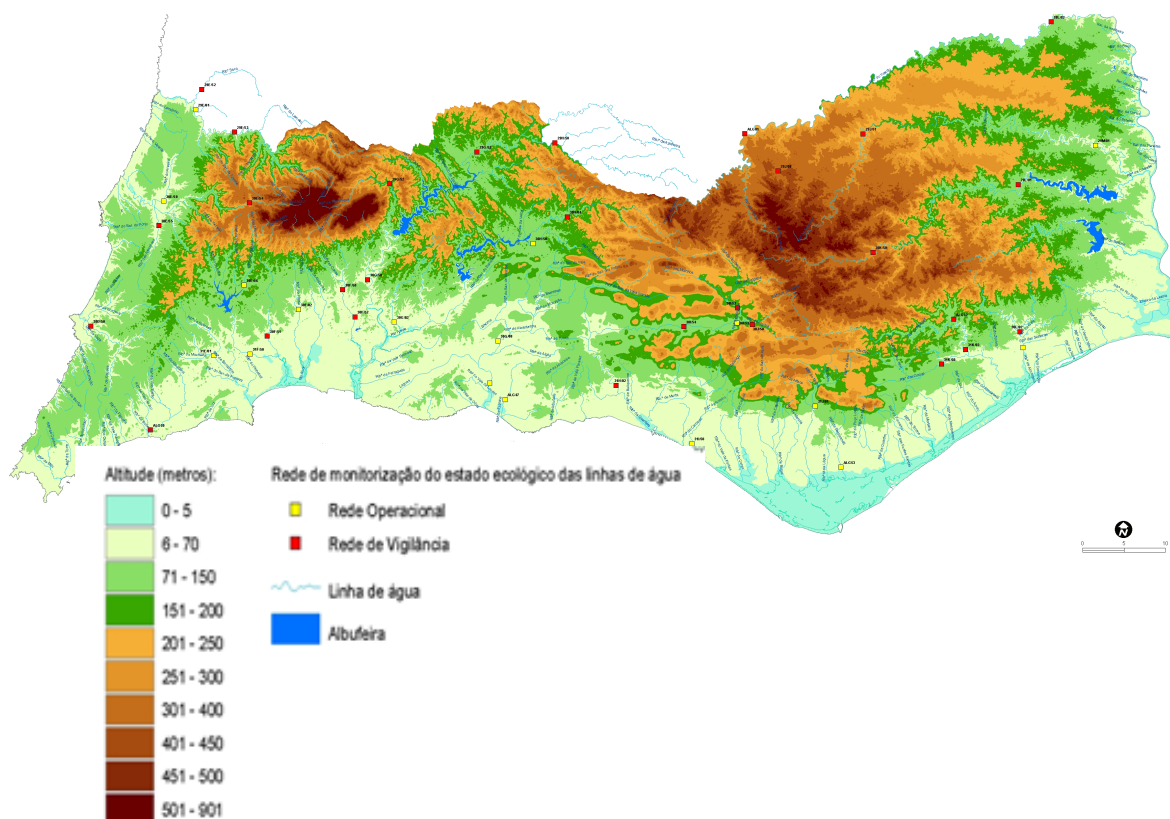


Fig.7 - A topografia do Algarve com indicação da rede de monitorização do estado ecológico da ARH Alg.
 Fonte¹: ARH Algarve (2011).

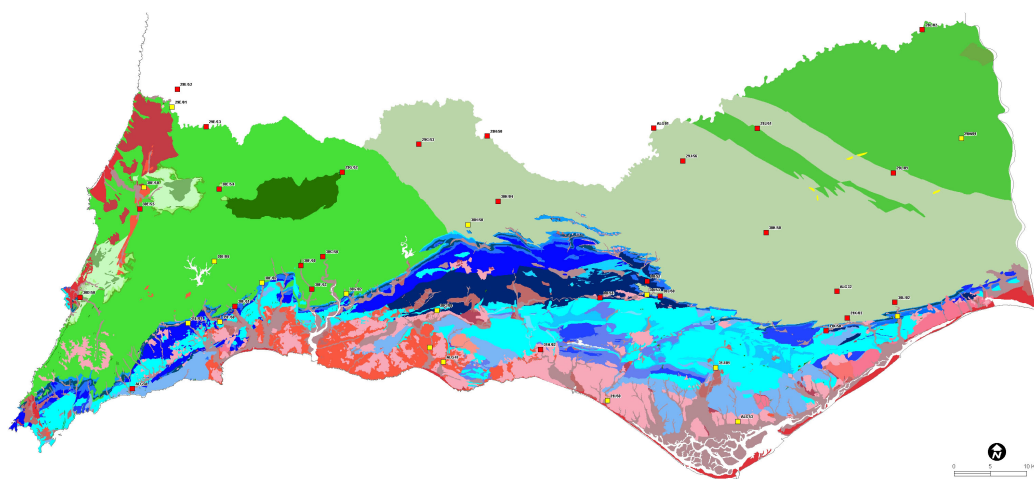
Segundo ARH (2009) os principais cursos de água da RH8 nascem nas serras de Monchique e Espinhaço de Cão, a Ocidente, e na do Caldeirão no sector Nordeste, sendo o mais importante o rio Arade. A orientação geral destes é perpendicular à costa, tendo a maioria uma extensão inferior a 30 km. Constituem exceção o rio Arade e as ribeiras de Odelouca, Seixe, Algibre, Alportel e Gilão, quer em extensão, quer relativamente à orientação geral que apresentam, em grande parte devido à tectónica (ver fig. 7). Desta forma: o rio Arade, com nascentes na Serra do Caldeirão, alinha-se no contacto entre a serra xistenta e o barrocal calcário na região de Silves; a ribeira de Algibre, abrange praticamente em toda a sua extensão formações calcárias, segue a direcção leste – oeste, aproveitando o alinhamento da falha de Alportel, escoando para oeste até à confluência com a ribeira de Quarteira; a ribeira de Alportel, à semelhança da ribeira de Algibre, apresenta um trecho extenso alinhado na direcção oeste – leste e a ribeira de Odelouca, que nasce na Serra do Caldeirão, após um trecho inicial com orientação leste – oeste, com vertentes vigorosas talhadas na

¹ Fonte: mapa elaborado pela ARH em ambiente SIG utilizando o *software* ArcGIS - ArcView (ESRI, 2010). Este mapa é parte integrante do PGBH da ARH Algarve elaborado em 2011

superfície xistenta, inflecte para sudoeste para contornar a Serra de Monchique e no trecho final escoa para sul em direção ao estuário do rio Arade. Cerca de 15 km antes da confluência com o rio Arade, o vale alarga consideravelmente, embora mantenha as vertentes de declive acentuado. Esta ribeira atravessa na maior parte da sua extensão formações xistentas.

A maioria dos cursos de água da RH8 possui um regime torrencial com caudais nulos ou muito reduzidos durante uma parte do ano, correspondente ao período de estiagem e tem a particularidade de manter a individualidade até atingirem o mar. As bacias hidrográficas correspondentes são, em geral, de área reduzida (ARH, 2009). Estes cursos de água exibem a característica: sequência de cheias no período outono-inverno e secas no verão dos rios mediterrânicos (Feio *et al.*, 2013).

No mapa da fig.8 pode ver-se o aspeto geral da geologia do Algarve.



Legenda:

Rede de monitorização do estado ecológico das linhas de água

- Rede Operacional
- Rede de Vigilância

Litologia

- Conglomerados e argilas de Guia
- Areias de duna e de praia
- Siltes glauconíticos de Campina de Faro e Espongolitos de Mem Moniz
- Aluviões e sapais
- Arenitos de Olhos de Água
- Tufos calcáreos
- Depósitos de S. Teotónio, em parte siliciosos
- Formação de Cacela



Fig.8 - A geologia do Algarve. Fonte¹: ARH Algarve (2011).

No mapa da fig.9 pode ver-se o aspeto geral da ocupação do solo no Algarve.

¹ Fonte: mapa elaborado pela ARH em ambiente SIG utilizando o *software* ArcGIS - ArcView (ESRI, 2010). Este mapa é parte integrante do PGBH da ARH Alg. elaborado em 2011

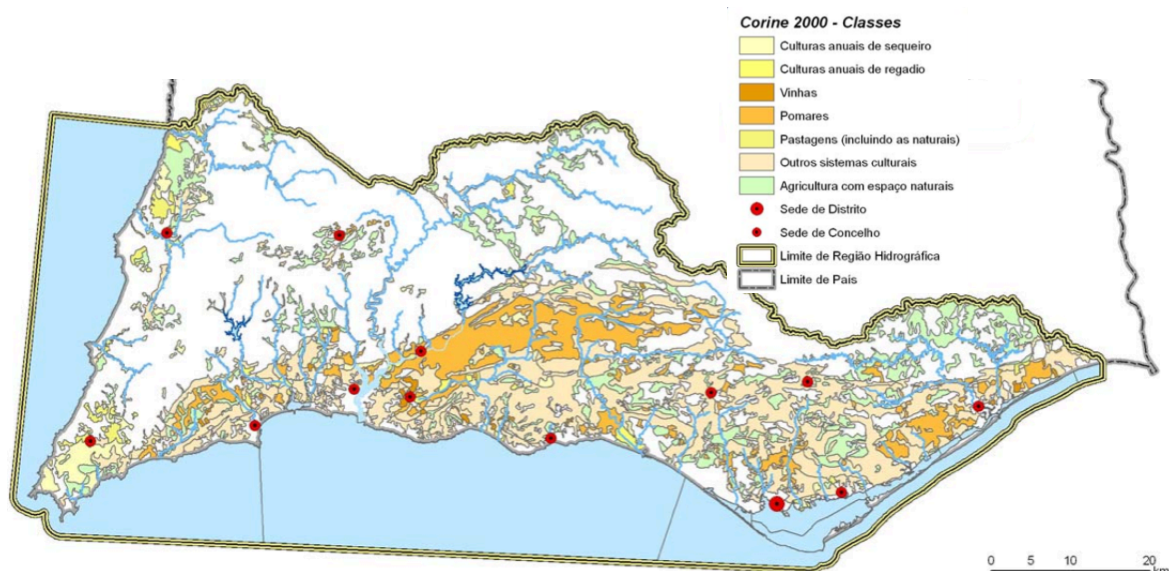


Fig.9 - Ocupação do solo na Região Hidrográfica Ribeiras do Algarve. Fonte ARH Algarve (2009) baseado em Corine Land Cover-2000

4.2 Caracterização climática

O clima do Algarve pode considerar-se do tipo mediterrânico, pelo facto da estação seca coincidir com o verão e de no inverno se verificar muitas vezes precipitação concentrada em curtos períodos de tempo (CCDR Algarve, 2005).

O clima desta região é fortemente influenciado por fatores relacionados com a circulação atmosférica, pela sua posição geográfica, e por fatores locais, salientando-se o relevo e a sua disposição. Aqui é sentida, frequentemente, a influência do "levante", um regime de vento característico do Sotavento Algarvio, e do regime de brisas, que contribui para atenuar as diferenças térmicas na região. Os principais contrastes climáticos identificados traduzem-se assim pela diferenciação entre as áreas mais elevadas da serra, mais frias e chuvosas, e as áreas de baixa altitude do litoral. A temperatura média anual do ar varia entre 12,2°C, no alto da serra de Monchique e 18,3°C, em Conceição de Tavira, sendo, deste ponto de vista, considerada uma região de clima temperado. Quanto à precipitação anual média é de 756 mm, a qual consiste num valor típico de regiões com clima moderadamente chuvoso, apresentando, uma variação espacial muito irregular, assim como uma acentuada irregularidade no regime mensal. Assim, nos locais mais elevados da serra de Monchique a precipitação anual média é de cerca de 1650 mm, enquanto na faixa litoral raramente ultrapassa os 600 mm. O Nordeste do Algarve apresenta uma precipitação anual média ponderada que oscila entre os 500 e os 600 mm. A distribuição da precipitação na bacia hidrográfica do Guadiana é bastante uniforme, com um valor médio da ordem dos 570 mm, registando-se, no entanto, valores

superiores nas cabeceiras de Odeleite. A distribuição mensal da precipitação é igualmente irregular, concentrando-se 80% do total da precipitação no período outubro – abril (CCDR Algarve, 2005).

4.2.1 O ano climático de 2009 em Portugal

Segundo o Instituto português do mar e da atmosfera "o ano de 2009, em Portugal continental, foi caracterizado por valores médios da temperatura máxima e média do ar superiores ao valor médio de 1971-2000, registando-se +0.9°C e + 0.5°C, respetivamente. Quanto à temperatura mínima, esta foi muito próxima do valor médio, com uma anomalia de +0.1°C. De salientar que nos últimos 16 anos, a temperatura média anual foi quase sempre superior ao valor médio, exceto em 2008." Durante o ano de 2009 ocorreram 7 ondas de calor, tendo ocorrido duas delas na primavera (Março e Maio). Em relação à quantidade de precipitação, os valores registados, foram ligeiramente inferiores ao valor da normal registada entre 1971-2000, classificando-se como um ano normal a seco, em quase todo o território (sendo chuvoso nalgumas zonas do norte e barlavento algarvio) e sendo o 3º ano consecutivo com valores inferiores ao valor médio. Durante o ano, apenas nos meses de janeiro, junho, novembro e dezembro, os valores de precipitação foram superiores aos valores médios. Nos meses de março, abril e maio, os valores foram inferiores ao valor médio, os quais contribuíram para que neste ano de 2009 a primavera fosse a mais seca desde 1931. Durante este ano decorreu uma situação de seca entre março e outubro em todo o continente. Esta, só terminou em dezembro, em quase todas as regiões do sul.

4.2.2 O ano climático de 2010 em Portugal

Segundo o Instituto português do mar e da atmosfera o ano de 2010, em Portugal continental, foi caracterizado por valores médios da temperatura máxima, mínima e média do ar superiores ao valor médio (1971-2000), e por valores da quantidade de precipitação no continente, superiores ao valor normal (1971-2000), sendo mesmo o ano mais chuvoso da última década (2001-2010), com 1063mm, o que supera em quase 20% o valor da normal (1971-2000). No ano de 2010, o estado do tempo no continente começou por ser influenciado predominantemente por regiões depressionárias, por vezes com sistemas frontais associados. A partir do mês de março e até junho passou a verificar-se uma influência mais prolongada de núcleos anticiclónicos sobre o atlântico. O primeiro e o quarto trimestres do ano foram os que mais contribuíram para o elevado valor de precipitação anual, já que nos restantes

meses os valores da precipitação foram sempre inferiores aos normais. No primeiro trimestre do ano destaca-se o mês de março que registou o 3º valor mais alto de precipitação dos últimos 30 anos. A percentagem da quantidade de precipitação acumulada, em relação aos valores médios, foi superior a 100% em grande parte do território, sendo mesmo superior a 140% em relação à normal 1971-2000 em algumas regiões, incluindo parte do barlavento Algarvio. Verificaram-se 4 ondas de calor, uma delas no mês de maio.

4.3 Caracterização atual do estado ecológico das ribeiras do Algarve

4.3.1 Os Programas de monitorização do estado da água existentes

Com o propósito de se detetarem alterações temporais e a evolução espacial da qualidade de água de um rio (que pode sofrer variações desde montante até à foz) e identificar a localização de algumas das pressões antrópicas mais relevantes, foram desenvolvidas redes de monitorização para os rios, no âmbito da aplicação da DQA. Por indicação desta, para cada período de vigência de um plano de gestão de bacia hidrográfica, os EM estabelecerão, com base na caracterização e no estudo de impacto efectuados nos termos do disposto no artigo 5º e no anexo II, um programa de monitorização de vigilância e um programa de monitorização operacional. Em determinados casos, os EM poderão igualmente ter necessidade de estabelecer programas de monitorização de investigação (Parlamento e Conselho da Comissão europeia, 2000). O INAG, com base na DQA, estabeleceu que a rede de monitorização do estado Ecológico da ARH Algarve incluisse 2 tipos de estações de amostragem para os rios do Algarve: estações que integram a Rede de Vigilância e estações que integram a Rede Operacional. A rede Operacional acompanha os locais potencialmente em risco para aferir se as medidas de melhoria implementadas estão a surtir efeito. As estações que integram a rede de Vigilância incluem as que haviam sido consideradas de referência e outras destinadas à confirmação da tipologia das massas de água.

Na fig.10 podem observar-se todos os locais de monitorização integrados na Rede de monitorização de estado ecológico da ARH Algarve para diatomáceas e macroinvertebrados num total de 45, incluindo a rede de monitorização operacional (com invertebrados) e a de vigilância (com diatomáceas, macrófitas, invertebrados e peixes). O máximo de locais em que estava previsto serem amostradas diatomáceas eram 32, mas na realidade apenas foram amostrados 30.

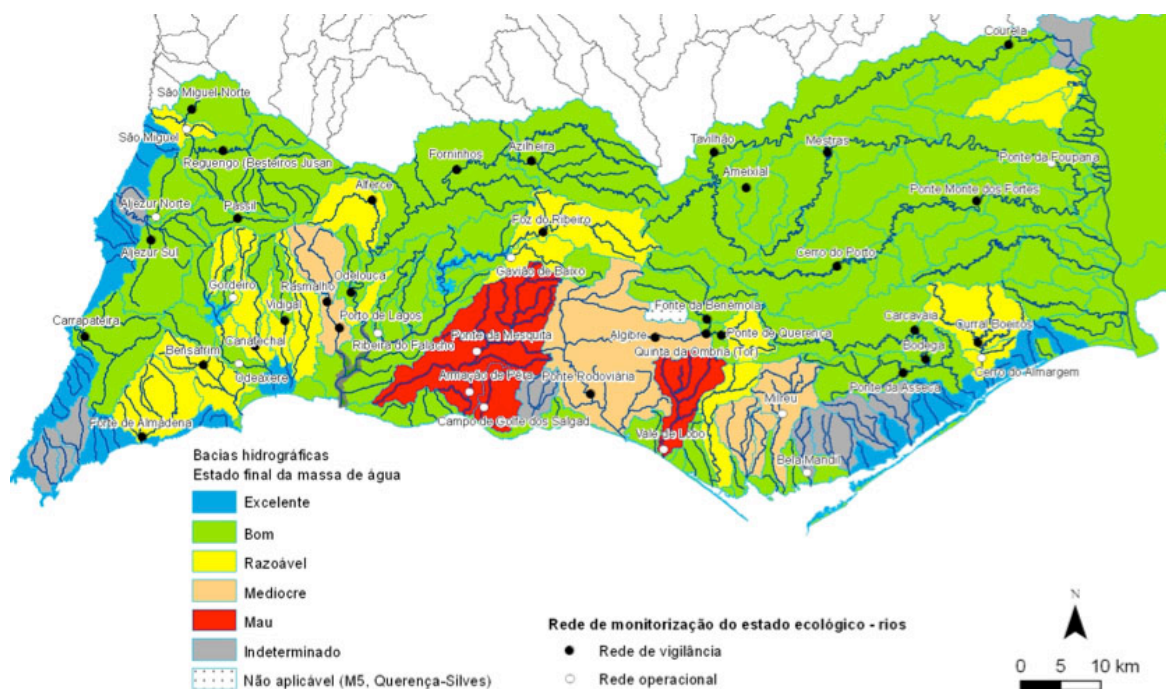


Fig.11 - Resultados da avaliação do estado ecológico, das massas de água superficiais do Algarve em 2009-2010. Fonte¹: ARH Alg.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 As amostras de diatomáceas estudadas

Neste estudo utilizaram-se amostras de diatomáceas recolhidas do mesmo tipo de substrato: diatomáceas epilíticas, provenientes das ribeiras do Algarve e obtidas durante a primavera dos anos 2009 e 2010.

As amostras estudadas são, neste caso, todas² as que foram colhidas no Algarve pela ARH Algarve em 2010 e 2009, num total de 72 amostras (49 em 2010 e 23 em 2009). Das amostras colhidas em 2010, 19 amostras (11 amostras de locais novos e 8 de locais onde apenas havia sido realizada a análise de outros elementos como macroinvertebrados), são provenientes dos locais que fizeram parte deste trabalho experimental e as restantes 30 amostras incluíram os trabalhos de caracterização ecológica por diatomáceas bênticas dos PGBH. As amostras de 2009, referem-se a 10 locais que incluíram os utilizados nos estudos de caracterização ecológica dos PGBH e

¹ elaborado pela ARH Algarve em ambiente SIG utilizando o *software* ArcGIS - ArcView (ESRI, 2010).

² Todas as amostras colhidas pela ARH Algarve foram analisadas quanto à abundância relativa de diatomáceas perifíticas, pela autora da presente dissertação. As que não foram colhidas exclusivamente para este trabalho, foram analisadas no âmbito de uma prestação de serviços, e por fim disponibilizadas pela ARH para que fizessem parte deste estudo.

13 locais que apenas foram analisados para diatomáceas exclusivamente para o presente estudo.

5.1.1 Os locais de amostragem

Os locais de amostragem que foram estudados neste trabalho encontram-se identificados nas tabelas IV e V e nos mapas das figuras 12 e 13. A identificação de cada local de amostragem do presente estudo é efetuada incluindo coordenadas geográficas, localização ao nível do município e freguesia (ver tabela IV), além da linha de água e bacia hidrográfica, região hidrográfica onde se localizam e ainda tipo de monitorização que a ARH fez nesse local e identificação e classificação de tipo de massa de água atribuídos pelo INAG (ver tabela V). Os nomes abreviados apresentados na tabela IV, indicados para cada local, são um diminutivo dos nomes dos locais de amostragem e constituem um código criado para o presente estudo, de forma a ser mais fácil identificar os locais do que com o código alfa-numérico que cada local é identificado pela APA e ARH - Algarve (o qual também se encontra indicado na tabela IV).

Tabela IV - Identificação e localização geográfica dos locais de amostragem

<i>Nome</i>	<i>Nome Abreviado</i>	<i>Código local (INAG)</i>	<i>latitude¹</i>	<i>longitude²</i>	<i>Concelho</i>	<i>Freguesia</i>
A Norte de Alferce	NAIf	29G/52	169060.57	41886	Monchique	Alferce
Algibre	Algi	30I/54	204607.99	24627.99	Loulé	F. entre as freg de Benafim e S Sebastião
Aljezur Sul	Aljz	30E/55	141181.4	36828.16	Aljezur	Aljezur
Ameixial	Amx	29J/56	215986.03	43440.85	Loulé	Ameixial
Azilheira	Azi	29H/50	189039.12	46839.49	F. entre Silves e Almodôvar	Fronteira entre freg de S Marcos da Serra e S.Barna
Barreiros	Barr	UAlg5	193675.05	24094.49	Albufeira	Paderne
Bela Mandil	BMan	ALG53	223584.63	7634.48	Olhão	Pechão
Bensafrim	Bens	31E/01	147816.8	21125.18	Lagos	Bensafrim
Bodega	Bod	31K/03	238638.47	21850.97	Tavira	Santo Estêvão
Canafechal	Cana	30F/51	154265.91	23471.27	Portimão	Mexilhoeira Grande
Carcavaia	Crv	ALG32	237209.42	25500.41	Tavira	Tavira (Santa Maria)
Carrapateira	Carr	30D/50	132950.12	24675.96	Aljezur	Bordeira
Cascalho	Casc	UAlg11	144717.84	51616.97	Odemira	Teotónio
Castelo de Paderne	Cast	UAlg10	194200.45	21092.89	Albufeira	Paderne
Cavalos	Cava	UAlg8	197778.41	14778.32	Loulé	Quarteira
Cerro do Almargem	CAIm	ALG42	245578.89	22078.95	Tavira	F. entre freg. de Sta Maria e Conceição
Cerro do Porto	CPor	30K/50	227459.86	33583.66	Tavira	Cachopo
Courela (Vascão jusante)	Cour	28L/02	248784.31	61170.22	Alcoutim	Alcoutim
Covão da Serva	CSer	UAlg14	154897.29	45299.15	Monchique	Monchique
Curral Boeiros	Cboi	30L/02	245205.08	24005.26	Tavira	Tavira (Santa Maria)
Espargal	Esp	UAlg4	200704.68	24333.27	Loulé	Benafim

¹ coordenadas x,y expressas no sistema de referência Hayford Gauss Militar-Datum Lisboa(EPSC:20790)

² coordenadas x,y expressas no sistema de referência Hayford Gauss Militar-Datum Lisboa(EPSC:20790)

Fonte da Benémola	Fben	30I/52	211075.17	26900.96	Loulé	Querença
Forninhos	Forn	29G/53	179603.43	45721.96	Silves	São Marcos da Serra
Foz da R. da Perna Seca	RPer	UAlg15	154808.79	45676.48	Odemira	S. Teotónio
Foz da Ribeira do Lameiro	RLam	UAlg16	153281.51	48374.56	Odemira	Teotónio
Foz do Besteiro	FBest	UAlg20	153714.35	47347.24	Odemira	Teotónio
Foz do Ribeiro	FRib	30H/04	190532.94	37879.07	Silves	S. Bartolomeu de Messines
Gavião de Baixo	Gav	30H/50	186396.62	34670.12	Silves	S. Bartolomeu de Messines
Mestras	Mest	29J/51	226264.09	47902.38	Alcoutim	Martim Longo
Monte das Laranjeiras	MLar	UAlg19	146503.66	49197.73	Aljezur	Odeceixe
Odeáxere	Odix	31F/50	152200.76	21309.62	Lagos	Odiáxere
Odelouca	OdI	30G/50	166394.8	30296.34	Silves	Silves
Passil	Pass	30E/54	152126.87	39569	Monchique	Marmelete
Ponte da Asseca	PTAs	31K/50	235742.08	20090.95	Tavira	Sto Estêvão
Ponte de Querença	PQu	30J/50	212874.79	24869.79	Loulé	Querença
Ponte Foupana	Foup	29M/01	254359.68	46522.71	Castro Marim	Odeleite
Ponte Rodoviária	PRod	31H/02	196409.11	17523.99	Loulé	Boliqueime
Porto de Lagos	PLag	30F/52	164860.12	25803.21	Portimão	Portimão
Pte. Monte dos Fortes	PMFt	29L/01	245002.36	41791.72	Castro Marim	Odeleite
Quinta da Ombria	Omb	30I/53	211017.22	25059.79	Loulé	Fronteiras entre as freg de Querença e Tôr
Rasmalho	Rasm	30F/50	163356.97	29068.9	Portimão	Portimão
Reguengo (Besteiro Jusante)	Reg	29E/53	150307.5	48136.73	Fronteira entre Odemira e Aljezur	Fronteira entre freg de S. Teotónio e Odeceixe
Ribeira do Falacho	Fich	30G/03	169630.65	25179.27	Silves	Silves
Ribeira Grande	RGra	UAlg13	158610.62	43398.29	Monchique	Monchique
São Miguel	Fura	29E/01	145631.26	50836.3	Aljezur	Odeceixe
São Miguel Norte	SMIN	29E/52	146363.73	53273.28	Odemira	São Teotónio
Tavilhão	Tavi	Alg01	211972.63	47925.22	Almodôvar e Loulé	F entre freg. Sta Cruz e Ameixial
Vale de Lobo	VLob	31I/50	205615.59	10492.33	Loulé	Almancil
Vidigal	Vid	30F/02	158019.66	26696.39	Portimão	Mexilhoeira Grande

Tabela V - Localização na rede hidrográfica dos locais de amostragem com informação do tipo de massa de água e tipo de monitorização

Nome local	Linha de água	Bacia hidrográfica	Código massa água	RH	Tipologia de Portugal (INAG)	Rede da ARH
Aljezur Sul	R. das Alfambras	R. das Alfambras	PT08RDA1660	RH8	S1; <=100	Vigilância
Ameixial	R. do Vascãozinho	R. do Vascãozinho	PT07GUA1607	RH7	S1; <=100	Vigilância
Azilheira	R. de Odelouca	R. de Odelouca	PT08RDA1656	RH8	S1; <=100	Vigilância
Canafechal	R. de Arão	R. de Arão	PT08RDA1689	RH8	S1; <=100	Vigilância
Carcavaia	R. do Alportel	R. do Alportel	PT08RDA1693	RH8	S1; <=100	Vigilância
Carrapateira	R. de Bela Mandil	R. de Bela Mandil	PT08RDA1680	RH8	S1; <=100	Vigilância
Cerro do Porto	R. de Odeleite	R. de Odeleite	PT07GUA1625	RH7	S1; <=100	Vigilância
Curral Boeiros	R. de Almargem	R. de Almargem	PT08RDA1691	RH8	S1; <=100	Vigilância
Foz do Ribeiro	Rio Arade	Rio Arade	PT08RDA1661	RH8	S1; <=100	Vigilância
Gavião de Baixo	R. do Gavião	R. do Gavião	PT08RDA1664	RH8	S1; <=100	Operacional
Mestras	R. da Foupana		PT07GUA1609	RH7	S1; <=100	Vigilância
Rasmalho	R. de Boina	R. de Boina	PT08RDA1673	RH8	S1; <=100	Vigilância
São Miguel Norte	R. Seca	R. de Seixe	PT08RDA1652	RH8	S1; <=100	Vigilância
Vidigal	Barranco do Farelo	R. do Farelo	PT08RDA1678	RH8	S1; <=100	Vigilância
Bodega	R. do Alportel	R. do Alportel	PT08RDA1693	RH8	S1; >100	Vigilância
Cascalho	R. Seixe	R. Seixe	PT08RDA1651	RH8	S1; >100	locais inéditos
Courela	R. do Vascão	Ribeira do Vascão	PT07GUA1596	RH7	S1; >100	Vigilância
Ponte Foupana	R. da Foupana	R. de Odeleite	PT07GUA1614	RH7	S1; >100	Operacional

Pte. Mte dos Fortes	<i>R. de Odeleite</i>	<i>R. de Odeleite</i>	PT07GUA1615	RH7	S1; >100	Vigilância
São Miguel	<i>R. de Seixe</i>	<i>R. de Seixe</i>	PT08RDA1651	RH8	S1; >100	Operacional
Tavilhão	<i>R. do Vascão</i>	<i>R. do Vascão</i>	PT07GUA1596	RH7	S1; >100	Vigilância
A Norte de Alferce	<i>R. de Monchique</i>	<i>R. de Monchique</i>	PT08RDA1662	RH8	S2	Vigilância
Covão da Serva	<i>R. Seixe</i>	<i>R. Seixe</i>	PT08RDA1653	RH8	S2	locais inéditos
Forninhos	<i>R. de Odelouca</i>	<i>R. de Odelouca</i>	PT08RDA1663	RH8	S2	Vigilância
Foz da Ribeira da Perna Seca	<i>R. Seixe</i>	<i>R. Seixe</i>	PT08RDA1653	RH8	S2	locais inéditos
Foz da Ribeira do Lameiro	<i>R. Seixe</i>	<i>R. Seixe</i>	PT08RDA1654	RH8	S2	locais inéditos
Foz do Besteiro	<i>R. Seixe</i>	<i>R. Seixe</i>	PT08RDA1653	RH8	S2	locais inéditos
Monte das Laranjeiras	<i>R. Seixe</i>	<i>R. Seixe</i>	PT08RDA1653	RH8	S2	locais inéditos
Passil	<i>R. da Cerca ou Chillão</i>	<i>R. da Cerca</i>	PT08RDA1658	RH8	S2	Vigilância
Reguengo (Besteiro Jusante)	<i>R. de Seixe</i>	<i>Ribeira de Seixe</i>	PT08RDA1653	RH8	S2	Vigilância
Ribeira Grande	<i>R. Seixe</i>	<i>R. Seixe</i>	PT08RDA1653	RH8	S2	locais inéditos
Algibre	<i>R. de Algibre</i>	<i>R. de Quarteira</i>	PT08RDA1706	RH8	S4	Vigilância
Barreiros	<i>R. Algibre</i>	<i>R. de Quarteira</i>	PT08RDA1706	RH8	S4	locais inéditos
Bela Mandil	<i>Rio Seco</i>	<i>Rio Seco</i>	PT08RDA1716	RH8	S4	Operacional
Bensafrim	<i>R. de Bensafim</i>	<i>R. de Bensafim</i>	PT08RDA1702	RH8	S4	Vigilância
Castelo de Paderne	<i>R. de Quarteira</i>	<i>R. de Quarteira</i>	PT08RDA1706	RH8	S4	locais inéditos
Cavalos	<i>R. de Quarteira</i>	<i>R. de Quarteira</i>	PT08RDA1706	RH8	S4	locais inéditos
Cerro do Almargem	<i>R. de Almargem</i>	<i>R. de Almargem</i>	PT08RDA1698	RH8	S4	Operacional
Espargal	<i>R. Algibre</i>	<i>R. de Quarteira</i>	PT08RDA1706	RH8	S4	locais inéditos
Fonte da Benémola	<i>R. da Benémola</i>	<i>R. da Fonte Menalva</i>	PT08RDA1677	RH8	S4	Vigilância
Odeáxere	<i>R. de Odiáxere</i>	<i>R. de Odiáxere</i>	PT08RDA1696	RH8	S4	Operacional
Odelouca	<i>R. de Odelouca</i>	<i>R. de Odelouca</i>	PT08RDA1675	RH8	S4	Vigilância
Ponte da Asseca	<i>R. da Asseca</i>	<i>R. da Asseca</i>	PT08RDA1699	RH8	S4	Vigilância
Ponte de Querença	<i>R. das Mercês</i>	<i>R. das Mercês</i>	PT08RDA1685	RH8	S4	Vigilância
Ponte Rodoviária	<i>R. de Quarteira</i>	<i>R. de Quarteira</i>	PT08RDA1706	RH8	S4	Vigilância
Porto de Lagos	<i>R. de Boina</i>	<i>R. de Boina</i>	PT08RDA1690	RH8	S4	Vigilância
Quinta da Ombria	<i>R. de Algibre</i>	<i>R. de Quarteira</i>	PT08RDA1683	RH8	S4	Vigilância
Ribeira do Falacho	<i>R. do Falacho</i>	<i>R. do Almarjão</i>	PT08RDA1687	RH8	S4	Operacional
Vale de Lobo	<i>R. de Carcavai</i>	<i>R. de Carcavai</i>	PT08RDA1710	RH8	S4	Operacional

Nos mapas das figuras fig.12 e fig.13 também podem ver-se as localizações dos pontos de amostragem.



Fig.12 - Identificação geográfica dos locais de amostragem do presente estudo. Fonte¹: ARH Alg.

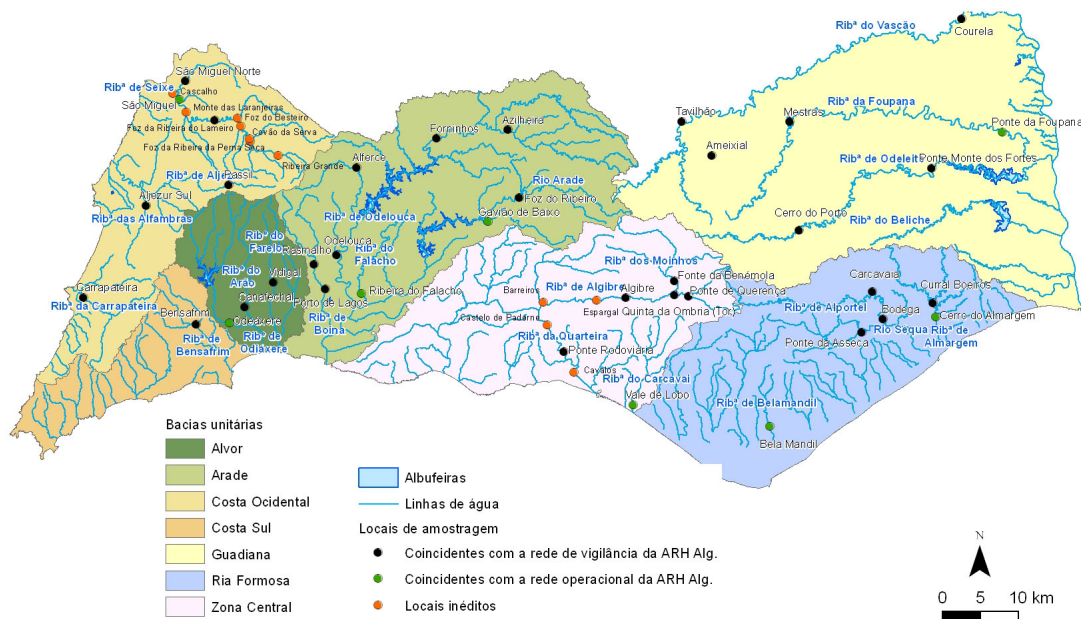


Fig.13 - Localização na rede hidrográfica dos locais de amostragem do presente estudo. Fonte²: ARH Alg

Como pode observar-se, os locais de amostragem do presente estudo incluíram as estações da rede de monitorização da ARH Algarve (que podem ser identificadas no mapa da fig.10, no capítulo 4), e os locais de amostragem escolhidos exclusivamente

¹ e ¹¹ elaborado pela ARH Algarve em ambiente SIG utilizando o *software* ArcGIS - ArcView (ESRI, 2010).

² elaborado pela ARH Algarve em ambiente SIG utilizando o *software* ArcGIS - ArcView (ESRI, 2010).

para este estudo (ver fig.12 e fig.13). Estes últimos foram selecionados pela ARH-Alg e estão distribuídos ao longo de 2 ribeiras: ribeira de Seixe e Ribeira de Quarteira.

5.2 Caracterização abiótica dos locais de amostragem

5.2.1 Caracterização abiótica ao nível da bacia hidrográfica

Os locais estudados encontram-se incluídos em 36 massas de água que fazem parte do total das massas de água delimitadas para o nosso país pelo INAG (ver capítulo 3.2.1). A cada uma, este atribuiu um código que permite identificar não só que pertencem a Portugal, como a região hidrográfica a que fazem parte, além do seu número individual. Na tabela VI são apresentados os códigos de identificação de cada uma das massas de água que incluem cada um dos locais de amostragem utilizados neste estudo.

Tabela VI - Lista das massas de água, segundo o código de identificação do INAG, onde se encontram os locais de amostragem do presente estudo e locais respetivos

<i>Massa de água</i>	<i>local de amostragem</i>
PT07GUA1607	Ameixial
PT07GUA1609	Mestras
PT07GUA1614	Ponte Foupana
PT07GUA1615	Ponte Montedos Fortes
PT08RDA1596	Courela; Tavilhão
PT08RDA1625	Cerro do Porto
PT08RDA1651	S. Miguel; Cascalho
PT08RDA1652	S. Miguel Norte
PT08RDA1653	Reguengo; Ribeira Grande; Covão da Serva; Foz do Besteiro; Foz da ribeira da perna seca; Monte das laranjeiras
PT08RDA1654	Foz da R. do Lameiro
PT08RDA1656	Azilheira
PT08RDA1658	Passil
PT08RDA1660	Aljezur Sul
PT08RDA1661	Foz do Ribeiro
PT08RDA1662	A Norte de Alferce
PT08RDA1663	Forninhos
PT08RDA1664	Gavião de Baixo
PT08RDA1673	Rasmalho
PT08RDA1675	Odelouca
PT08RDA1677	Fte. Da Benémola
PT08RDA1678	Vidigal
PT08RDA1680	Carrapateira
PT08RDA1683	Quinta da Ombria
PT08RDA1685	Pte de Querença
PT08RDA1687	R. do Falacho
PT08RDA1689	Canafechal
PT08RDA1690	Porto de Lagos
PT08RDA1691	Curral Boieiros
PT08RDA1693	Bodega; Carcavaia
PT08RDA1696	Odiáxere
PT08RDA1698	Cerro do Almargem
PT08RDA1699	Pte. Da Asseca
PT08RDA1702	Bensafrim
PT08RDA1706	Ponte Rodoviária; Algibre; Espargal; Barreiros; Castelo de Paderne; Cavalos
PT08RDA1710	Vale de Lobo
PT08RDA1716	Bela Mandil

Foi efetuada a caracterização, quanto à ocupação dos solos, das bacias hidrográficas (segundo a delimitação do artigo 13º da DQA) correspondentes às massas de água que incluem os locais de amostragem deste estudo. Para tal, foi cruzada informação de uso do solo do *CORINE Land Cover* (CLC) 2006 (Caetano *et al.*, 2009) com a delimitação das bacias, em ambiente SIG. A nomenclatura utilizada nos dados do *CORINE Land Cover* é a CLC' 90R (Néry, 2007).

A caracterização ao nível do uso do solo das bacias hidrográficas de cada massa de água em estudo foi efetuada segundo o método utilizado pelo grupo de trabalho para o Exercício de Intercalibração do MedGIG (Feio *et al.*, 2013). Desta forma, para cada bacia foram calculadas as percentagens de territórios artificializados; agricultura intensiva; agricultura extensiva) e por áreas naturais e semi-naturais.

Os critérios para os cálculos foram os seguintes: territórios artificializados - somatório de todas as categorias de CLC da classe 1 (tecido urbano, indústria, comércio e transportes, áreas em construção, de extração e de deposição de resíduos e zonas verdes ordenadas); agricultura intensiva - somatório das categorias CLC correspondentes a um elevado impacto potencial das atividades agrícolas: solos aráveis (incluindo terras irrigadas), culturas permanentes (com culturas anuais associadas), vinhas, pomares, olivais e padrões de cultivo complexos, correspondendo aos códigos CLC das categorias da classe 2: 21 culturas anuais; 22 culturas permanentes, 241 culturas anuais associadas a culturas permanentes e 242 sistemas culturais e parcelares complexos; agricultura extensiva - somatório das categorias CLC correspondentes a um mais baixo impacto potencial das atividades agrícolas: pastagens, terra ocupada principalmente por agricultura com áreas significativas de vegetação natural, áreas agro-florestais, correspondendo aos códigos CLC das categorias da classe 2: 231 pastagens; 243 agricultura com espaços naturais e 244 sistemas agro-florestais) e áreas naturais e semi-naturais - florestas e áreas naturais, zonas húmidas, massas de água, correspondendo aos códigos CLC das categorias da classe 3: 311 florestas de folhosas; 312 florestas de resinosas; 313 florestas mistas; 32 vegetação arbustiva ou herbácea; 33 zonas descobertas e com pouca vegetação - e categorias da classe 4 (zonas húmidas) e da classe 5 (massas de água) (Feio, M.J., 2013, comunicação pessoal).

5.2.2 Caracterização abiótica ao nível da linha de água

Os cursos de água foram classificados quanto ao regime hidrológico em "muito sazonal" ou "temporários" seguindo a classificação adotada pelo MedGIG na 2ª fase do

exercício de intercalibração (Comissão Europeia, 2013). Por temporários, segundo Ferreira *et al.* (2003), entende-se aqueles em que se verifica ausência de escoamento superficial durante alguns meses no período estival, ficando o leito parcialmente seco. A informação para esta classificação foi obtida por entrevista aos técnicos da ARH Algarve que se deslocam ao campo, muitas vezes mensalmente aos locais, com o intuito da colheita de amostras para análise química da água e para outros serviços que realizam em campo. Para o efeito também foram consultados mapas. Esta informação pode ter falhas, devido à dificuldade em ter-se a certeza em como o curso de água está efetivamente seco.

5.2.3 Caracterização do segmento e local de amostragem

Relativamente às variáveis de pressão categóricas para o *site* (local - local de amostragem) e o segmento (inclui o local e as zonas a montante e a jusante do local), estas foram obtidas a partir de todos os elementos informativos disponíveis incluindo consulta de mapas, a opinião de peritos e a deslocação ao local. Este procedimento seguiu praticamente a mesma metodologia utilizada pelo INAG aquando do estabelecimento de locais de referência (ver capítulo 3.2.3) pois baseou-se nas variáveis do Projecto FAME. Esta caracterização foi a seguida pelo grupo do MedGIG para o estabelecimento de condições de referência (Feio *et. al.*, 2013).

Tabela VII – Variáveis consideradas na análise pericial *in situ* durante a prospeção e com elementos disponíveis em gabinete (mapas, estudos, etc.). Fonte: M.J.Feio (*com. pess.*, 2013) tendo por base as "variáveis FAME".

Variáveis	Escala de análise	Descrição (classes de impacto de 1 a 5) ¹
1- Uso do solo (impacto de práticas agrícolas/silvícolas)	Porção do segmento a montante do local	Avaliação pericial (5 corresponde a > 40% uso agrícola - agricultura intensiva - impacto muito severo (e.g., arrozal). 1 corresponde a < 10% - sem impactos significativos (matos e floresta natural)
2 - Área urbana (impacto de aglomerados urbanos)	Porção do segmento a montante do local	Avaliação pericial (5 – muito severo (e.g., local junto a uma urbe com carências ao nível do saneamento básico a 1 – negligenciável (e.g., habitações isoladas)
3 - Zona ripária (desvio relativamente ao estado natural da zona ripária)	segmento	Avaliação pericial de 5 – muito severo (e.g., corte regular e em grandes extensões da vegetação ribeirinha,
4 - Conectividade rio/segmento (Impacto de barreiras artificiais à migração existentes na bacia hidrográfica, até à confluência com o mar, e que impedem a passagem das espécies diádromas até ao segmento do rio e barreiras artificiais à migração existentes no segmento e que impedem a livre migração de espécies potamódromas)	(Bacia hidrográfica/ segmento)	

¹ Existem mais informações mas não se encontram todas aqui transcritas para este documento não se tornar extenso demais

5 - Carga sedimento (Desvio relativamente à carga natural de sedimentos (tanto a transportada na coluna de água como a depositada no leito do rio)	segmento	
6 - Regime hidrológico (Desvio relativamente ao regime hidrológico natural (padrão do escoamento e/ou quantidade) – inclui todas as fontes de alteração hidrológica)	local	
7 - Acidificação e toxicidade (desvio relativamente ao estado natural de condições de toxicidade, incluindo acidificação e níveis de oxigénio)	local	
8 - Condição morfológica (Desvio relativamente ao estado natural do leito e das margens)	local	Avaliação pericial de 5 – Perfil transversal e longitudinal do canal completamente alterado, existem muito poucos habitats) a 1 – Alterações morfológicas ausentes ou
9 - Contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes (desvio relativamente ao estado natural dos valores de CBO ₅ , CQO, NO ₃ , P ₂ O ₅ , NH ₄)	local	
10 - Massas de água lânticas artificiais (Impacto relacionado com a presença de massas de água artificiais a montante e/ou jusante do local (a montante - alteração do regime térmico e dos caudais; a jusante - invasão do troço por espécies de exóticas de carácter lântico)	local	5 - e.g. local imediatamente a jusante de uma grande albufeira ou na área de influência directa de um grande regolfo a 1 Sem influência de albufeiras

5.2.4 Caracterização físico-química da água dos locais de amostragem de diatomáceas

Em simultâneo¹ com a colheita de amostras para diatomáceas, foram colhidas amostras de água para medição dos parâmetros físico-químicos. Estas amostras (ao contrário das amostras de diatomáceas, que consistiam em uma para cada local, em cada um dos anos estudados) foram recolhidas com uma frequência mensal (sempre que o curso de água não secou) nalguns locais e noutros locais com menor frequência, mas sempre várias vezes ao ano, de acordo com o planeamento da ARH. Todas as análises foram efetuadas no laboratório da ARH Algarve, laboratório acreditado segundo a norma NP EN ISO/IEC 17025:2005, podendo ler-se os parâmetros necessários à elaboração deste estudo, na tabela VIII. A metodologia para as referidas análises pode ser consultada em Anexo.

Tabela VIII- lista dos parâmetros físico-químicos medidos na água

N-NH ₄ ⁺ (mg/L)
NO ₃ ⁻ (mg/L)
P-Total (mg/L)
P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
CBO ₅ (mg/L)
CQO
pH
Oxigénio dissolvido - campo (mg/L)
Taxa de saturação de oxigénio - campo (%)

¹ salvo raras exceções em que houve avaria do equipamento

5.3 A seleção dos locais de referência

Foram selecionadas, de entre todas as estações de colheita abrangidas neste estudo (para as quais foram colhidas amostras de diatomáceas) as que corresponderiam a locais de referência, ou seja que se situassem no estado mais natural possível.

Para alcançar este objetivo efetuou-se uma abordagem baseada na do Grupo de Intercalibração Geográfico do Mediterrâneo (MedGIG), nomeadamente no trabalho realizado para a segunda fase do exercício de intercalibração (Feio *et al.*, 2013) que corresponde a um processo de 3 passos:

- 1) Seleção dos locais em que todas as variáveis categóricas eram indicativas de locais sem impacto (classe 1).
- 2) A partir dos locais selecionados em 1 foi realizada a análise em termos físico-químicos e de *land use* (este último ao nível da bacia de drenagem – *catchment area*). Ou seja, passaram esta etapa os locais que se situavam abaixo dos limites encontrados pelo MedGIG no 2º exercício de intercalibração de métodos biológicos efetuado (ou os limites atuais da DQA).

Para a realização do passo 1 recorreu-se aos mesmos critérios utilizados na primeira fase do exercício de intercalibração ou seja as "Variáveis FAME". Estas são: uso do solo (que tem a ver com o impacto de práticas agrícolas/silvícolas à escala da porção do segmento a montante do local); área urbana (porção do segmento a montante do local); zona ripária (segmento); conectividade rio/segmento (BH/segmento); carga sedimento (segmento); regime hidrológico (local); acidificação e toxicidade (local); condição morfológica (local); contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes (local); massas de água lânticas artificiais (local).

Em relação ao passo 2 foram efetuadas duas análises, em separado aos dados físico-químicos. A primeira utilizou os critérios da DQA seguindo a tabela IX - limiares máximos para os parâmetros físico-químicos gerais para o estabelecimento do Bom Estado Ecológico em Rios (INAG, I.P. 2009). Neste caso os parâmetros que este documento indica e que foram utilizados nesta análise são: oxigénio dissolvido; taxa de saturação em oxigénio; carência bioquímica de oxigénio; azoto amoniacal; nitratos e fósforo total. A segunda parte da análise FQ baseou-se no trabalho do grupo de trabalho do MedGIG para determinação dos locais de referência nesses 7 EM (Feio *et al.*, 2013). Os limites utilizados para os parâmetros físico-químicos analisados são os definidos nesse documento e estão indicados na tabela X.

Tabela IX- limiares máximos para os parâmetros físico-químicos medidos na água de acordo com INAG, I.P. (2009)

Parâmetros físico-químicos	Valores limite
NO ₃ ⁻ (mg/L) (1)	≤ 25
P-Total (mg/L) (1)	≤ 0.13
N-NH ₄ ⁺ (mg/L) (2)	≤ 1
pH *(2)	6 - 9
Taxa de saturação de oxigénio (%) (2)	60 - 120
Oxigénio dissolvido (mg/L) (2)	≥ 25
Carência bioquímica de oxigénio (CBO ₅) (mg/L) (2)	≤ 6

1 - Média Anual

2 - 80% das amostras se a frequência for mensal ou superior

* Os limites indicados poderão ser ultrapassados caso ocorram naturalmente

Tabela X- valores-limite dos parâmetros físico-químicos medidos na água de acordo com Feio *et al.* (2013)

Parâmetros físico-químicos	Valores limite (todos os tipos exceto RM5)	Valores limite (tipo RM5)
N-NH ⁺ (mg/L)	≤ 0.09	
NO ₃ ⁻ (mg/L)	≤ 1.15	
P-Total (mg/L)	≤ 0.07	
P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	≤ 0.06	
Taxa de saturação de oxigénio (%)	73.72–127.92	60.34–127.92

Também neste 2º passo foi efetuada a análise de *land use* utilizando para tal os critérios do grupo de trabalho do MedGIG para a bacia de drenagem. Desta forma, foi fator de exclusão de um local como local de referência sempre que a bacia de drenagem da massa de água segundo a delimitação do artº 13º da DQA não cumpria com os seguintes critérios: % de áreas artificiais ≤1; % de agricultura extensiva ≤32% de agricultura intensiva ≤11 e % de áreas semi-naturais ≥ 68. No entanto, depois de uma primeira avaliação na qual ficaram excluídos vários locais, alguns destes voltaram a ser considerados após confrontação com os resultados da análise do segmento e dos físico-químicos. Da mesma forma que alguns locais que não haviam passado no passo 1 por uma pequena margem (considerando que o somatório deveria ser 10, foram reconsiderados aqueles cujo somatório atingiu até 12) no caso dos parâmetros físico-químicos e ocupação do solo ter passado.

5.4 Colheita e processamento de amostras de diatomáceas

5.4.1 Procedimento de amostragem de diatomáceas

A recolha de amostras foi realizada por técnicos com formação adequada, de acordo com as diretrizes nacionais estabelecidas para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais, segundo a diretiva quadro da água (INAG I.P., 2008) e com

a norma europeia para recolha e pré-tratamento de diatomáceas bênticas de rios (CEN, 2003).

As amostras foram colhidas em períodos de caudal constante (esperando-se pelo menos 2 semanas após chuvas intensas). Foram obtidas por raspagem, com uma escova de dentes, dura, de cerca de 5 pedras¹ (de forma a que a superfície colonizada cubrisse aproximadamente 100 cm²). Estas pedras encontradas submersas, entre 10 e 30 cm de profundidade de água, foram escolhidas ao acaso, num segmento da ribeira do local em questão, de cerca de 10 m de comprimento. Foram preferidas as zonas de fluxo turbulento e as zonas não ensombradas. O material raspado foi lavado da sua superfície com água destilada tendo a suspensão resultante, sido imediatamente fixada, com solução de Lugol ácido (0,33%) e armazenada até ao momento do tratamento laboratorial.

5.4.2 Tratamento laboratorial das amostras de diatomáceas

O processamento das amostras que integraram este estudo foi efetuado em 2 fases. Numa 1ª fase que aconteceu respetivamente em 2009 e 2010 (consoante a data de amostragem) foi realizada pelos técnicos da empresa AquaExam e incidiu principalmente nas amostras que integraram os estudos realizados para os PGBH. Houve então uma segunda fase de processamento de amostras (armazenadas desde a sua colheita) que foi realizada em 2012 e incidiu em amostras colhidas apenas em 2010, que foram tratadas pela autora do estudo.

O tratamento a que as amostras foram submetidas, em laboratório, consistiu na remoção do fixador; na oxidação da matéria orgânica para remoção do conteúdo celular das diatomáceas, (necessário a uma identificação adequada das frústulas) e por fim na montagem em preparações definitivas com a resina Naphrax[®] para observação microscópica. Todo o processo foi levado a cabo em conformidade com o que está descrito no Protocolo de amostragem e análise para o Fitobentos - Diatomáceas, para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a diretiva quadro da água (INAG, 2008) e foi realizado de acordo com as exigências europeias (CEN, 2003).

¹ Segundo INAG (2008), pedras são os constituintes do substrato grosseiro com dimensão entre um ovo de galinha e uma folha A4

5.4.2.1 Pré-tratamento das amostras e limpeza das frústulas

O método escolhido foi o do peróxido de hidrogénio, a quente. Em primeiro lugar eliminou-se o fixador, começando-se por retirar uma pequena quantidade de cada amostra (10 ml) após homogeneização da mesma, e colocada num tubo de centrífuga. Então cada um deles foi submetido a centrifugação a 1500 rpm durante 5 min, ao que se seguiu a eliminação do sobrenadante e adição de água destilada, procedimento que se repetiu até a amostra no tubo se apresentar límpida (cerca de 5 vezes). Começou então a oxidação com peróxido de hidrogénio (8 ml) a 37% (depois de já terem sido adicionados 500 microlitros de ácido clorídrico a 37%, para eliminação do material calcário). Os tubos foram, de seguida, mantidos num banho a cerca de 85°C, até já não se detetar matéria orgânica intracelular nas diatomáceas, na observação ao microscópio óptico (cerca de 3 dias). Após deixar sedimentar durante um dia, sem aquecimento, foi-lhes retirado o sobrenadante e adicionado ácido clorídrico (1 ml) mantendo-se durante 2 horas, ao que se adicionaram cerca de 8 ml de água destilada. No dia seguinte retirou-se o sobrenadante e adicionou-se novamente água destilada, procedimento que se repetiu nos 3 dias seguintes.

5.4.2.2 Montagem das preparações definitivas

As diatomáceas foram montadas em preparações definitivas com recurso ao NAPHRAX®, o qual consiste numa resina sintética de elevado índice de refração (1.73). Todo o processo foi efetuado no sentido das preparações apresentarem boa qualidade, tentando-se obter uma distribuição das células o mais aleatória possível e o cuidado de utilizar a suspensão final com uma densidade de células que permitisse a sua contagem e boa identificação.

Começou-se (após homogeneização da amostra) por retirar uma pequena porção da suspensão de diatomáceas, limpas de matéria orgânica, com uma pipeta de Pasteur. Em seguida, deixou-se cair 1 gota numa lamela colocada invertida em cima de uma lâmina. Esta, foi deixada secar durante um dia, à temperatura ambiente, num local limpo. A montagem só foi efetuada quando a suspensão apresentava densidade das valvas não superior a 30 por campo de visão, na observação ao microscópio óptico (ampliação de 400x) da gota após evaporação do líquido. Sempre que a densidade era superior, adicionou-se água destilada e no caso de ser muito inferior, a amostra foi deixada a depositar e posteriormente retirado algum do sobrenadante, ao que se repetiu o procedimento descrito acima.

Posteriormente, aqueceu-se a lâmina até que uma gota do naphrax, à qual havia sido colocada em cima, a lamela com a face contendo as diatomáceas, se espalhasse e formasse bolhas. Pressionou-se a lamela com a amostra virada para a lâmina contendo a resina até que as bolhas de solvente (tolueno) desaparecessem, aquecendo novamente e repetindo 3 a 4 vezes. A montagem foi realizada garantindo que a lamela estava bem fixa e o meio de montagem ficou espalhado até ao bordo da lamela. Após arrefecimento, as preparações definitivas foram verificadas ao microscópio quanto à densidade de valvas. Idealmente deveriam encontrar-se entre 10 e 15 valvas por campo com 1000x. Sempre que existiam demasiadas valvas por campo, repetiu-se a montagem com uma suspensão mais diluída da mesma amostra até se conseguir uma densidade aceitável.

Foram efetuados triplicados das preparações definitivas para cada amostra.

5.5 Estudo das diatomáceas

Todos os aspetos relacionados com a identificação taxonómica e enumeração das proporções relativas dos taxa de diatomáceas em preparações definitivas estiveram em concordância com as indicações para este tipo de trabalhos, tanto a nível nacional como internacional (INAG, I.P. 2008; CEN, 2004). Desta forma foi utilizado um microscópio óptico de campo claro (Leitz® Laborlux K) com contraste de fase equipado com objetiva de imersão (100x). Este possuía ainda uma ocular com escala, calibrada (uma vez que as medições são essenciais para a correta identificação das diatomáceas). Sempre que possível, as diatomáceas foram identificadas até à espécie, sendo que somente em casos excecionais a identificação foi efetuada até ao género.

A identificação e contagem foram efetuadas com a objetiva de 100x. O número de valvas contadas foi no mínimo de 400, de forma a conseguir-se o rigor estatístico necessário (CEN, 2004). Cada preparação foi observada com o cuidado de percorrer toda a zona onde a gota se encontrava e não apenas uma pequena área. O método de contagem consistiu em contar todas as diatomáceas visíveis num campo e seguidamente fazer-se o movimento ao longo de um transecto horizontal num determinado sentido contando campos intercalados até chegar a uma margem e fazer o movimento vertical, passando a fazer o transecto no sentido oposto ao anterior e continuando a contar campos alternados, repetindo-se este procedimento até conseguir um número aceitável e simultaneamente ter percorrido a maior parte da gota. O número de campos não contados, entre cada contado, varia consoante a densidade de indivíduos na preparação.

De forma a eliminar erros de identificação foram excluídos das contagens todos os indivíduos que não se encontravam inteiros. Foram ainda tiradas algumas fotografias das diatomáceas depois de focadas nas preparações definitivas, para, posteriormente, esclarecer dúvidas de identificação com diatomistas mais experientes.

Para a identificação taxonómica foi utilizada uma combinação de fontes de informação. Numa primeira fase, em 2009 e 2010, foram utilizadas apenas as floras consideradas de referência: Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991 a,b) e Prygiel & Coste (2000). Em 2012 e 2013, apesar das identificações terem sido baseadas nesta bibliografia, foi ainda consultada bibliografia adicional mais recente com atualizações na taxonomia de diatomáceas, tais como a flora apresentada para o nosso país em Novais (2011) e para Espanha, em Blanco (2010). Consultou-se ainda, um estudo de diatomáceas bênticas de Espanha (Núñez, 2011) e ainda publicações atuais de revistas: Cejudo-Figueiras, *et al.* (2011); Novais *et al.* (2009); Trobajo *et al.* (2013); também revisões taxonómicas - Lange-Bertalot & Moser (1994); Lange-Bertalot (2001); Werum & Lange-Bertalot (2004) e ainda a lista do *software* OMNIDIA 5.3 (<http://omnidia.free.fr/>) utilizando a base de dados de 2012. Esta última, entre outras informações úteis permite consultar as dimensões das frústulas para cada espécie. No caso dos nomes existentes serem diferentes deu-se preferência à flora de Novais (2011), uma vez que esta, além de muito atual, se refere a Portugal e a sua conceção incluiu também amostras de locais da mesma região deste estudo, e mesmo de locais geograficamente muito próximos. A única exceção foi para os grupos *Fragilaria capucina* (que se decidiu manter na mesma espécie) e para o género *Achnanthydium Kützing*. Para este último, neste estudo optou-se por agrupar as várias espécies relacionadas no nome *Achnanthydium minutissimum (Kützing) Czarnecki s.l.*, Esta escolha foi feita porque devido ao tamanho reduzido e características sobrepostas, ser muito difícil separar corretamente as espécies que fazem parte deste complexo por observação ao microscópio óptico. O grupo de espécies "à volta de" *Achnanthydium minutissimum* (Kützing) Czarn. constitui, segundo Van de Vijver *et al.* (2011), um dos mais complexos grupos de diatomáceas não-marinhas e a sua taxonomia tem sido sujeita a intenso debate. Em 2004, segundo Potapova & Ponader, a sua taxonomia era confusa e mesmo com a maior clarificação conseguida com os recentes trabalhos (e.g. Hlúbiková *et al.*, 2011; Van de Vijver *et al.*, 2011; Novais *et al.*, 2011; Morales *et al.*, 2011) segundo, Hlúbiková *et al.* (2011) a sua taxonomia e identificação permanecem problemáticas.

Os nomes das espécies foram sujeitos a confirmação quanto ao estado de validade e para cada um deles foram utilizados os sinónimos mais recentes, consultando o

"Catalogue of Diatom Names by the California Academy of Sciences" (atualizado a 19 de Setembro de 2011) (<http://research.calacademy.org/research/diatoms/names/>) de forma a evitar a repetição de *taxa* utilizando diferentes sinónimos. No entanto, o próprio *software* OMNIDIA V.5.3 encontra-se preparado para aceitar sinónimos e espécies associadas, indicando o nome mais recente, o que na maioria das vezes coincidia com o resultado da consulta ao site acima mencionado.

Em 2012 e 2013, no âmbito deste estudo, e com o objetivo de se conseguir uma harmonização da taxonomia, as preparações definitivas das amostras que já haviam sido observadas em 2009 e 2010, foram revistas ao microscópio óptico, utilizando a mesma metodologia que foi utilizada nas restantes amostras. No entanto, apenas foram alterados os nomes dos *taxa* que se encontravam em mais de 0.75 % de cada amostra.

5.6 Tratamento de dados

Em cada inventário (correspondendo a cada amostra estudada) foi calculado para cada *taxon* identificado, a abundância relativa expressa em percentagem do número de valvas. De seguida foram eliminados os *taxa* de diatomáceas encontrados em percentagem inferior a 0,75% como forma de minimizar erros por contaminação ou de identificação e porque segundo Pygiel & Coste (2000) tal procedimento deve ser efetuado em cada amostra para se efetuar o cálculo dos índices. Todos os *taxa* identificados foram então ordenados alfabeticamente estando a referida lista apresentada no capítulo 6.2. Posteriormente estes dados foram utilizados para elaborar gráficos e tabelas apresentados em 6.2, de forma a facilitar a leitura da informação, utilizando para isso, principalmente o programa informático Excel, mas também foi utilizado o programa *SPSS*.

5.6.1 Determinação dos índices ecológicos

Com os dados resultantes da enumeração e quantificação dos *taxa* de diatomáceas, obtidos para cada uma das amostras, foram efetuadas determinações dos índices biológicos, utilizando o programa informático OMNIDIA V. 5.3 (Lecoite *et al.*, 1999). Apesar do programa permitir calcular vários índices diferentes, foram considerados apenas o índice CEE - Índice da Comunidade Económica Europeia (Descy & Coste, 1991) e o IPS - Índice de Poluossensibilidade Específica (Cemagref, 1982) (ver capítulo 2.4) por serem os adotados para Portugal pelo INAG para monitorização

ecológica no âmbito da DQA, nomeadamente o IPS para as tipologias S2 e CEE para as restantes tipologias definidas para o Algarve (INAG, I.P., 2009).

Foi também calculado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (Shannon & Weaver, 1963) utilizando o programa informático OMNIDIA V. 5.3 (Lecoite *et al.*, 1999).

Estes índices utilizam as abundâncias relativas dos *taxa* (acima de 0,75% com o objetivo de minimizar a influência de taxa raros e erros de identificação).

O índice da Poluossensibilidade Específica (Cemagref, 1982) segundo INAG, I.P. (2009), deriva diretamente do método de Descy (1979) e tem em conta o "valor indicador" e a "sensibilidade específica" à poluição de todos os *taxa* presentes numa amostra. O resultado deste índice traduz-se em cinco classes de poluossensibilidade que variam entre muito má qualidade (classe 1) e muito boa qualidade (classe 5). Estas são posteriormente transformadas numa escala de 1 a 20 de forma a facilitar as comparações com outros índices. É calculado pela seguinte equação:

$$IPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_j s_j v_j}{\sum_{j=1}^n a_j s_j}$$

onde: a_j é a abundância relativa da espécie j ;
 s_j é o valor de sensibilidade da espécie j face ao grau de perturbação
e v_j é o valor indicador da espécie.

O Índice CEE (Descy & Coste, 1991) baseia-se na utilização de uma tabela de dupla entrada (ver Tabela XI) que inclui 208 *taxa*. Esta tabela é composta por oito grupos de *taxa*, dispostos na horizontal, classificados por ordem decrescente de sensibilidade à poluição e que decrescem do grupo 1 (*taxa* mais sensíveis) ao grupo 8 (*taxa* mais tolerantes). Verticalmente, existem quatro subgrupos de *taxa* (grupos 9 a 12) com elevado valor indicador, ordenados por tolerância crescente à poluição. Os subgrupos incluem *taxa*, com distribuição geográfica mais restrita e estão classificados em função de biótopos definidos pela alcalinidade e mineralização. O primeiro subgrupo compreende *taxa* que preferem as zonas superiores de cursos de águas, ácidos ou alcalinos. O segundo subgrupo engloba *taxa* das zonas médias dos cursos de águas alcalinas, o terceiro contém *taxa* referentes à parte inferior das zonas médias e o último compreende *taxa* das zonas de estuários ou de meios fortemente mineralizados (Morais *et al.*, 2009a).

O valor deste índice é obtido por interseção dos valores dos grupos e subgrupos medianos (aqueles que contém 50% ou mais da abundância dos taxa intervenientes no cálculo), variando de 0 - fortemente poluída, a 10 - ausência de poluição (Almeida, 2001; INAG, I.P., 2009). Este índice foi depois transformado por Descy & Coste (1987-88) de forma a variar entre 1 e 20 para uma melhor compreensão.

Estes índices permitem descrever gradientes de poluição orgânica e inorgânica e discriminar classes de qualidade. São ainda amplamente utilizados a nível europeu, sobretudo o IPS (INAG, I.P., 2009).

Tabela XI - Índice CEE: tabela de dupla entrada para atribuição das pontuações. Fonte: INAG, I.P. (2009)

		Grupos ordenados por sensibilidade à poluição							
		Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5	Grupo 6	Grupo 7	Grupo 8
Subgrupos	Subgrupo 9	10	9	8	7	6	5	4	3
	Subgrupo 10	9	8	7	6	5	4	3	2
	Subgrupo 11	8	7	6	5	4	3	2	1
	Subgrupo 12	7	6	5	4	3	2	1	0

O Índice de Shannon-Wiener (H') é muito usado (e.g. Reiss & Kroncke, 2005) e foi desenvolvido por Shannon (1948) in Washington (1984) como:

$$H' = - \sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N}$$

onde: s é o número de espécies, n_i é o número de espécimes da espécie i , e N é o número total de espécimes.

5.6.2 Análises multivariadas

As análises multivariadas foram efetuadas utilizando o programa informático PRIMER 6 - *Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research* (Clarke & Gorley, 2006) (V.6.1.13) & PERMANOVA+ (V1.0.3). Utilizaram-se as análises MDS - *Non-metric Multi-Dimensional Scaling* (Clarke, 1993) e a análise CLUSTER - *Hierarchical clustering into sample*, no sentido de se visualizar graficamente a similaridade entre amostras de diatomáceas e por fim, a análise PCA - *Principal Component Analysis* (análise por componentes principais) para tentar perceber relações entre a composição em espécies e algumas variáveis ambientais.

Em primeiro lugar utilizaram-se os dados originais de abundâncias relativas de cada *taxon* para cada uma das 72 amostras (total das amostras incluindo as do ano 2009 e

as do ano 2010). Esta matriz era composta por 104 *taxa* (ver tabela XI com os *taxa* encontrados neste estudo) e constituída por percentagens de abundância relativa de *taxa* por amostra. Foi então criada uma matriz triangular de similaridade de *Bray-Curtis*. Na matriz triangular de similaridades a relação entre cada 2 amostras é traduzida por um coeficiente que mede a similaridade na composição em espécies (Clarke, 1993). Seguiu-se então uma análise MDS para mostrar as interações da amostra e uma análise aglomerativa hierárquica de *clustering (usando group average linking)* que é apresentado na forma de um dendrograma, para melhor identificar as separações entre amostras.

As diferenças estatísticas entre espécies das comunidades de diatomáceas de locais impactados e não impactados e entre o ano 2009 e 2010 foram testadas com uma análise de variância permutacional multivariada baseada na distância: análise PERMANOVA (*permutational multivariate analysis of variance*) utilizando o *software* PRIMER 6 (Clarke & Gorley, 2006). Esta análise efetua o cálculo da distância de *Bray-Curtis* entre amostras. As diferenças estatísticas são consideradas significantes quando $P < 0,05$. A hipótese nula testada foi: não existem diferenças entre os grupos estabelecidos com as abundâncias relativas.

De seguida, repetiu-se o procedimento para as amostras dos locais de referência determinados neste estudo (26 amostras de 2010 e apenas 14 de 2009, dos mesmos locais) utilizando igualmente o programa PRIMER 6 para realizar a MDS. Esta foi aplicada a uma matriz triangular de similaridade de *Bray-Curtis*, seguida de uma análise aglomerativa hierárquica de *clustering (usando group average linking)*. Os grupos de amostras obtidos foram então testados quanto à sua "robustez", ou seja, em relação às diferenças estatísticas, entre eles, novamente com uma análise permutacional multivariada de variância baseada na distância: análise PERMANOVA utilizando o *software* PRIMER 6 (Clarke & Gorley, 2006).

Foram ainda testados para relacionar os grupos biológicos criados com fatores abióticos os seguintes fatores: área da bacia hidrográfica (pequena/média/grande); altitude (baixa/média/grande); tipo de regime hidrológico (temporário/permanente); geologia simplificada (metasedimentar ou sedimentar-detrítica ou vulcano-sedimentar ou sedimentar-carbonatada); precipitação média (elevada/media/baixa) e tipologia INAG e tipologia de acordo com a segunda parte do exercício de intercalibração (IC2).

Para determinar possíveis relações entre os dados abióticos foi ainda aplicada uma análise PCA - Análise em componentes principais (em inglês - *Principal Component Analysis*). Para tal, criou-se uma matriz que incluiu os dados das amostras de

referência de ambos os anos. Foram analisadas as relações entre os seguintes parâmetros abióticos (climáticos e hidromorfológicos):

- altitude; área da bacia hidrográfica; temperatura média anual; precipitação média anual¹ (precipitação média anual em ano seco para amostras de 2009 e precipitação média anual em ano húmido para as amostras de 2010); declive; alcalinidade total (mg/l CaCO₃); dureza total (mg/l CaCO₃); caudal líquido (m³/s); pH e condutividade a 20°C (µs/cm).

Os parâmetros área da bacia hidrográfica, altitude, precipitação média em ano seco e precipitação média em ano húmido, temperatura média anual, temperatura máxima anual, temperatura mínima anual e geologia simplificada foram obtidos diretamente em ambiente SIG, através dos dados existentes na ARH Algarve provenientes da informação produzida no âmbito do Plano de gestão de Região Hidrográfica para a RH8 (Administração da Região Hidrográfica do Algarve, I.P., 2011).

6 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

6.1 Os locais de referência

6.1.1 Resultados da caracterização das bacias hidrográficas

Os valores calculados quanto ao uso dos solos são apresentados nos gráficos das figuras 14, 15, 16, 17. Estão apresentados em percentagem da área da bacia hidrográfica. As linhas vermelhas traduzem os limites de aceitação da massa de água como de referência.

¹ precipitação média anual (para anos seco e húmido) resulta de cálculos das normais climatológicas.

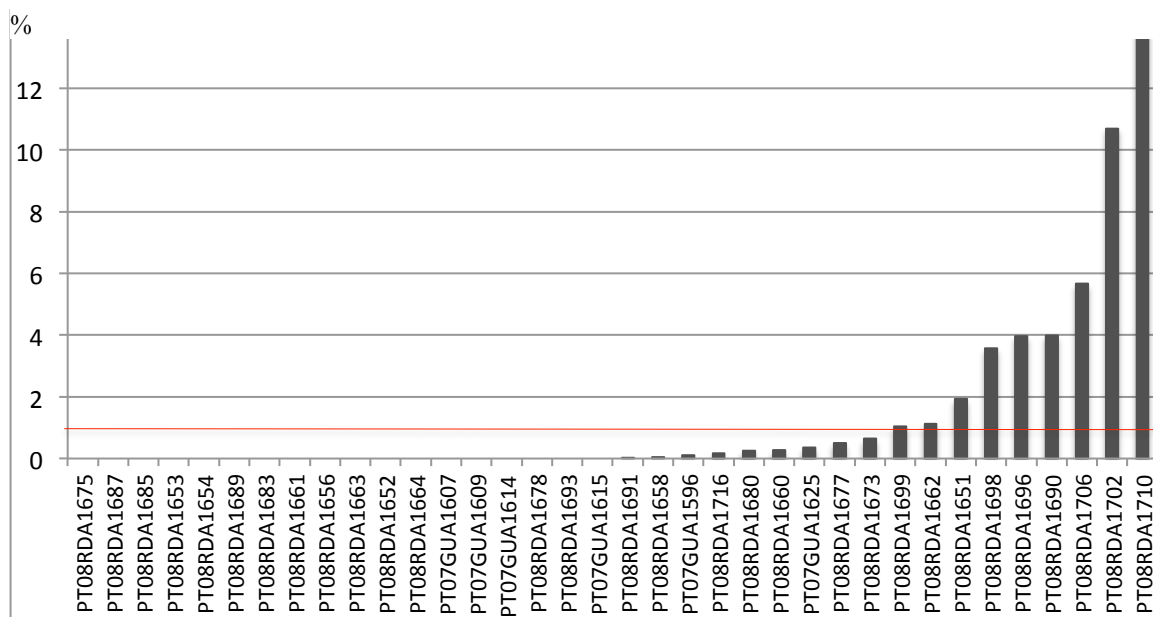


Fig.14 - Percentagens de áreas artificiais nas bacias das massas de água correspondentes aos locais de amostragem. A linha vermelha traduz o limite de aceitação (são aceites as que se encontram abaixo desta) das bacias hidrográficas correspondentes às massas de água em questão

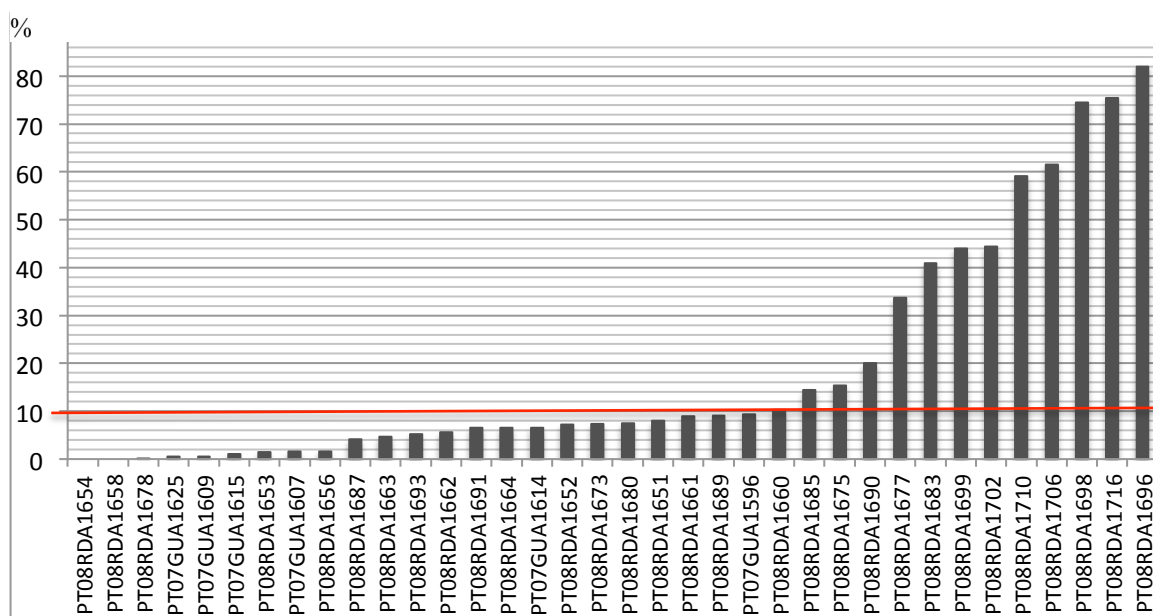


Fig.15 - Percentagens de agricultura intensiva nas bacias das massas de água correspondentes aos locais de amostragem. A linha vermelha traduz o limite de aceitação (são aceites as que se encontram abaixo desta) das bacias hidrográficas correspondentes às massas de água em questão

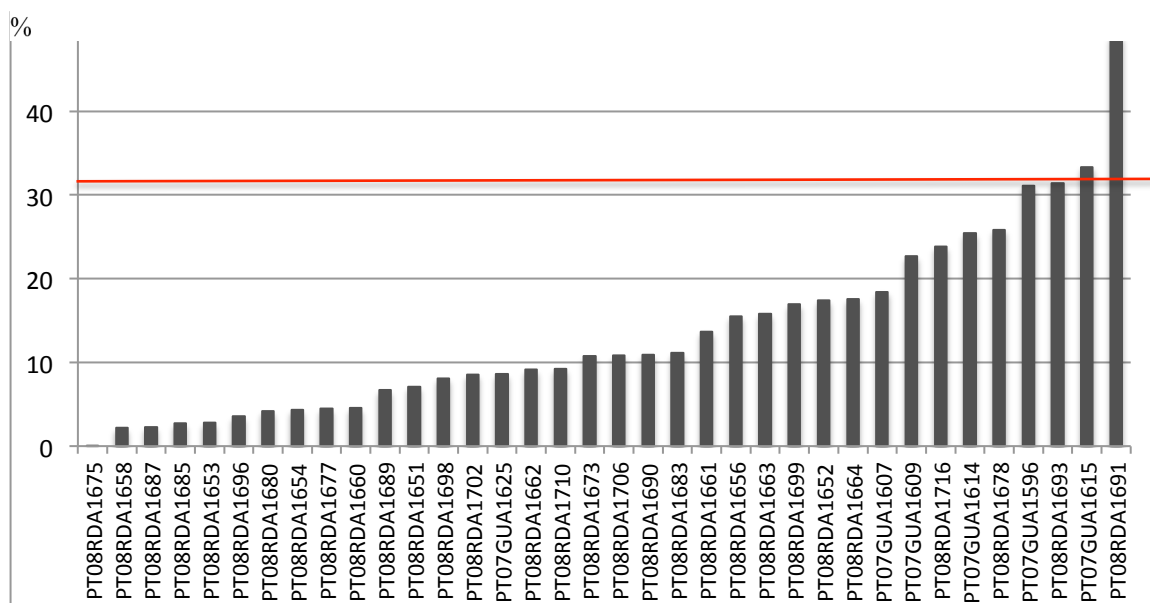


Fig.16 - Percentagens de agricultura extensiva nas bacias das massas de água correspondentes aos locais de amostragem. A linha vermelha traduz o limite de aceitação (são aceites as que se encontram abaixo desta) das bacias hidrográficas correspondentes às massas de água em questão

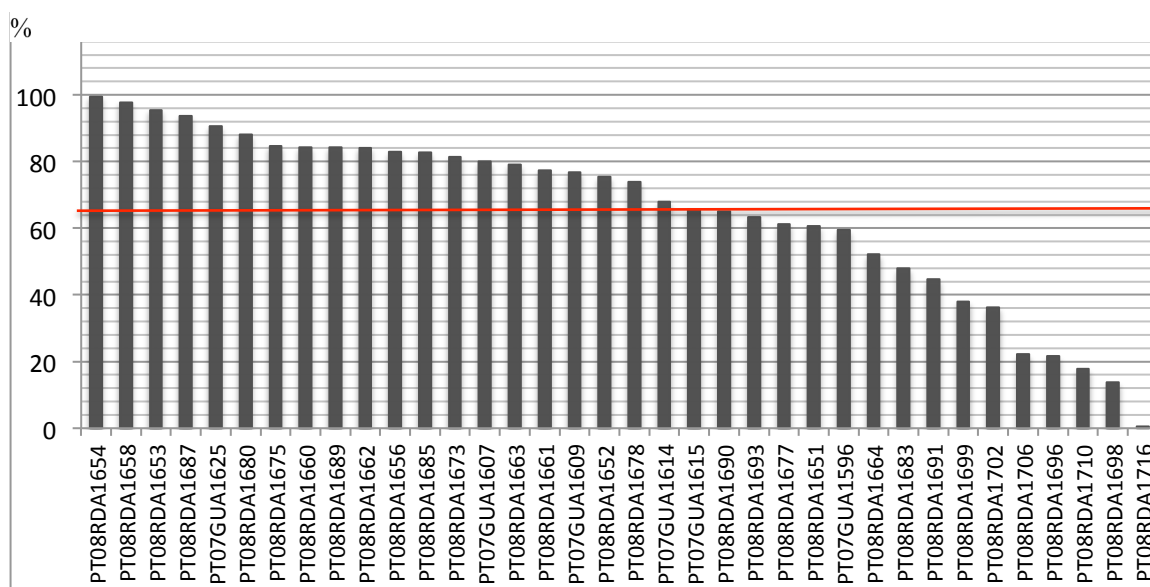


Fig.17 - Percentagens de áreas naturais e semi-naturais nas bacias das massas de água correspondentes aos locais de amostragem. A linha vermelha traduz o limite de aceitação (são aceites as que se encontram acima desta) das bacias hidrográficas correspondentes às massas de água em questão

Os locais que não passaram na seleção pelo critério da ocupação do solo na bacia de drenagem (ver gráficos das figuras 14, 15, 16, 17) mas que devido à confrontação com os resultados da análise físico-química e do segmento, foram selecionados como local de referência são os seguintes: seleção dos que não passariam devido a excederem os limites para agricultura intensiva - Ponte de Querença (14,5%) e Fonte da Benémola (33,7%); agricultura extensiva - Ponte Monte dos Fortes (33,3%) e por

areas semi-naturais - Ponte Monte dos Fortes (65,6%); Bodega e Carcavaia (63,3%), Fonte da Benémola (61,3%) e Courela (59,47%).

Na tabela XII estão indicados, os locais de referência identificados, tanto para as amostras de 2009, como para as de 2010, segundo o procedimento descrito no capítulo 5.

Tabela XII- Locais de referência identificados no presente estudo

Nome do local e nome abreviado	Linha de água	Bacia hidrográfica	Código massa água (INAG)	Região hidrográfica	Tipologia de Portugal ¹	tipo de monitorização na Rede da ARH Alg.	Data amostra
Aljezur Sul (Aljz)	R. das Alfambras	R. das Alfambras	PT08RDA1660	RH8	S1; ≤ 100	Vigilância	2009/2010
Ameixial (Amx)	R. do Vascãozinho	R. do Vascãozinho	PT07GUA1607	RH7	S1; ≤ 100	Vigilância	2010
Azilheira (Azi)	R. de Odelouca	R. de Odelouca	PT08RDA1656	RH8	S1; ≤ 100	Vigilância	2009/2010
Canafechal (Cana)	R. de Arão	R. de Arão	PT08RDA1689	RH8	S1; ≤ 100	Vigilância	2009/2010
Carcavaia (Crv)	R. do Alportel	R. do Alportel	PT08RDA1693	RH8	S1; ≤ 100	Vigilância	2009/2010
Cerro do Porto (CPor)	R. de Odeleite	R. de Odeleite	PT07GUA1625	RH7	S1; ≤ 100	Vigilância	2009/2010
Curral Boeiros (Cboi)	R. de Almargem	R. de Almargem	PT08RDA1691	RH8	S1; ≤ 100	Vigilância	2010
Mestras (Mest)	R. da Foupana		PT07GUA1609	RH7	S1; ≤ 100	Vigilância	
São Miguel Norte (SMiN)	R. Seca	R. de Seixe	PT08RDA1652	RH8	S1; ≤ 100	Vigilância	2009/2010
Bodega (Bod)	R. do Alportel	R. do Alportel	PT08RDA1693	RH8	S1; >100	Vigilância	2010
Courela (Cour)	R. do Vascão	R. do Vascão	PT07GUA1596	RH7	S1; >100	Vigilância	2009/2010
Ponte Foupana (Foup)	R. da Foupana	R. de Odeleite	PT07GUA1614	RH7	S1; >100	Operacional	2010
Pte. Monte dos Fortes (PMFt)	R. de Odeleite	R. de Odeleite	PT07GUA1615	RH7	S1; >100	Vigilância	2009/2010
Tavilhão (Tavi)	R. do Vascão	R. do Vascão	PT07GUA1596	RH7	S1; >100	Vigilância	2009/2010
Covão da Serva (CSer)	R. Seixe	R. Seixe	PT08RDA1653	RH8	S2	locais inéditos	2010
Forninhos (Forn)	R. de Odelouca	R. de Odelouca	PT08RDA1663	RH8	S2	Vigilância	2009/2010
Foz da Ribeira da Perna Seca (RPer)	R. Seixe	R. Seixe	PT08RDA1653	RH8	S2	locais inéditos	2010
Foz da Ribeira do Lameiro (RLam)	R. Seixe	R. Seixe	PT08RDA1654	RH8	S2	locais inéditos	2010

¹ atribuída pelo INAG

Foz do Besteiro (FBest)	R. Seixe	R. Seixe	PT08RDA1653	RH8	S2	locais inéditos	2010
Monte das Laranjeiras (MLar)	R. Seixe	R. Seixe	PT08RDA1653	RH8	S2	locais inéditos	2010
Passil (Pass)	R. da Cerca	R. da Cerca	PT08RDA1658	RH8	S2	Vigilância	2009/2010
Reguengo (Reg)	R. de Seixe	R. de Seixe	PT08RDA1653	RH8	S2	Vigilância	2009/2010
Ribeira Grande (RGra)	R. Seixe	R. Seixe	PT08RDA1653	RH8	S2	locais inéditos	2010
Fonte da Benémola (Fben)	R. da Benémola	R. da Fonte Menalva	PT08RDA1677	RH8	S4	Vigilância	2009/2010
Ponte de Querença (PQu)	R. das Mercês	R. das Mercês	PT08RDA1685	RH8	S4	Vigilância	2009/2010
Ribeira do Falacho (Fich)	R. do Falacho	R. do Almarjão	PT08RDA1687	RH8	S4	Operacional	2010

Foram encontrados 26 locais de referência. Em 2009, uma vez que o estudo incluiu menos locais que em 2010, só foram estudados 14 desses 26 locais. Em relação à tipologia pré-definida pelo INAG (ver capítulo 3.2.2), foram selecionados 9 locais da tipologia rios do sul de pequena dimensão (S1; ≤ 100); 5 locais da tipologia rios do sul de média-grande dimensão (S1; > 100); 9 locais da tipologia rios montanhosos do sul (S2). Por fim, para o tipo - calcários do Algarve (S4) só foram encontradas 5 amostras de referência (entre um total de 18 amostras de tipologia S4 estudadas), correspondentes a apenas 3 locais: Ribeira do Falacho 2010; Ponte de Querença 2010; Fonte da Benémola 2010 e Ponte de Querença 2009 e Fonte da Benémola 2009. Este facto deve-se à localização dos S4 ser coincidente com zonas mais densamente povoadas e conseqüentemente onde as pressões são maiores.

6.2 As espécies encontradas

Após ter sido obtida a abundância relativa de espécies para cada amostra, foram selecionados apenas os *taxa* de diatomáceas presentes numa percentagem superior a 0,75% em cada inventário. Os *taxa* (que correspondem essencialmente a espécies) foram então ordenados alfabeticamente estando a referida lista apresentada na tabela XIII. As siglas que precedem os nomes são correspondentes aos códigos de 4 letras utilizados pelo *software* OMNIDIA V. 5.3 (Lecoite *et al.*, 1999).

Tabela XIII- lista de taxa encontrados com abundância superior a 0,75% em pelo menos uma das amostras estudadas

ACHS	<i>Achnanthes sp.</i>
ADMI	<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki s.l.
APEL	<i>Amphipleura pellucida</i> Kützing
AEXM	<i>Amphora eximia</i> J. R. Carter
AOVA	<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing
APED	<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow
BNEG	<i>Brachysira neglectissima</i> Lange-Bertalot
BNEO	<i>Brachysira neoexilis</i> Lange-Bertalot
CEUG	<i>Cocconeis euglypta</i> Ehrenberg
CLNT	<i>Cocconeis lineata</i> Ehrenberg
CPED	<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg
CPLA	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>placentula</i>
COPL	<i>Cocconeis pseudolineata</i> (Geitler) Lange-Bertalot
CMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing
CAFF	<i>Cymbella affinis</i> Kützing
CAEX	<i>Cymbella excisa</i> Kützing
CHEL	<i>Cymbella helvetica</i> Kützing
CPPV	<i>Cymbella perparva</i> Krammer
CBNA	<i>Cymbopleura naviculiformis</i> (Auerswald) Krammer var. <i>naviculiformis</i>
DVUL	<i>Diatoma vulgare</i> Bory
ENVE	<i>Encyonema ventricosum</i> (C. Agardh) Grunow
ECES	<i>Encyonopsis cesatii</i> (Rabenhorst) Krammer
EHOR	<i>Encyonopsis horticola</i> Van de Vijver & Compère
ENCM	<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer
ECPM	<i>Encyonopsis minuta</i> Krammer & E. Reichardt
ESUM	<i>Encyonopsis subminuta</i> Krammer & E. Reichardt
ECTA	<i>Encyonopsis tavorana</i> Krammer
EOMI	<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot
ESBM	<i>Eolimna subminuscula</i> (Manguin) Moser, Lange-Bertalot & Metzeltin
EADN	<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson
ESOR	<i>Epithemia sores</i> Kützing
EIMP	<i>Eunotia implicata</i> Norpel, Lange-Bertalot & Alles
EMIC	<i>Eunotia microcephala</i> Krasske
EMIN	<i>Eunotia minor</i> (Kützing) Grunow in Van Heurck
ENAE	<i>Eunotia naegeli</i> Migula
FCLE	<i>Fallacia clepsidroides</i> Witkowski
FCCP	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>capitellata</i> (Grunow) Lange-Bertalot
FCGR	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>gracilis</i> (Oestrup) Husted
FCRU	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>rumpens</i> (Kützing) Lange-Bertalot
FCVA	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot
FTEN	<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot
GEXL	<i>Gomphonema exilissimum</i> (Grunow) Lange-Bertalot & E. Reichardt
GGRA	<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg
GMIS	<i>Gomphonema minusculum</i> Krasske
GMIN	<i>Gomphonema minutum</i> (C. Agardh) C. Agardh
GOLI	<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson
GPAP	<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing
GPUM	<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) E. Reichardt & Lange-Bertalot
GROS	<i>Gomphonema rosenstockianum</i> Lange-Bertalot & E. Reichardt
GOMS	<i>Gomphonema species</i>

GTRU	<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg
HVEN	<i>Halamphora veneta</i> (Kützing) Levkov
KOBG	<i>Karayevia oblongella</i> (Oestrup) Aboal
KGES	<i>Kolbesia gessneri</i> (Hustedt) Aboal
MAST	<i>Mastogloia</i> G.H.K. Thwaites ex W. Smith 1856
MPMI	<i>Mayamaea permitis</i> (Hustedt) Bruder & Medlin
MLIN	<i>Melosira lineata</i> (Dilwyn) Agardh
NCAR	<i>Navicula cari</i> Ehrenberg
NCTE	<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot
NGER	<i>Navicula germainii</i> J.H. Wallace
NGRE	<i>Navicula gregaria</i> Donkin
NLAN	<i>Navicula lanceolata</i> (C. Agardh) Kützing
NRAD	<i>Navicula radiosa</i> Kützing
NRCH	<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot
NROS	<i>Navicula rostellata</i> Kützing
NSIA	<i>Navicula simulata</i> Manguin
NASP	<i>Navicula</i> sp.
NSBN	<i>Navicula subalpina</i> Reichardt
NTPT	<i>Navicula tripunctata</i> (O.F. Müller) Bory <i>Navicula aff. tripunctata</i> (O.F. Müller) Bory
NVEN	<i>Navicula veneta</i> Kützing
NVIR	<i>Navicula viridula</i> Kützing) Ehrenberg
NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow
NCPL	<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt
NICN	<i>Nitzschia cf. incognita</i> Legler & Krasske
NCLA	<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch
NCLM	<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch fo. major Hustedt
NDIS	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow
NFIL	<i>Nitzschia filiformis</i> (W. Smith) Van Heurck
NFON	<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow
NFBU	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kütz.) var. <i>bulnheimiana</i> (Rabh.) Grunow
NIFR	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow
NINC	<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow
NLIG	<i>Nitzschia ligowskii</i> Witkowski, Lange-Bertalot Kociolek & Brzezinska
NLIN	<i>Nitzschia linearis</i> (C. Agardh) W. Smith
NMIC	<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow
NNAN	<i>Nitzschia nana</i> Grunow in Van Heurck
NPAL	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith
NPAE	<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow
NREC	<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch in Rabenhorst
NIVA	<i>Nitzschia valdestriata</i> Aleem & Hustedt
PLFR	<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot
PTLA	<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot
RSIN	<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer
RUNI	<i>Reimeria uniseriata</i> Sala, Guerrero & Ferrario
RABB	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot
RADT	<i>Rhoicosphenia adriatica</i> Caput Mihalić & Levkov
RGIB	<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehr.) O. Müller var. <i>gibba</i>
SSEM	<i>Sellaphora seminulum</i> (Grunow) D.G. Mann
SELS	<i>Sellaphora</i> species
SOVI	<i>Surirella ovalis</i> Brébisson
TBCO	<i>Tryblionella constricta</i> (Kützing) Poulin

UACU *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal
 UBIC *Ulnaria biceps* (Kützing) Compère
 UULN *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compère

Ao analisarmos a tabela XIII constatamos que no presente estudo foram encontrados 105 taxa diferentes de diatomáceas, na sua maioria correspondendo a espécies. A espécie referida como *Navicula aff. tripunctata* (O.F. Müller) Bory só foi identificada numa percentagem superior a 0,75% numa das amostras, pelo que para efeito de cálculos foi englobada na designação *Navicula tripunctata* (O.F. Müller) Bory, considerando-se apenas 104 taxa.

No gráfico da fig.18 está indicado o número de amostras em que foi encontrada cada espécie (identificadas com as siglas correspondentes), sempre que esse número foi superior a 2 amostras.

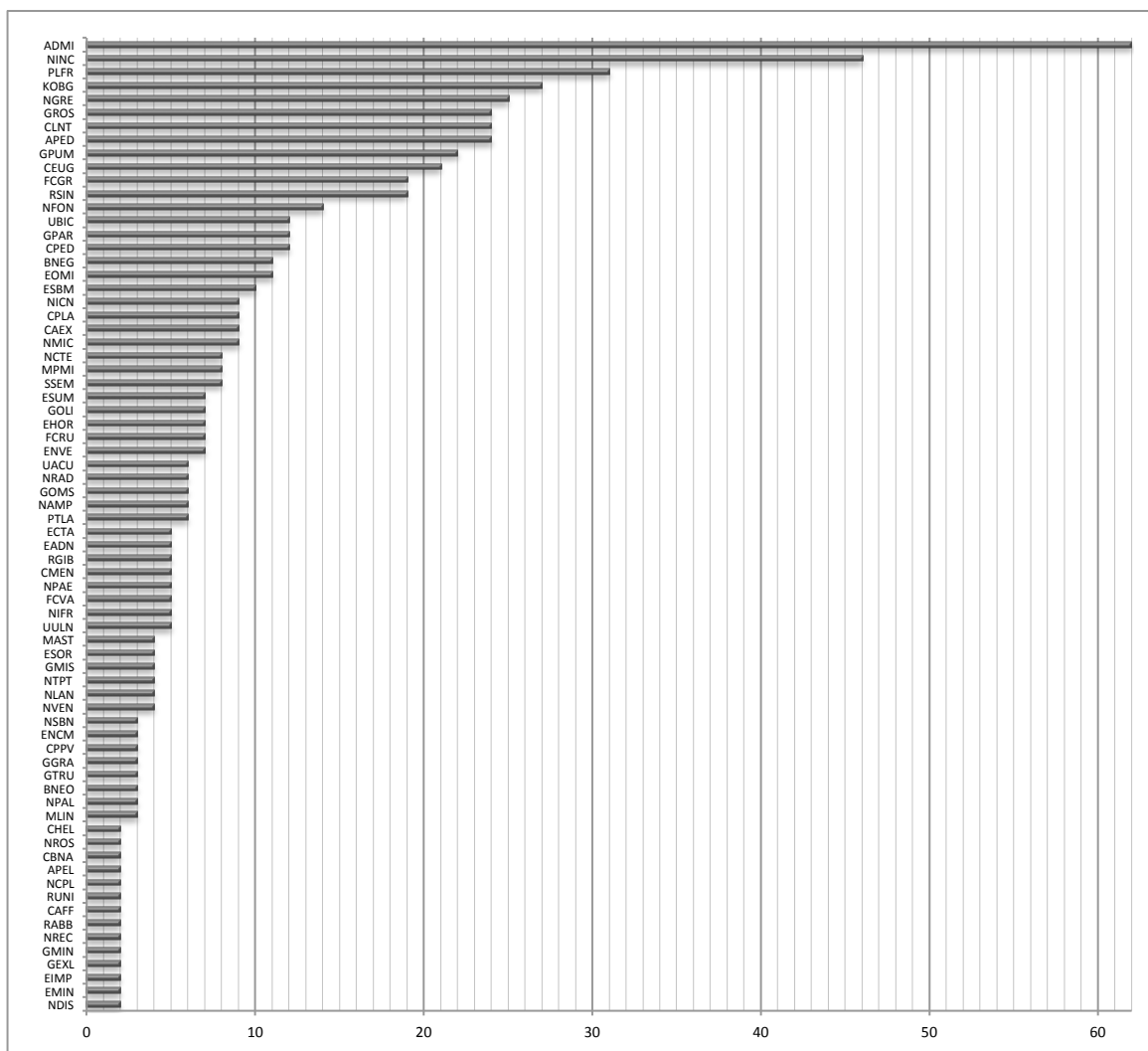


Fig.18 - Número de amostras em que foram identificadas as espécies referidas

Considerando as espécies que foram identificadas em mais de 10% das amostras e ao analisar o gráfico da fig.19, obtemos a seguinte ordenação da mais frequente para as menos frequentes: Em primeiro lugar *Achnantheidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki sl., como espécie mais frequente, estando presente em 62 das 72 amostras (84,9% do total de amostras). A segunda espécie mais frequente foi *Nitzschia inconspicua* Grunow, surgindo em 46 das amostras (63% do total). A terceira, quarta e quinta espécies mais frequentes foram, respetivamente, *Planothidium frequentissimum* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot; *Karayevia oblongella* (Oestrup) Aboal e *Navicula gregaria* Donkin, presentes em 31 (42,5%); 27 (37%) e 25 (34,2%) amostras. Em sexto lugar surgem as espécies *Gomphonema rosenstockianum* Lange-Bertalot & E. Reichardt; *Cocconeis lineata* Ehrenberg e *Amphora pediculus* (Kützing) Grunow, todas presentes em 24 amostras (32,9%). Em sétimo lugar como espécie mais frequente surgiu *Gomphonema pumilum* (Grunow) E. Reichardt & Lange-Bertalot, em 22 das amostras (30,1%), seguida de *Cocconeis euglypta* Ehrenberg, em 21 das amostras (28,8%); *Fragilaria capucina* Desmazieres var. *gracilis* (Oestrup) Hustedt e *Reimeria sinuata* (Gregory) Kociolek & Stoermer em 19 das amostras (26%). Em décimo lugar, foi encontrada *Nitzschia fonticola* Grunow em 14 locais (19,2%). Em décimo primeiro lugar surgem as espécies *Ulnaria biceps* (Kützing) Compère; *Gomphonema parvulum* (Kützing) Kützing e *Cocconeis pediculus* Ehrenberg, encontradas em 12 amostras (16,4%). Em décimo segundo lugar, em 11 amostras foram identificadas as espécies *Brachysira neglectissima* Lange-Bertalot e *Eolimna minima* (Grunow) Lange-Bertalot (15,1% do total das amostras). *Eolimna subminuscula* (Manguin) Moser, Lange-Bertalot & Metzeltin com 10 amostras (13,7%). Em 9 amostras (12,3%) temos *Nitzschia cf. incognita* Legler & Krasske; *Cocconeis placentula* Ehrenberg var. *placentula*; *Cymbella excisa* Kützing e *Nitzschia microcephala* Grunow e em 8 amostras (11%) temos *Navicula cryptotenella* Lange-Bertalot; *Mayamaea permitis* (Hustedt) Bruder & Medlin e *Sellaphora seminulum* (Grunow) D.G. Mann.

Na fig.19 podem ver-se as espécies presentes nas amostras de 2009, pertencentes a locais de referência (em percentagem de locais em relação ao total de locais amostrados nesse ano), identificadas com as siglas correspondentes. Da mesma forma, na fig.20 podem ver-se as espécies presentes nas amostras de 2010, pertencentes a locais de referência.

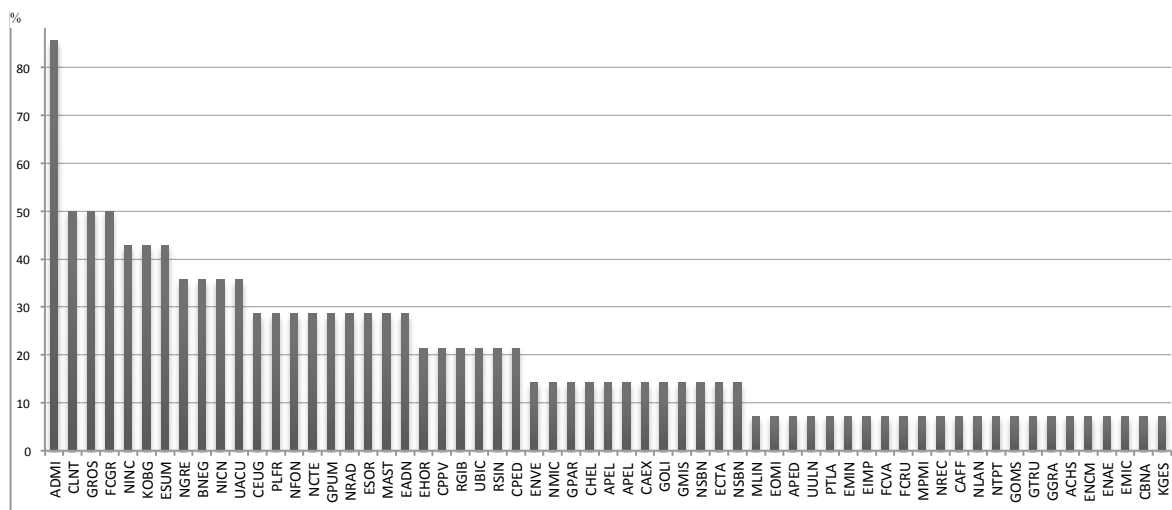


Fig.19 - Espécies presentes nas amostras de 2009 dos locais de referência

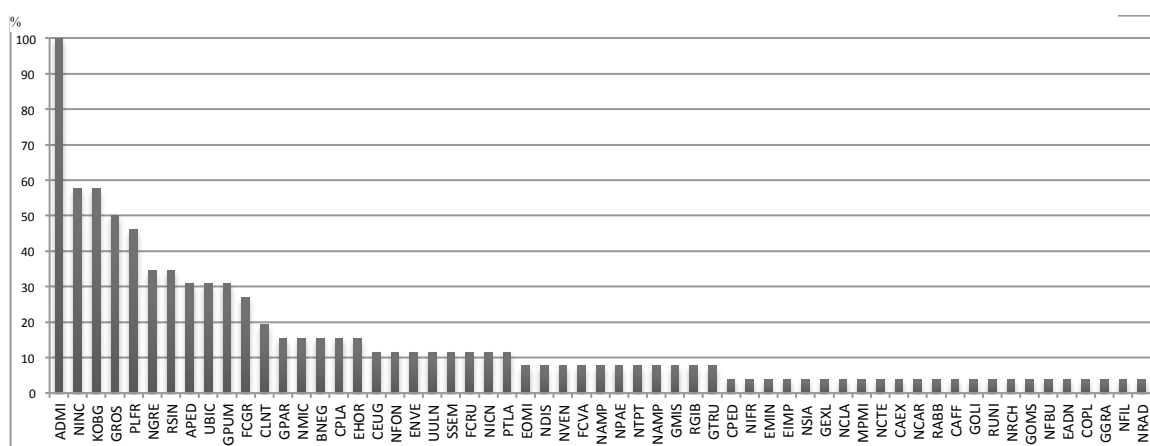


Fig.20 - Espécies presentes nas amostras de 2010 dos locais de referência

Pela análise do gráfico da figura 19, verificou-se que do total das amostras colhidas em 2009, de locais de referência foram identificadas 61 espécies e destas apenas 38 foram encontradas em mais de um local. *Achnantheidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki sl., foi o *taxon* mais frequente, presente em 86% dos locais. As espécies *Cocconeis lineata* Ehrenberg, *Gomphonema rosenstockianum* Lange-Bertalot & E. Reichardt e *Fragilaria capucina* Desmazieres var. *gracilis* (Oestrup) Hustedt foram as segundas mais frequentes, tendo sido encontradas em 50% dos locais. Em terceiro lugar, surgem *Nitzschia inconspicua* Grunow, *Karayevia oblongella* (Oestrup) Aboal e *Encyonopsis subminuta* Krammer & E. Reichardt (43%). Em quarto lugar (presentes em 36% dos locais), foram encontradas as espécies *Navicula gregaria* Donkin; *Brachysira neglectissima* Lange-Bertalot; *Nitzschia cf. incognita* Legler & Krasske e *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal.

Quanto às espécies colhidas em 2010 em locais de referência (ver gráfico da fig.20), verificou-se que foram identificadas 59 espécies, das quais 36 foram encontradas em mais do que um local. Verificou-se que o *taxon* mais frequente continuou a ser *Achnantheidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki sl., estando presente em todos os locais amostrados. Em 2010 as segundas mais frequentes foram *Nitzschia inconspicua* Grunow e *Karayevia oblongella* (Oestrup) Aboal (58%). A terceira espécie mais frequente foi *Gomphonema rosenstockianum* Lange-Bertalot & E. Reichardt (50%). A quarta espécie mais frequente foi *Planothidium frequentissimum* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot (46%).

6.3 Resultados dos índices diatomológicos

No gráfico da fig.21 podem ver-se os resultados do cálculo do índice de diversidade de *Shannon-Wiener* para os vários locais de amostragem, para o ano 2009 e no gráfico da fig.22, para o ano 2010. Os locais de referência encontram-se devidamente assinalados com R.

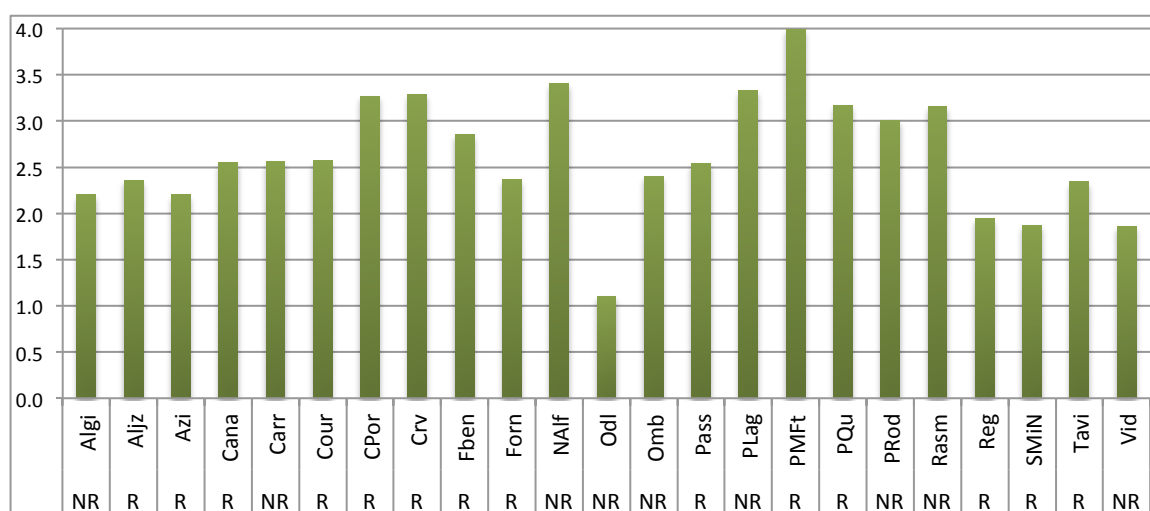


Fig.21 - Índices de Shannon-Wiener obtidos por local de amostragem para o ano 2009

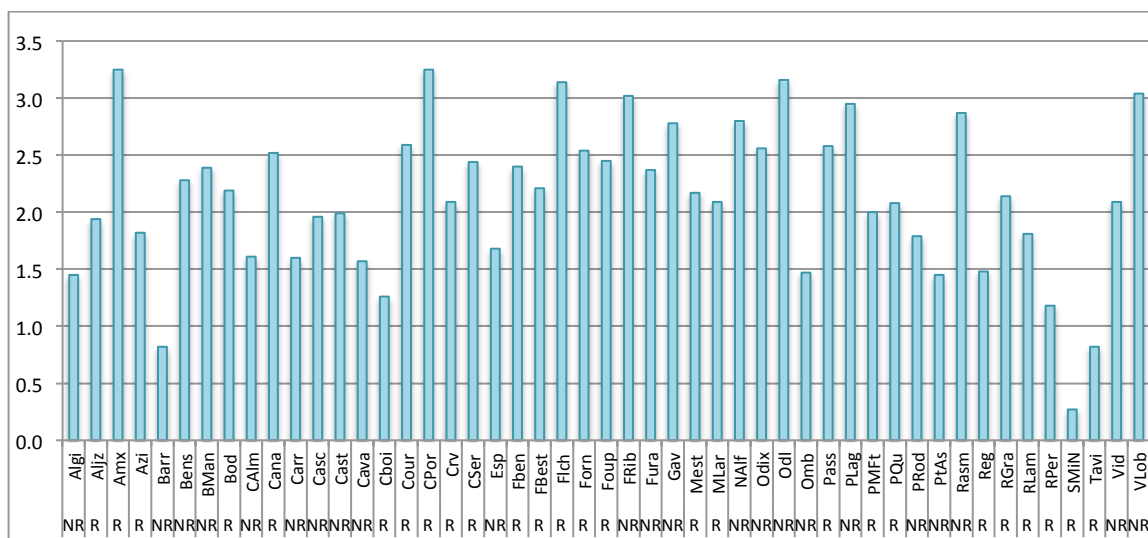


Fig.22 - Índices de Shannon-Wiener obtidos por local de amostragem para o ano 2010

Da observação dos gráficos das figuras 21 e 22, constatou-se que os locais onde a diversidade foi maior são Ponte Monte dos Fortes em 2009 com índice de Shannon-Wiener igual a 4 e Ameixial e Cerro do Porto, em 2010, ambos com 3,3. Sendo o máximo de 2009, 32,5% superior ao de 2010. O mínimo encontrado em 2009 (em Odelouca) foi de 1,10, enquanto o mínimo de 2010 foi de 0,27 em S. Miguel Norte (75,5% inferior). Odelouca, em 2010 passou a ter um valor deste índice dos mais elevados obtidos para esse ano o que deverá estar relacionado com o facto de ter sido identificado como estando localizado numa massa de água fortemente modificada.

Considerando os resultados apresentados nos gráficos das figuras 21 e 22 e calculando médias utilizando os mesmos, a média obtida para o índice de Shannon-Wiener em 2009 foi de $2,62 \pm 0,65$, enquanto em 2010 foi de $2,11 \pm 0,73$ para os mesmos locais amostrados em 2009, e de $2,13 \pm 0,74$ se considerarmos a totalidade das amostras de 2010. Estes resultados traduzem uma maior diversidade de espécies em 2009. Quanto aos locais de referência, considerando todos os locais amostrados, a média foi de $2,67 \pm 0,59$ em 2009 e $2,10 \pm 0,68$ em 2010 ($2,03 \pm 0,77$ se considerarmos apenas os locais em comum com 2009). Em relação aos locais não considerados de referência, neste estudo, a média foi de $2,56 \pm 0,93$ para 2009 e de $2,16 \pm 0,64$ para 2010 ($2,24 \pm 0,70$ se considerarmos apenas os locais em comum com 2009). Desta forma, verificou-se apenas uma ligeira redução de 4,1% do conjunto dos locais de referência para os de não referência, em 2009 e em 2010 houve até um ligeiro aumento deste índice, de 2,8% (9,4% se considerarmos apenas os locais em comum com 2009).

No gráfico da fig. 23 são apresentados os índices de Shannon-Wiener apenas dos locais de referência obtidos para os anos 2009 e 2010, ordenados de forma crescente relativamente a 2009.

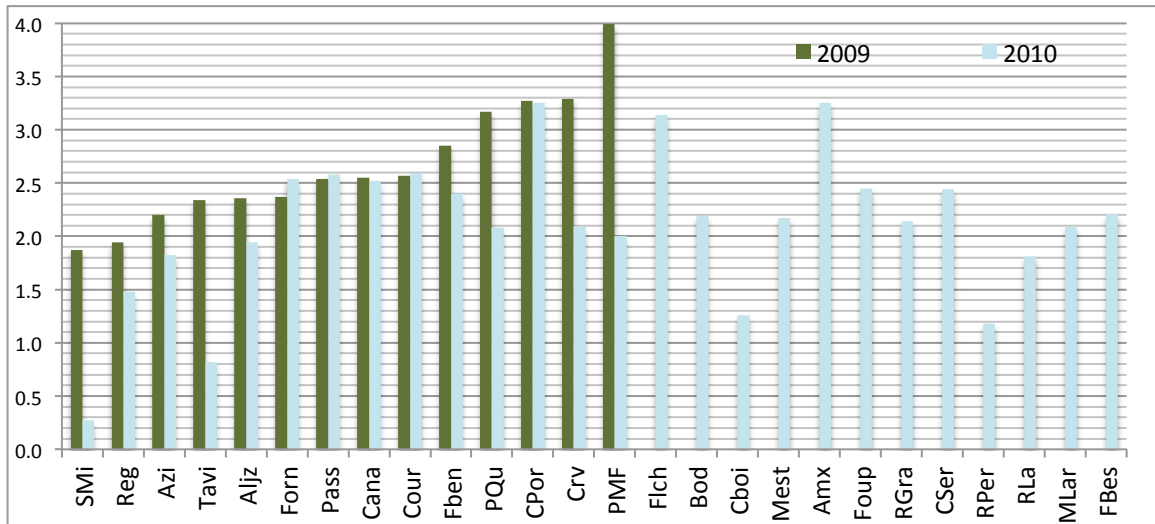


Fig.23 - Índices de Shannon-Wiener dos locais de referência obtidos para os anos 2009 e 2010

Comparando os 2 anos, verificou-se que, de uma forma geral, nos locais de referência a diversidade diminui de 2009 para 2010. Tal só não se verificou em Forninhos e Passil em que sucedeu o inverso, no entanto com uma diferença muito pequena (aumentou cerca de 4% em ambos).

No gráfico da fig. 24 é apresentado um diagrama de caixa de bigodes elaborado com os Índices de Shannon-Wiener obtidos para cada um dos locais em comum, dos anos 2009 e 2010, separados por conjuntos de referência e não referência para cada um dos anos em estudo

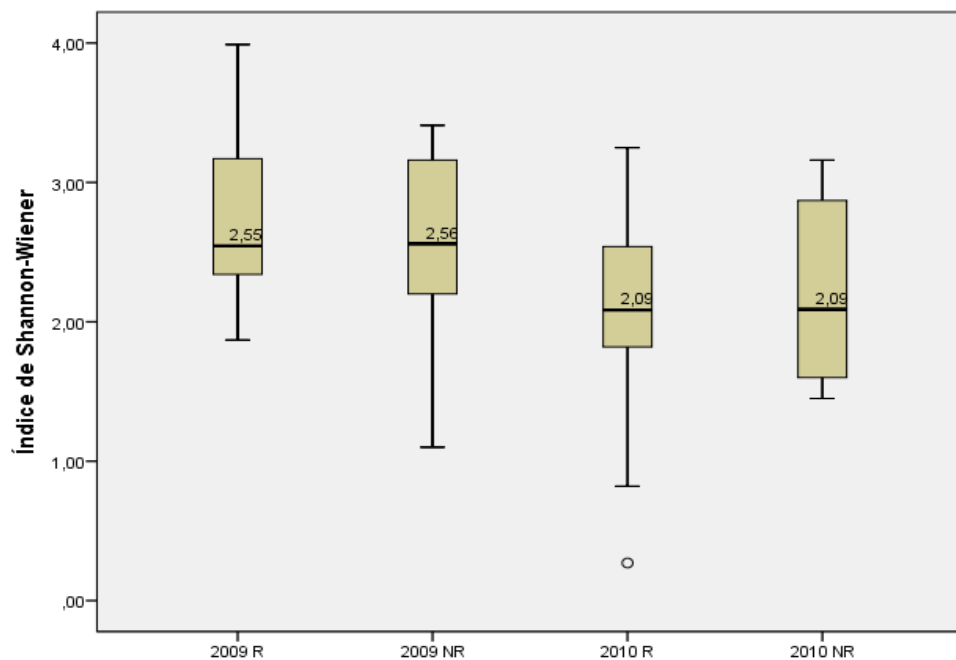


Fig.24 - Diagrama de caixa e bigodes elaborado com os Índices de Shannon-Wiener dos locais em comum de referência e não referência para cada um dos anos 2009 e 2010. Legenda: R = locais de referência; NR = locais de não referência

Da análise do gráfico da fig.24 constata-se que a mediana calculada com os índices de Shannon-Wiener dos locais de referência selecionados para o ano 2009 (2,55) é praticamente igual à mediana calculada com os índices de Shannon-Wiener dos locais de não referência selecionados para o mesmo ano. O mesmo sucede considerando os locais de 2010 em comum com 2009. Ou seja a mediana calculada com os índices de Shannon-Wiener para os locais de referência e a mediana calculada com os locais de não referência, são iguais (2,05). Relativamente à comparação das medianas entre ambos, há uma diminuição ligeira (18,4%) de 2009 para 2010.

Os resultados dos índices IPS e CEE calculados para as amostras de 2009 e 2010 de cada um dos locais estudados, encontram-se indicados na tabela XIV, na qual estão identificados os locais de referência. Também estão indicados os respetivos RQE. Os RQE apresentados foram calculados a partir dos resultados dos índices CEE e IPS, tendo em conta que para os rios montanhosos do sul o INAG selecionou o índice IPS e para os restantes tipos de rios do Algarve, o índice CEE, para o cálculo deste rácio. Os valores de referência utilizados no cálculo foram os indicados pelo INAG para cada tipologia. (Ver capítulo 3.2.4)

Tabela XIV - resultados dos índices CEE, IPS e RQE para todas as amostras estudadas

Nome local	Referências (R)	CEE		IPS		RQE	
		2009	2010	2009	2010	2009	2010
A Norte de Alferce		10,9	8,6	13,5	10,6	0,72	0,57
Algibre		17,9	17,3	17,8	18,7	1,01	0,98
Aljezur Sul	R	18,1	17,2	18,2	17,5	1,02	0,97
Ameixial	R		11,5		13,1		0,65
Azilheira	R	16,4	13,7	18,1	13,2	0,93	0,77
Barreiros			18,1		19,8		1,02
Bela Mandil			6,9		8,6		0,39
Bensafrim			14,3		13,9		0,81
Bodega	R		13,5		11,8		0,76
Canafechal	R	16,6	10,5	16,7	13	0,94	0,59
Carcavaia	R	18,1	14,9	14,9	12,3	1,02	0,84
Carrapateira		15,4	14,3	16,1	16,7	0,87	0,81
Cascalho			13,9		17,5		0,79
Castelo de Paderne			16,6		18,1		0,94
Cavalos			16,8		18,7		0,95
Cerro do Almargem			14,7		16,5		0,83
Cerro do Porto	R	17	16	17,3	16,1	0,96	0,9
Courela	R	19,4	14,5	17,2	13,3	1,1	0,82
Covão da Serva	R		15,4		18,6		0,99
Curral Boeiros	R		13,9		12,2		0,79
Espargal			14,5		16,7		0,82
Fonte da Benémola	R	17	14,5	15	13,2	0,96	0,82
Forninhos	R	17,2	14,3	18,8	15,6	1,01	0,83
Foz da Rib. da Perna Seca	R		16		18		0,96
Foz da Rib. do Lameiro	R		16,2		18,3		0,98
Foz do Besteiro	R		15,8		18,7		1
Foz do Ribeiro			12,2		12,6		0,69
Furadoiro			15,4		17,4		0,87
Gavião de Baixo			12,8		13,2		0,72
Mestras	R		16,2		17,8		0,92
Monte das Laranjeiras	R		16,2		18,5		0,99
Odeáxere			16,2		16		0,92
Odelouca		8,8	6,7	10,2	8,3	0,5	0,38
Passil	R	9,4	11,1	12,6	15,4	0,67	0,82
Ponte da Asseca			17		13,9		0,96
Ponte de Querença	R	17,2	16,4	16,9	18,1	0,97	0,93
Ponte Foupana	R		13,7		11,8		0,77
Ponte Rodoviária		16	17,7	17,4	16,8	0,9	1
Porto de Lagos		4,6	7,7	6	10,4	0,26	0,44
Pte. Monte dos Fortes	R	17,2	13,9	15,7	12	0,97	0,79
Quinta da Ombria		17,7	17,5	17,9	18,2		0,99
Rasmalho		8,8	8,8	11,1	10,9	0,5	0,5
Reguengo	R	16,4	16,2	19,4	18,7	1,04	1
Rib. do Falacho	R		14,3		15,8		0,81
Ribeira Grande	R		13,4		17,3		0,93
São Miguel Norte	R	15,8	13,2	18	17,5	0,89	0,75
Tavilhão	R	18,1	16,8	17,6	19,6	1,02	0,95
Vale de Lobo			12,8		11,6		0,72
Vidigal		13,2	8,6	13,9	10,8	0,75	0,49

A partir dos dados apresentados na tabela XIV para 2009, a média calculada para os índices CEE para os locais de referência foi de $16,7 \pm 2,3$, com um máximo de 19,4 e

um mínimo de 9,4; enquanto a média do índice IPS para os locais de referência foi de $16,9 \pm 1,8$; o máximo de 18,8 e o mínimo de 15. Em relação a 2010, a média calculada para os índices CEE para os locais de referência foi de $14,6 \pm 2,3$, enquanto a média do índice IPS para os locais de referência foi de $15,7 \pm 2,7$. Se considerarmos os locais em comum com 2009, média de $14,5 \pm 2,0$ para o índice CEE e $15,4 \pm 2,6$ para o IPS.

Considerando os dados apresentados na tabela XIV para 2009, relativamente aos locais de não referência, deste estudo e para os índices IPS calculados, a média foi de $13,77 \pm 4,07$, enquanto o máximo foi de 17,9 e o mínimo de 6. Quanto ao índice CEE em 2009 a média foi de $12,59 \pm 4,60$; o máximo de 17,9 e o mínimo foi 4,60. Também para 2010, e para os índices IPS calculados, a média foi de $14,60 \pm 3,53$, enquanto o máximo foi de 19,8 e o mínimo de 8,30. Quanto ao índice CEE em 2010 a média foi de $13,45 \pm 3,77$; o máximo de 18,1 e o mínimo foi 6.

Algibre e Quinta da Ombria destacam-se dos restantes locais de não referência, apresentando índices mais apropriados a locais de referência. Assim, Algibre obteve em 2009, o segundo valor mais alto do índice de IPS (17,8) e o valor mais elevado do índice CEE. Quinta da Ombria, no mesmo ano apresentou o valor mais elevado de IPS e o segundo valor mais elevado de CEE (17,7). Em relação a 2010 Algibre continua a apresentar índices característicos de locais de referência, com IPS de 18,7 (segundo valor mais elevado) e CEE de 17,3 e o mesmo sucedeu para Quinta da Ombria com IPS de 18,2 e CEE de 17,5. Em 2010, também outros locais classificados como não referência apresentaram índices elevados, como Barreiros (com IPS e CEE, respetivamente de 19,8 e 18,1) e Cavalos (com IPS e CEE, respetivamente de 19,8 e 18,1), ambos localizados na ribeira de seixe e Ponte Rodoviária (com IPS e CEE, respetivamente de 17,8 e 16,8).

A partir dos dados disponibilizados na página do INAG referentes às amostragens para início da implementação da DQA, foram calculados índices CEE e IPS para os locais que haviam sido selecionados como de referência. A partir destes dados foram calculadas as medianas que são apresentadas nos gráficos das figuras 25, 26 e 27, com a indicação INAG. Nos mesmos gráficos são apresentadas as medianas calculadas a partir dos índices, IPS (fig.25 e fig.27) e CEE (fig.26) dos locais de referência selecionados no presente estudo.

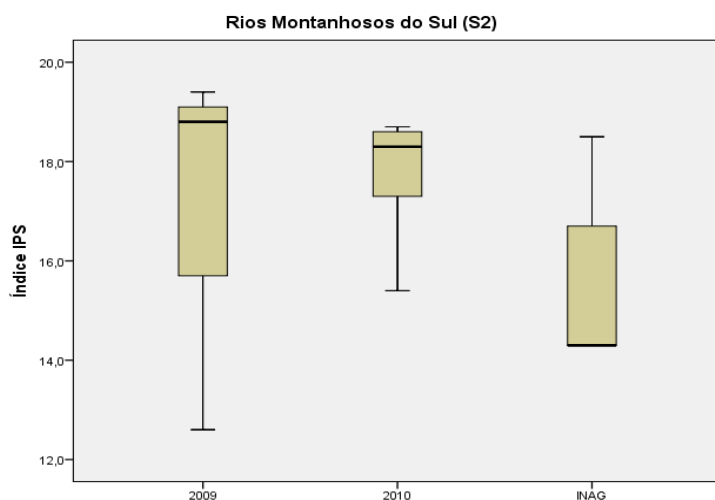


Fig.25 - Diagrama de caixa e bigodes elaborado com as medianas dos Índices IPS obtidos nos locais de referência do tipo S2, para cada um dos anos 2009 e 2010 e mediana dos índices IPS calculados para os locais de referência do tipo S2 selecionados para o Algarve pelo INAG

Para os rios montanhosos do sul, da análise da fig.25, constatamos que a mediana obtida para os índices IPS dos locais de referência com tipologia S2, calculados a partir dos dados de diatomáceas colhidos em 2009 (18,8) e a mediana obtida para 2010 (18,3) foram bastante superiores à mediana calculada tendo por base os locais de referência selecionados para o Algarve, incluídos na tipologia S2.

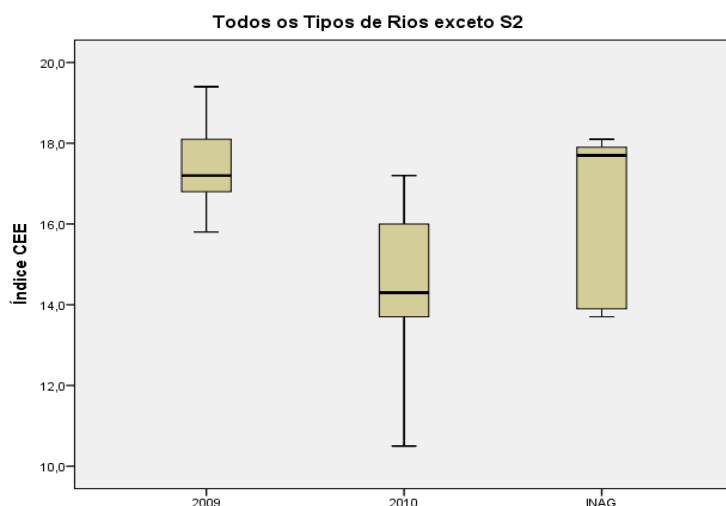


Fig.26 - Diagrama de caixa e bigodes elaborado com as medianas dos Índices CEE obtidos nos locais de referência para todos os tipos de rios, exceto S2, para cada um dos anos 2009 e 2010 e mediana dos índices CEE calculados para os locais de referência para todos os tipos de rios, exceto S2 selecionados para o Algarve, pelo INAG

Da leitura da fig.26, constatamos que a mediana obtida para os índices CEE dos locais de referência de rios de todas as tipologias, exceto S2, calculados a partir dos dados de diatomáceas colhidos em 2009 (17,2) e a mediana (17,7) calculada tendo por base os locais de referência selecionados para o Algarve, pelo INAG incluídos em todas as tipologias exceto S2 são superiores aos valores da mediana obtida em 2010 (14,4).

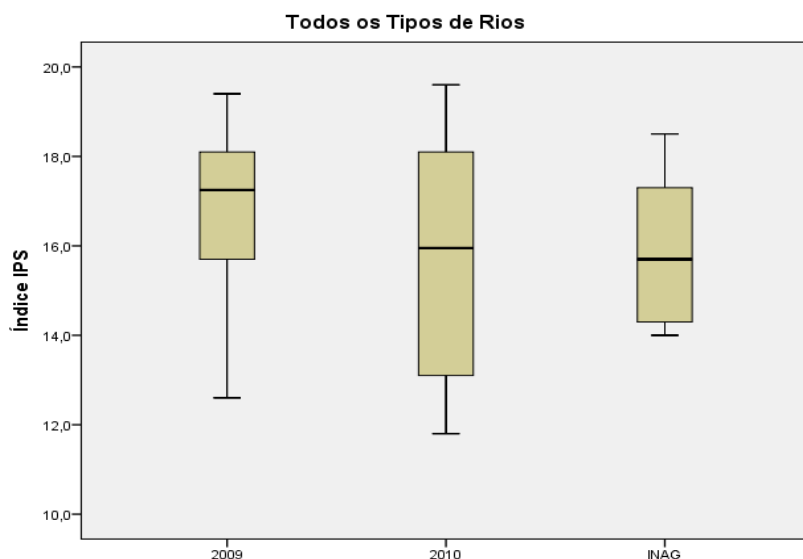


Fig.27 - Diagrama de caixa de bigodes elaborado com as medianas dos Índices IPS obtidos nos locais de referência para todos os tipos de rios, para cada um dos anos 2009 e 2010 e mediana dos índices IPS calculados para os locais de referência para todos os tipos de rios, selecionados para o Algarve pelo INAG

A partir da fig.27, constatamos que a mediana obtida para os índices IPS dos locais de referência de rios de todas as tipologias, calculados a partir dos dados de diatomáceas colhidos em 2009 (17,3) é superior à mediana calculada tendo por base dados de diatomáceas colhidos em 2010 (16) e ambas superiores à mediana dos locais de referência selecionados para o Algarve, pelo INAG (15,7).

Quanto aos RQE (ver tabela XIV), a média para os locais de não referência foi de $0,69 \pm 0,25$ em 2009 e de $0,76 \pm 0,21$ (classificação de bom) em 2010. No entanto se considerarmos os locais em comum foi de $0,64 \pm 0,25$ (classificação de razoável) em 2010.

Os gráficos das figuras 28 e 29 foram elaborados a partir dos dados da tabela XIV e apresentam os RQE para os locais de referência, respetivamente para 2009 e 2010. As classes fronteira apresentadas (linhas amarelas para razoável/mediocre; verdes para fronteira bom/razoável e linhas azuis para fronteira excelente/bom) foram determinadas pelo INAG e validadas pelo exercício de intercalibração (INAG, I.P., 2009).

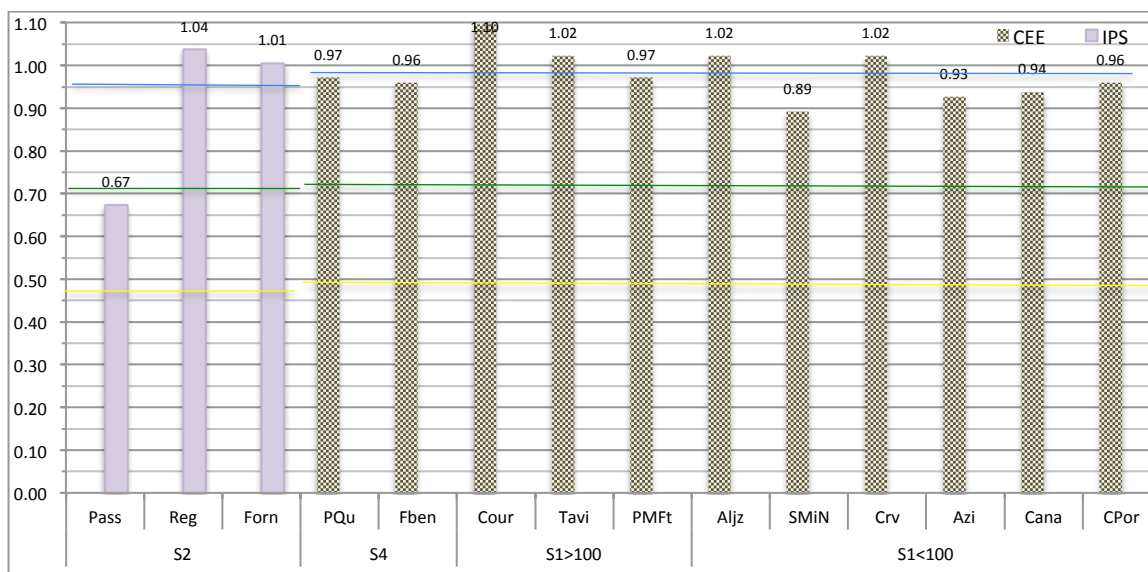


Fig.28 - RQE para cada local de referência do ano 2009 calculado com base no índice CEE ou IPS tal como foi estabelecido para Portugal

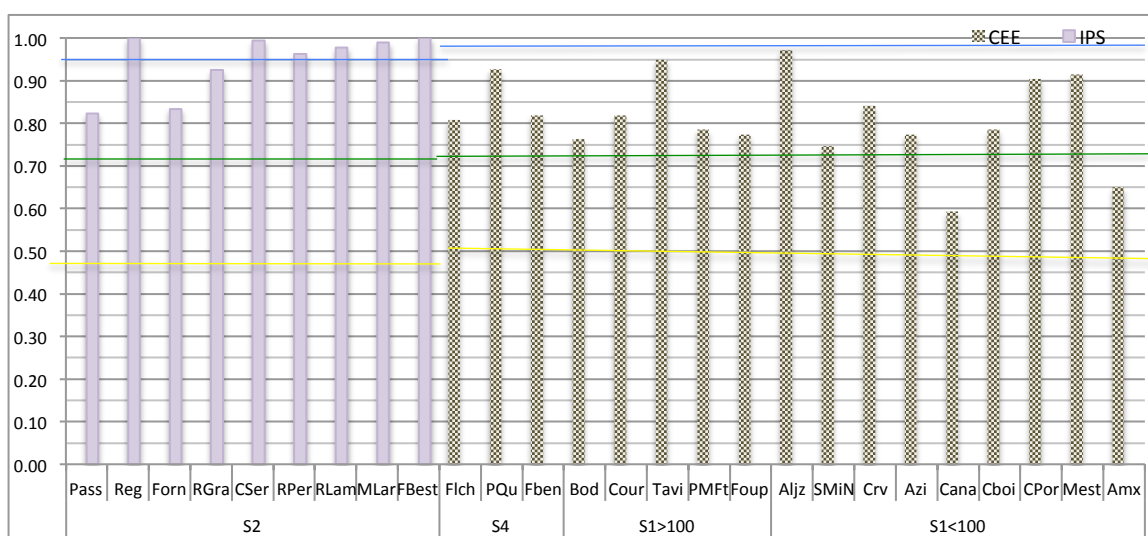


Fig.29 - RQE para cada local de referência do ano 2010 calculado com base no índice CEE ou IPS tal como foi estabelecido para Portugal

Da análise do gráfico da fig.29 podemos constatar que o RQE obtido para Passil (tipologia S2) conferia uma classificação razoável, enquanto que para Ponte Querença e Fonte Benémola (ambos tipologia S4) a classificação seria bom, assim como para Ponte Monte dos Fortes (S1,>100); S. Miguel Norte; Azilheira; Canafechal e Cerro do Porto (todos S1≤100). Da análise do gráfico da fig. 25 podemos constatar que o RQE obtido para Passil, Forninhos e Ribeira grande (tipologia S2) conferia uma classificação bom, assim como os restantes locais ficariam das restantes tipologias. Os únicos locais classificados como excelente seriam Reguengo, Covão da Serva, Foz da Ribeira da

Perna Seca, Foz da Ribeira do Lameiro, Monte das Laranjeiras e Foz do Besteiro, todos de tipologia S2.

Todos os RQE baixaram de 2009 para 2010, exceto o do Passil. Calculando as médias para os locais de referência em que se utilizou o índice IPS (tipologia S2) obteve-se em 2009, $0,91 \pm 0,20$ e em 2010 $0,95 \pm 0,07$ ($0,89 \pm 0,10$ se considerarmos os locais em comum), enquanto para os locais para os quais se utilizou o índice CEE, se obteve $0,98 \pm 0,05$ em 2009 e $0,84 \pm 0,07$ ($0,83 \pm 0,11$ se considerarmos os locais em comum).

No gráfico da figura 30 podem ver-se as espécies dominantes por local, dos locais de referência em comum, respetivamente para o ano 2010 e 2009. A soma das abundâncias relativas destas espécies constituem um mínimo de 50% do total de valvas presentes em cada inventário.

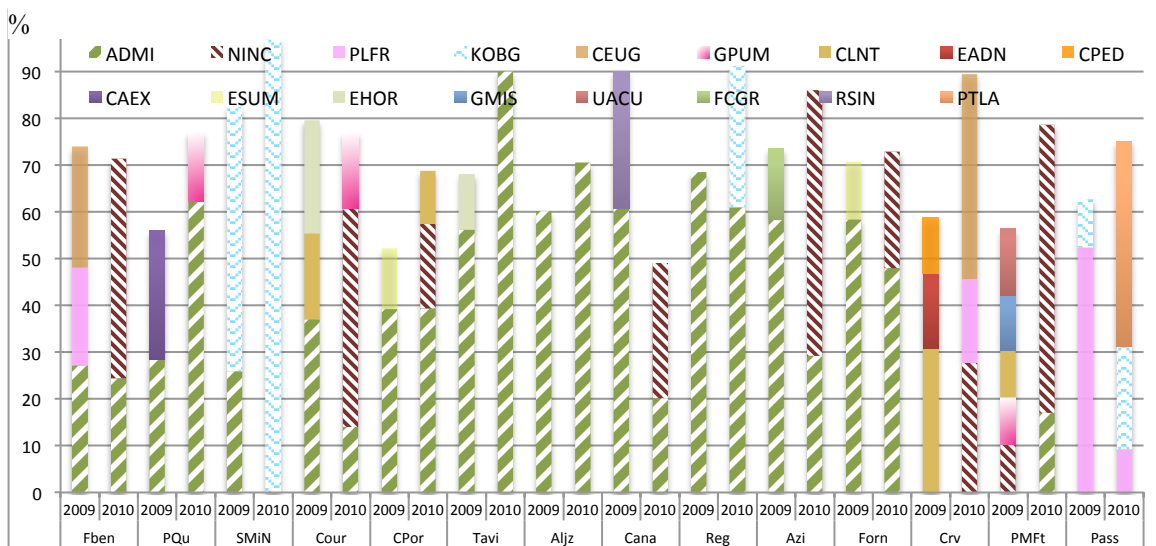


Fig.30 - Taxa dominantes para cada um dos locais de amostragem de referência em comum em 2009 e 2010

São representadas todas as espécies que surgiram em cada amostra em percentagem superior a 10% (exceto para o Passil em que se incluiu também a espécie *Planothidium frequentissimum* Lange-Bertalot com apenas 9%. Pela análise do gráfico da figura 27 verifica-se que o *taxon Achnantheidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki s.l. é o dominante para quase todos os locais de referência. É exceção S. Miguel Norte em que para ambos os anos é evidente a dominância de *Karayevia oblongella* (Oestrup) Aboal ainda que aparecendo *Achnantheidium minutissimum* em segundo lugar em 2009, com menos de metade da amostra. Outras exceções são os casos de

Carcavaia, Ponte Monte dos Fortes e Passil onde não aparece como espécie dominante (a não ser com 17% da amostra composta por 62% de *Nitzschia inconspicua* Grunow colhida em 2010 em Ponte Monte dos Fortes). Em Fonte Benémola, *Achnanthydium minutissimum* surge também em segundo lugar na dominância, com 24% da amostra em que *Nitzschia inconspicua* Grunow é dominante com 47%. Em Ponte Querença aparece em dominância *exaequo* com *Cymbella excisa* Kützing (28%); em Courela, em 2010, *Nitzschia inconspicua* Grunow surge como primeira espécie dominante (47%), seguida de *Achnanthydium minutissimum* (Kützing) Czarnecki s.l. (14%). No Canafechal, em 2010 também passa para segundo em dominância, a seguir a *Nitzschia inconspicua* Grunow (29% e 20% respetivamente). Da análise do gráfico percebe-se facilmente que em muitos dos locais as espécies dominantes não são coincidentes em 2009 e 2010, no mesmo local.

6.4 Resultados das análises multivariadas

A aplicação do coeficiente de *Bray-Curtis* para as amostras provenientes dos locais de referência de diatomáceas do ano 2009 e do ano 2010, em conjunto, permitiu apresentar as amostras segundo a similaridade de diversidade e número de espécimes em cada espécie (abundância relativa) o que se encontra representado no dendrograma das figuras 31 e 32.

Optou-se por não realizar a transformação dos dados, porque desta forma os resultados para a MDS obtinham um nível de *stress* inferior (0,11) ao obtido com qualquer transformação que se efetuasse. O facto dos grupos obtidos sem transformação dos dados serem mais "robustos" que os obtidos quando se efetua qualquer tipo de transformação significa que a separação por grupos é melhor se entrarmos mais em conta com as espécies dominantes e menos com as espécies raras. Isto porque os dados não transformados levam a uma interpretação na qual apenas alguns taxa muito comuns se encontram representados e a sequência de transformação $y^{0,5}$; $y^{0,25}$; $\log y$ e presença/ausência, permite uma progressiva maior contribuição das espécies raras (Clarke, 1993).

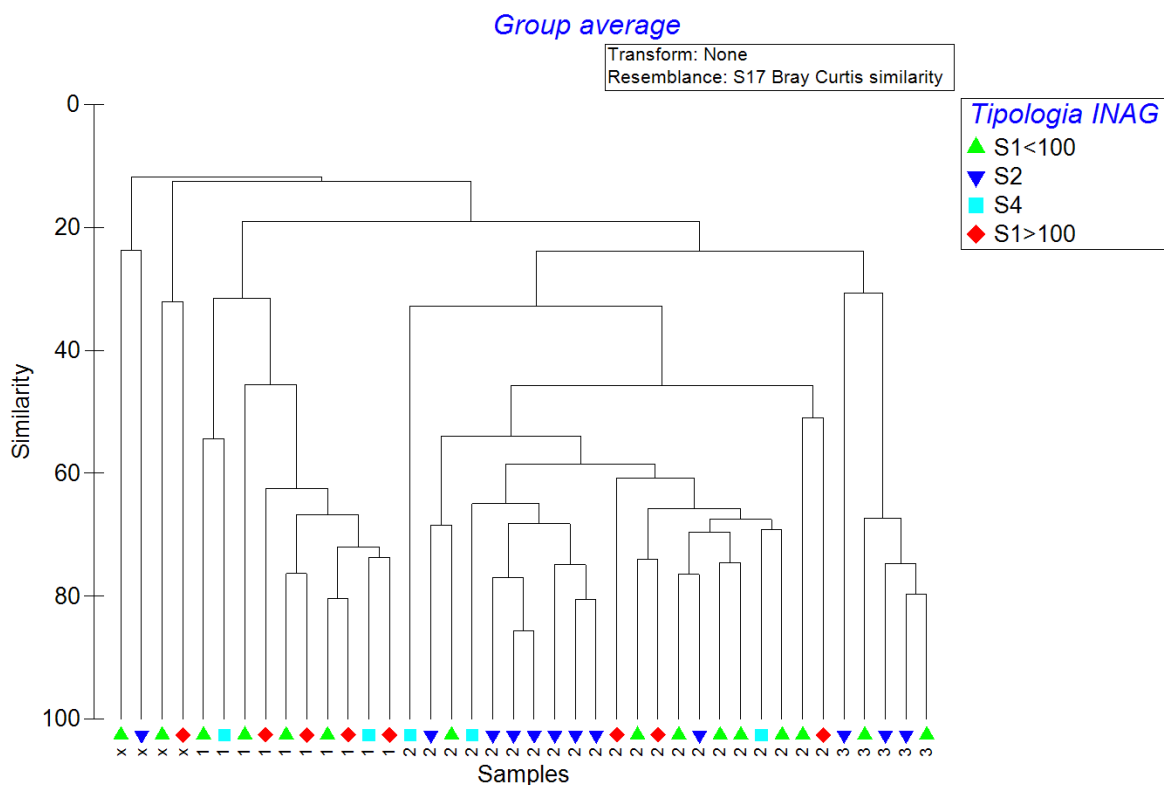


Fig.31 - Dendrograma da análise de cluster baseado na matriz de similaridade de *Bray-Curtis* aplicada às abundâncias relativas de espécies de diatomáceas dos locais de referência, por tipologia INAG, de amostras de 2009 e 2010.

Como resultado da análise de *cluster* realizada para as amostras provenientes dos locais de referência, segundo o dendrograma das figuras 31 e 32, foram identificados 3 grupos de amostras de diatomáceas (incluindo locais de 2009 e de 2010).

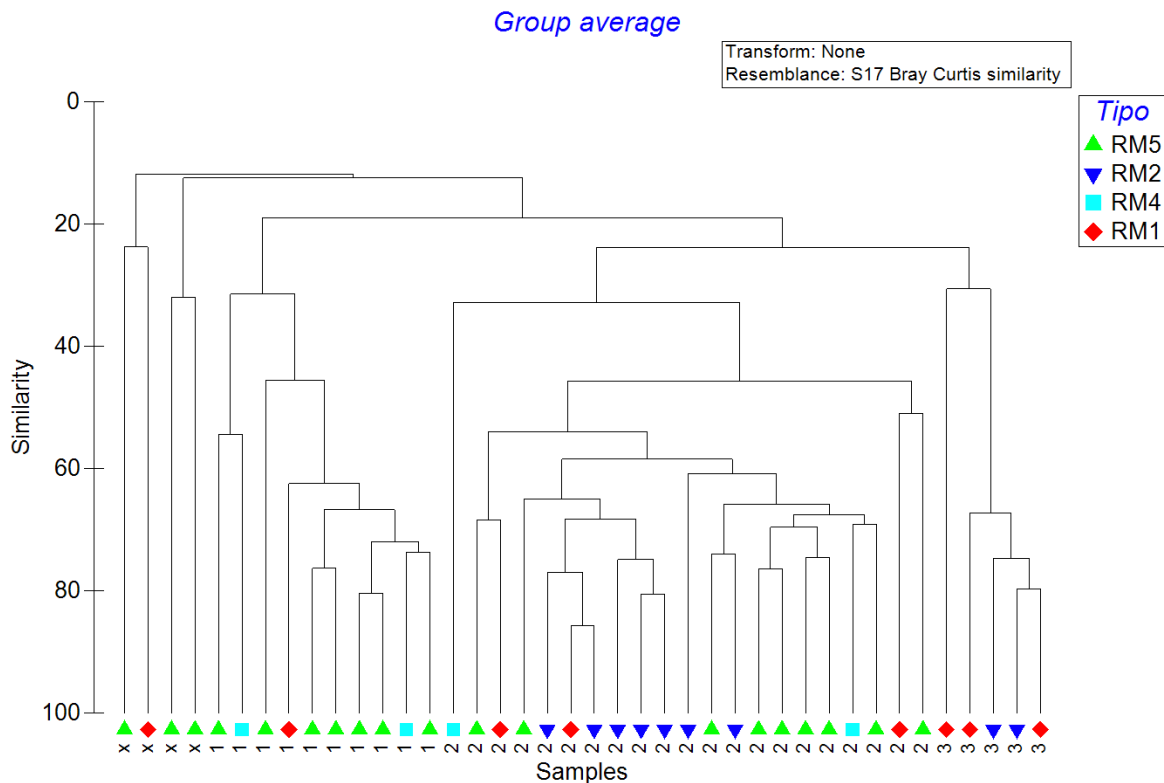


Fig.32 - Dendrograma da análise de *cluster* de *Bray-Curtis* aplicada às abundâncias de espécies de diatomáceas (sem transformação dos dados) dos locais de referência, por tipologia segundo IC2, de amostras de 2009 e 2010.

A análise PERMANOVA aplicada à matriz de similaridade de *Bray-Curtis* criada a partir dos dados de abundâncias relativas correspondentes ao conjunto das amostras de 2009 e 2010, dos locais de referência, mostrou que existiam distâncias estatísticas significativas entre os grupos estabelecidos com as abundâncias relativas ($P < 0,01$), ou seja os grupos 1, 2 e 3 são significativamente diferentes entre si. Desta forma demonstrou-se que os grupos obtidos englobavam amostras que se encontravam altamente correlacionadas. Da análise do dendrograma da fig.31 constata-se que nenhum destes grupos coincide com as tipologias pré-definidas pelo INAG para os locais correspondentes às amostras. Da mesma forma da análise do dendrograma da fig.32 constata-se que também nenhum destes grupos coincide com as tipologias definidas na segunda parte do exercício de intercalibração - IC2 realizado pelo MedGIG (Feio *et al.*, 2013).

Quanto aos resultados da PERMANOVA aplicada à matriz de similaridade de *Bray-Curtis* criada a partir dos dados de abundâncias relativas correspondentes ao total das amostras, mostrou que não existiam distâncias estatísticas significativas entre os grupos estabelecidos com as abundâncias relativas, ou seja, não se encontraram

diferenças significativas entre locais impactados e não-impactados. O mesmo sucedeu para 2009 versus 2010.

6.5 Caraterização dos grupos obtidos pelas análises multivariadas

Nas tabelas XV e XVI encontram-se os grupos identificados nos dendrogramas das figuras 27 e 28, estando apresentados os locais segundo o ano a que se referem, respetivamente, 2009 e 2010.

Tabela XV - grupos obtidos por análise multivariada para as amostras correspondentes a locais de referência de 2010 (com nome e abreviatura do nome do local).

Grupo I	
<i>Crv</i>	<i>Carcavaia</i>
<i>Azi</i>	<i>Azilheira</i>
<i>Cana</i>	<i>Canafechal</i>
<i>Bod</i>	<i>Bodega</i>
<i>Cboi</i>	<i>Curral boeiro</i>
<i>Cour</i>	<i>Courela</i>
<i>PMFt</i>	<i>Ponte Monte dos Fortes</i>
<i>Foup</i>	<i>Ponte Foupana</i>
<i>Fben</i>	<i>Fonte da Benémola</i>
Grupo II	
<i>Forn</i>	<i>Forninhos</i>
<i>CPor</i>	<i>Cerro do Porto</i>
<i>Aljz</i>	<i>Aljezur Sul</i>
<i>Flch</i>	<i>Ribeira do Falacho</i>
<i>Reg</i>	<i>Reguengo</i>
<i>PQu</i>	<i>Ponte de Querença</i>
<i>Tavi</i>	<i>Tavilhão</i>
<i>Mest</i>	<i>Mestras</i>
<i>CSer</i>	<i>Covão da Serva</i>
<i>RLam</i>	<i>Foz da Ribeira do Lameiro</i>
<i>MLar</i>	<i>Monte das Laranjeiras</i>
<i>FBest</i>	<i>Foz do Besteiro</i>
Grupo III	
<i>SMiN</i>	<i>S. Miguel Norte</i>
<i>RGra</i>	<i>Ribeira Grande</i>
<i>RPer</i>	<i>Foz da Ribeira da Perna Seca</i>
<i>Pass</i>	<i>Passil</i>
Sem Grupo	
<i>Amx</i>	<i>Ameixial</i>

Tabela XVI - grupos obtidos por análise multivariada para as amostras correspondentes a locais de referência de 2009

Grupo I	
<i>Fben</i>	<i>Fonte da Benémola</i>
Grupo II	
<i>CPor</i>	<i>Cerro do Porto</i>
<i>Aljz</i>	<i>Aljezur Sul</i>
<i>Reg</i>	<i>Reguengo</i>
<i>PQu</i>	<i>Ponte de Querença</i>

<i>Tavi</i>	<i>Tavilhão</i>
<i>Azi</i>	<i>Azilheira</i>
<i>Cana</i>	<i>Canafechal</i>
<i>Cour</i>	<i>Courela</i>

Grupo III

<i>SMiN</i>	<i>S. Miguel Norte</i>
-------------	------------------------

Sem Grupo

<i>Crv</i>	<i>Carcavaia</i>
<i>Pass</i>	<i>Passil</i>
<i>Forn</i>	<i>Forninhos</i>
<i>PMFt</i>	<i>Ponte Monte dos Fortes</i>

Ao observar as tabelas XV e XVI, constatamos que os grupos não são estáticos de um ano para outro, verificando-se que algumas amostras colhidas em 2009 se encontram incluídas num grupo, mas, no ano seguinte passam a fazer parte de outro grupo, o que significa que a tipologia deve ser mais flexível e relacionada com o ano hidrológico. Desta forma, a amostra colhida em 2010 em Carcavaia estava classificada como fazendo parte do Grupo I, enquanto a amostra colhida em 2009, no mesmo local, não está incluída em nenhum grupo; Azilheira estava igualmente incluída no grupo I em 2010, mas em 2009 foi incluída no grupo II; a amostra proveniente de Canafechal em 2010 era do grupo I, enquanto em 2009 foi classificada no grupo II; Passil era do grupo III em 2010, enquanto em 2009 não estava incluída em qualquer grupo; Forninhos era tipo II em 2010, e não tinha grupo em 2009; Courela pertencia ao grupo I em 2010, mas em 2009 fazia parte do grupo II; Ponte Monte dos Fortes era do grupo I em 2010, enquanto em 2009 não tinha grupo.

Segundo Ferreira *et al.* (2003) dada a natural variabilidade interanual dos cursos mediterrânicos, e que em particular afecta o tipo RM5¹, surgiu no GIG Mediterrânico a hipótese de se virem a estabelecer condições de referência diferentes consoante o tipo de ano hidrológico (húmido ou seco). Assim, os RQEs para o tipo RM5 de amostras colhidas em anos secos seriam estabelecidos com o valor de referência para anos secos (procedendo-se de igual modo para as amostras colhidas em anos húmidos), resolvendo, o problema da variabilidade natural do biota em condições hidrológicas distintas. Desta forma, procedeu-se à análise dos grupos formados apenas para 2009 e 2010 separadamente.

No gráfico da fig.33 são apresentadas as espécies dominantes para as amostras de 2010 dos locais identificados como fazendo parte de cada um dos grupos. Neste caso, espécies dominantes são aquelas em que numa amostra constituem por si só mais de

¹ na 1ª fase do exercício de calibração referia-se a rios pequenos de caráter temporário (Ferreira *et al.*, 2003)

50% das espécies dessa amostra ou que sendo as que se encontram em percentagem maior, juntas constituem um mínimo de 50% da mesma.

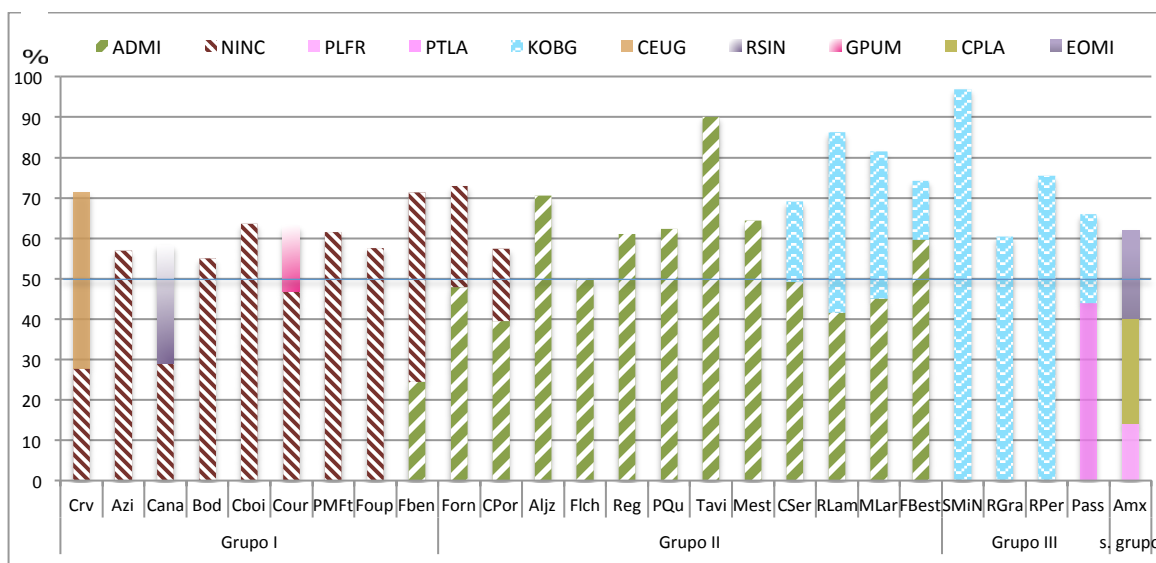


Fig.33 - Taxa dominantes para cada um dos locais de amostragem de referência em 2010

Em relação às espécies responsáveis pela constituição dos grupos, da análise do gráfico salienta-se o facto do grupo I apresentar em comum como espécie dominante *Nitzschia inconspicua* Grunow, apresentando-se apenas como segunda espécie dominante em Carcavaia, local onde a principal espécie dominante é *Cocconeis euglypta* Ehrenberg. Em relação ao grupo II apresenta em comum para os locais que o constituem, em 2010, a dominância de *Achnantheidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki s.l., sendo dominante com pelo menos 50% na maioria dos locais, apenas tal não sucedendo em 3 dos locais, mesmo assim consistindo numa percentagem elevada da amostra: Cerro do Porto (com 39,42%); Foz da Ribeira do Lameiro (com 41,55%) e Monte das laranjeiras (com 44,99%). Quanto ao grupo III, há uma dominância muito marcada da espécie *Karayevia oblongella* (Oestrup) Aboal, apresentando uma percentagem superior a 50% da amostra em 3 dos 4 locais, chegando com (96,89%; 75,41% e 60,44%, respetivamente em S. Miguel Norte, Foz da Ribeira da Perna Seca e Ribeira Grande) apenas Passil não foi tão consistente, no grupo, apresentando apenas 21,98% desta espécie na amostra de 2010, sendo que a primeira espécie dominante foi *Planothidium lanceolatum* (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot. Nos gráficos das figuras 34, 35 e 36 estão representadas as espécies dominantes (com percentagens nas amostras de cada local superiores a 10% da

amostra) para cada um dos grupos identificados para as amostras de locais de referência de 2010.

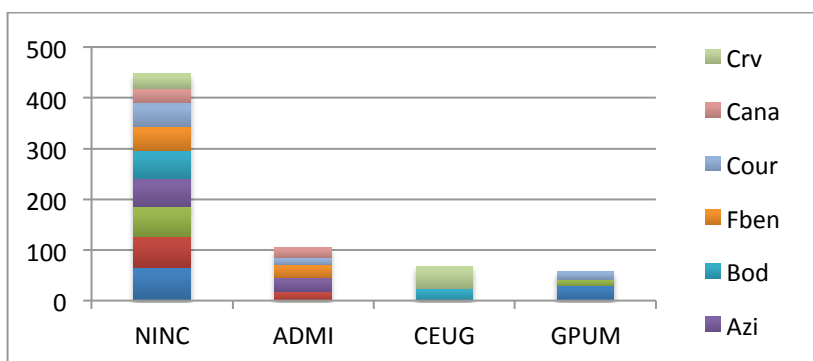


Fig.34 - Taxa dominantes para cada um dos locais de referência de 2010 incluídos no grupo I

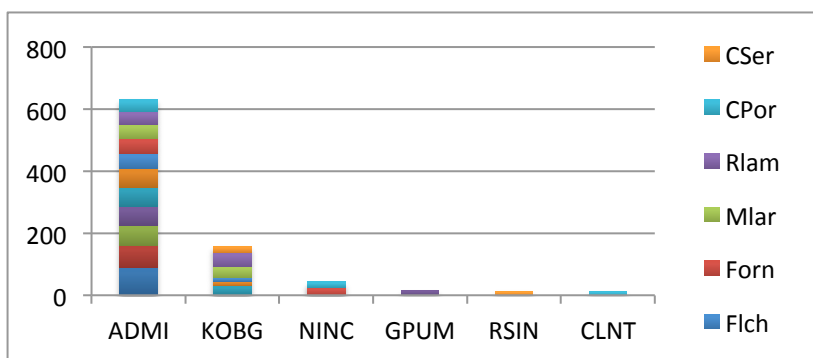


Fig.35 - Taxa dominantes para cada um dos locais de referência de 2010 incluídos no grupo II

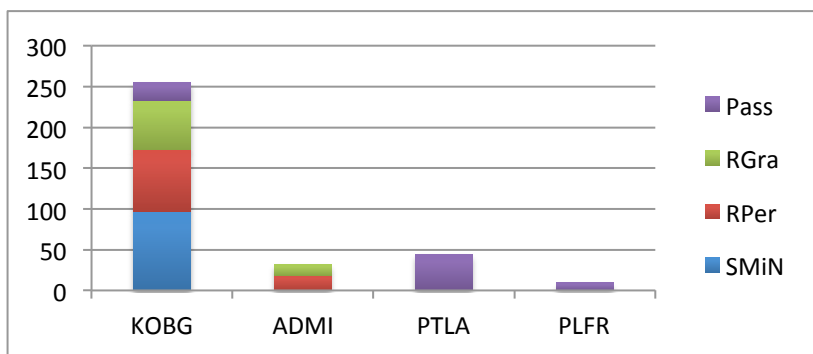


Fig.36 - Taxa dominantes para cada um dos locais de referência de 2010 incluídos no grupo III

Da análise dos gráficos das figuras 34, 35 e 36 constatamos que as espécies dominantes do grupo I (fig.31), relativo aos locais de referência para 2010 são *Nitzschia inconspicua* Grunow, *Achnantheidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki s.l., *Cocconeis euglypta* Ehrenberg e *Gomphonema pumilum* (Grunow) E. Reichardt & Lange-Bertalot. As espécies dominantes no grupo II das referências de 2010 (fig.32) são: *Achnantheidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki s.l., *Karayevia oblongella*

(Oestrup) Aboal, *Nitzschia inconspicua* Grunow, *Gomphonema pumilum* (Grunow) E. Reichardt & Lange-Bertalot, *Reimeria sinuata* (Gregory) Kociolek & Stoermer e *Cocconeis lineata* Ehrenberg. Em relação ao grupo III, a análise da fig.33 indica como espécies dominantes *Karayevia oblongella* (Oestrup) Aboal, *Achnantheidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki s.l., *Planothidium lanceolatum* (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot e *Planothidium frequentissimum* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot.

No gráfico da fig.37 optou-se por incluir os taxa dominantes (com percentagem superior a 50%) em cada amostra mas acrescentaram-se também todos os taxa em percentagem superior a 10% em cada amostra.

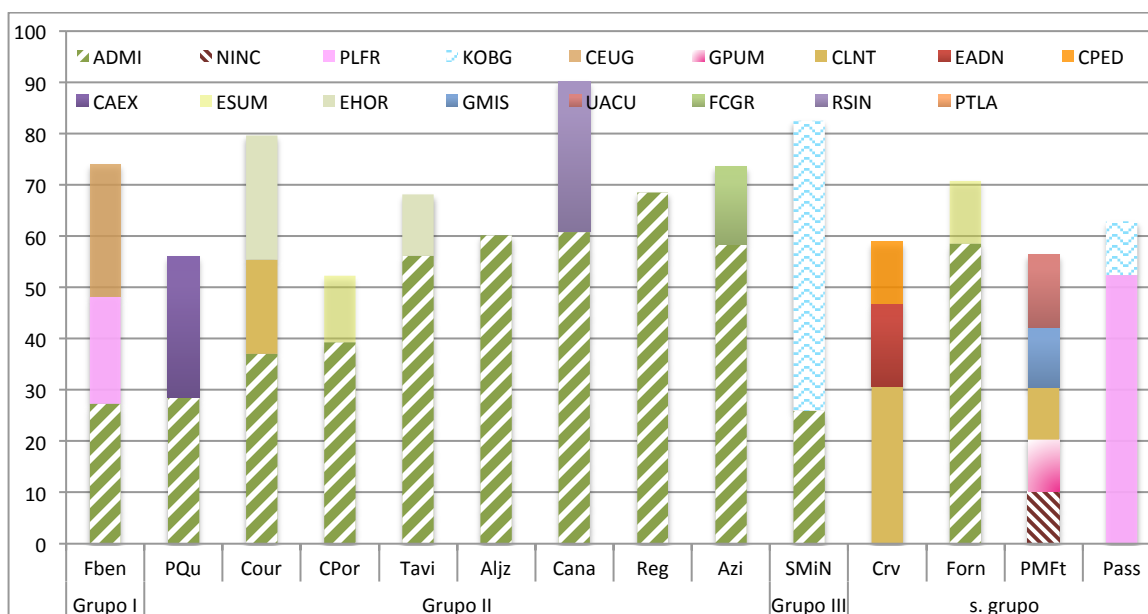


Fig.37 - Taxa dominantes para cada um dos locais de amostragem de referência em 2009

Os taxa dominantes do Grupo I são: *Achnantheidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki s.l., *Cocconeis euglypta* Ehrenberg e *Planothidium frequentissimum* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot.; enquanto os taxa característicos do Grupo II são: *Achnantheidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki s.l. e do Grupo III são: *Karayevia oblongella* (Oestrup) Aboal e *Nitzschia inconspicua* Grunow.

Achnantheidium minutissimum (Kützing) Czarnecki foi a espécie dominante em 10 amostras de 2009 e em 12 amostras de 2010. *Nitzschia inconspicua* foi a espécie dominante em 8 amostras de 2010. *Karayevia oblongella* foi a espécie dominante em 4 amostras de 2010.

No mapa da fig. 38 pode ver-se a localização espacial dos grupos formados por análise estatística multivariada com base na abundância de espécies de diatomáceas. Com a estrela rosa estão identificados os locais que em 2010 faziam parte do grupo I; com a estrela verde estão assinalados os locais que em 2010 faziam parte do grupo II e por fim, com a estrela azul, estão assinalados os locais que integravam o grupo III em 2010.

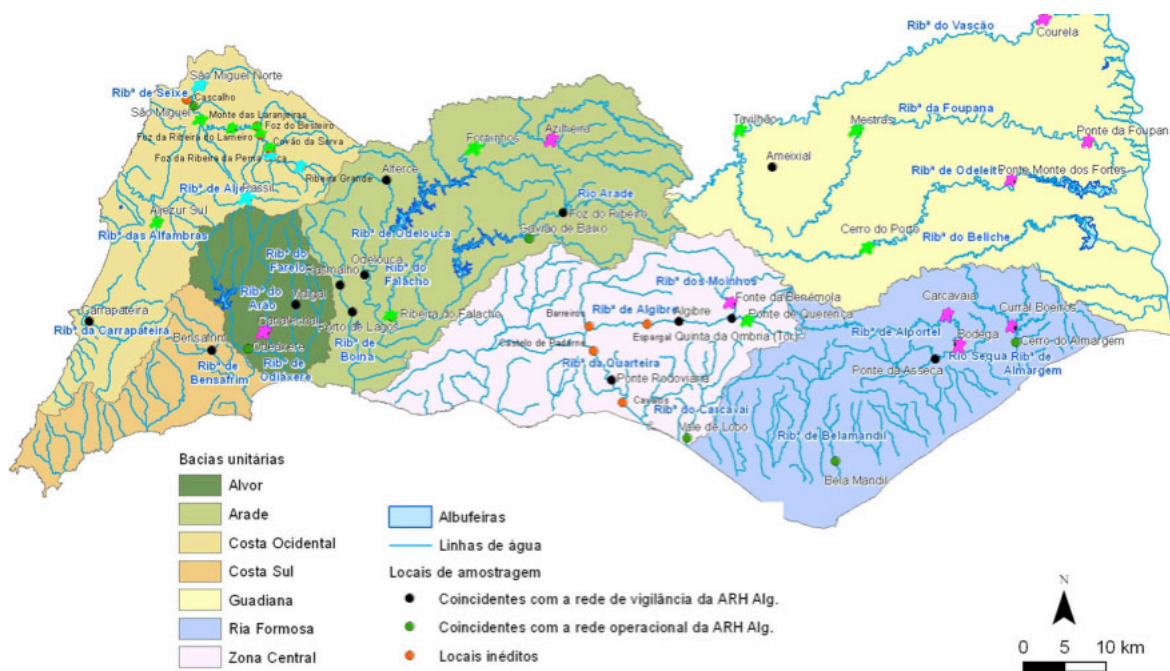


Fig.38 - Identificação dos locais de amostragem por grupos resultantes da análise multivariada para 2010. Fonte¹: adaptado de ARH Alg. Grupo I: estrela rosa; Grupo II: estrela verde e Grupo III: estrela azul.

No mapa da fig.38 podemos observar que os grupos identificados se localizam em várias bacias hidrográficas.

No mapa da fig.39 encontra-se a representação PCA feita tendo como base os parâmetros abióticos correspondentes a apenas 23 das 40 amostras de locais de referência, englobando 2009 e 2010. Não foi possível a sua realização para a totalidade das amostras de referência porque existiam muitas amostras para as quais faltava pelo menos um dos parâmetros abióticos.

Ao fazer-se a extracção dos componentes principais (em inglês, PC) e a determinação do número de componentes necessárias para representar adequadamente os dados iniciais, verificou-se que das 10 variáveis analisadas, 4 eram responsáveis por 79% da variação, pelo que este foi o número de PC considerado adequado, uma vez que cada

¹ elaborado pela ARH Algarve em ambiente SIG utilizando o software ArcGIS - ArcView (ESRI, 2010).

um dos restantes componentes contribuíram com menos de 11%, tendo valores próprios inferiores à média, ou seja, inferiores a 1 (Critério de Kaiser).

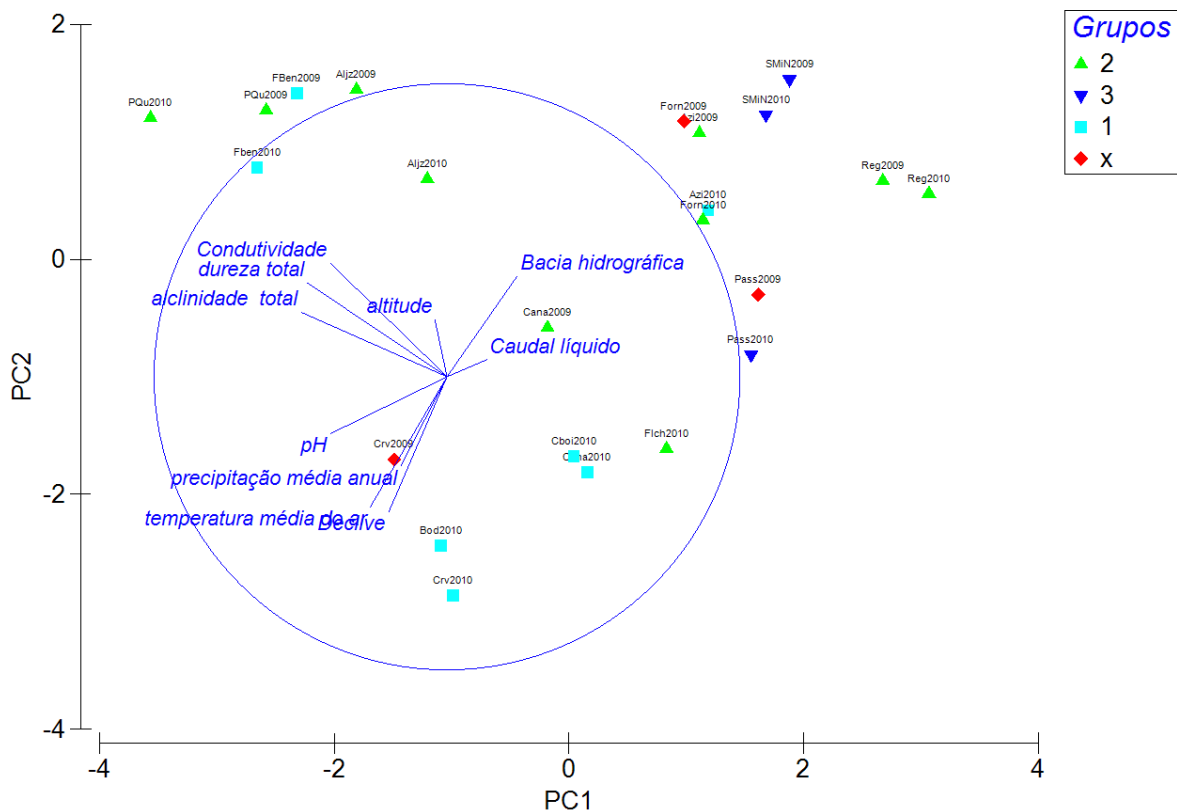


Fig.39 - PCA aplicada aos parâmetros abióticos correspondentes a 23 dos locais de referência de 2009 e 2010 com indicação dos grupos biológicos obtidos no *cluster*.

Analisando o gráfico da fig.39, constata-se que o grupo de locais no canto superior esquerdo é o conjunto de locais que inclui aqueles que têm maior condutividade, dureza, alcalinidade (os vetores destes parâmetros estão a apontar para eles); 2) há um gradiente desde o canto superior direito que vai descendo até ao canto inferior esquerdo com os locais que estão em bacias hidrográficas maiores (ou seja com maior área de drenagem) e maior caudal líquido (canto superior direito) para locais com pH mais elevado, maior precipitação média anual assim como temperatura.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES

Pelo facto do Algarve estar incluído na região mediterrânica, utilizou-se neste estudo, para as condições de referência o conceito de *least disturbed condition* (LDC), um dos 4 tipos definidos para condições de referência, por Stoddard *et al.* (2006 in Feio *et al.*, 2013) e que segundo Feio *et al.*, (2013) é o que melhor define as condições menos impactadas disponíveis atualmente nos rios mediterrânicos europeus. Este, sendo um

conceito prático para que todos os países possam partir do mesmo ponto de gradiente de impacto, substitui a utilização do conceito "o mais elevado estado ecológico" (condição pristina) uma vez que tal não é possível ser estabelecido para esta região Feio *et al.* (2013). O método seguido para determinar os locais com estas condições (locais de referência) foi mais "apertado" que o definido e seguido pelo INAG para o nosso país, para a implementação da DQA, uma vez que apesar das semelhanças na análise das condições hidromorfológicas dos cursos de água e da ocupação do solo, para determinar as pressões, não se utilizaram os mesmos limites físico-químicos. Assim, o presente estudo entrou em linha de conta com os valores-limite para LDC determinados no contexto de um estudo utilizando um grande conjunto de dados dos elementos biológicos indicados na DQA e de dados abióticos tanto físico-químicos como hidromorfológicos dos cursos de água de 7 países mediterrânicos (Feio *et al.*, 2013). Os valores-limite referidos são, para a maioria dos parâmetros físico-químicos, consideravelmente mais baixos que os considerados pelo INAG (INAG, I.P., 2009). Desta forma, a partir dos locais disponíveis para este estudo (49) foram encontrados 26 locais de referência para a região do Algarve, considerando o ano 2010 e 14 considerando o ano 2009. Os locais de referência selecionados em 2009, permaneceram classificados como referência em 2010, ano em que o número de locais estudado foi maior. Esta quantidade de locais, tanto de referência, como de não referência é superior aos utilizados em estudos anteriores, para esta região, o que é uma vantagem, podendo a informação aqui obtida, vir a ser utilizada para estudos posteriores. Por outro lado, da análise que foi feita tomando como base os índices utilizando diatomáceas, considera-se que o conjunto de locais de referência apresentado neste estudo é mais adequado que o conjunto de locais anteriormente selecionados pelo INAG para a região do Algarve. Isto porque, em relação aos locais de referência para a tipologia rios montanhosos do sul, considerando o índice IPS (por ter sido selecionado pelo INAG como mais apropriado ao conjunto de diatomáceas dominante nos locais desta tipologia), tanto a mediana calculada para os locais de referência encontrados neste estudo para 2009, como a mediana calculada com os índices IPS obtidos para os locais de referência neste estudo para 2010, eram bastante superiores à mediana calculada a partir dos índices IPS dos locais de referência que o INAG havia selecionado para o Algarve. Sendo as medianas encontradas no presente estudo para cada um dos anos bastante semelhantes ao valor de referência para os rios montanhosos do sul apresentado pelo INAG para avaliação de estado ecológico utilizando fitobentos, que havia sido calculado com a mediana do conjunto de locais de referência dessa tipologia, a nível nacional utilizando

dados de anos secos (2004-2005). Por outro lado, e atendendo a que o índice CEE não consta como índice escolhido para Portugal na Decisão da Comissão em vigor, para os índices a utilizar em cada EM (Decisão 2013/480/UE), calculando a mediana do IPS com os locais de referência de rios de todos os tipos, a mediana obtida para 2009 era bastante superior à obtida utilizando os locais de referência selecionados pelo INAG, no Algarve, apesar desta ter sido só ligeiramente inferior à calculada com os locais selecionados no presente estudo em 2010.

No entanto, o conjunto de locais de referência utilizado no presente estudo talvez possa ainda ser melhorado, na medida em que alguns dos locais estudados classificados como não referência obtiveram índices CEE e IPS muito elevados. Os valores obtidos para alguns dos locais eram superiores aos da mediana dos valores de referência estabelecidos pelo INAG, calculada com todos os locais de referência para o tipo de rios em questão e por vezes mesmo em relação a todo o tipo de rios, pelo que talvez devam ser reavaliados e considerada a hipótese de "repescar" algum deles como referência. Neste grupo incluem-se as amostras de Algibre e Quinta da Ombria tanto de 2009 como de 2010 e amostras de Barreiros e Cavalos (ambos localizados na ribeira de Seixe) e Ponte Rodoviária, colhidas em 2010.

Quanto às diferenças entre o ano 2009 e 2010 e relativamente à diversidade em espécies, o índice *Shannon-Wiener* determinado, não se apresentou, nem em 2009, nem em 2010, superior nos locais de referência em relação aos restantes locais. Verificou-se apenas uma ligeira redução de 4,1% da média deste índice calculada para 2009 com o conjunto dos locais de referência, em relação à média calculada com os locais de não referência. Em 2010, a média deste índice para os locais de não referência foi até ligeiramente superior (2,8%) à média dos de referência, (9,4% se considerarmos apenas os locais em comum com 2009). Se considerarmos a mediana calculada com os valores do índice *Shannon-Wiener* obtidos para os locais de referência, esta era igual à mediana calculada com os valores do índice *Shannon-Wiener* obtidos para os locais de não referência, tanto no caso do ano 2009 como no caso do ano 2010 (utilizando no cálculo apenas os locais em comum com o ano 2009). Também a análise estatística multivariada não conseguiu encontrar diferenças entre locais impactados e não impactados: não se conseguiu evidenciar que os grupos criados pela matriz de similaridade de *Bray-curtis* correspondessem a locais impactados e não impactados, quando foram utilizados na análise todos os locais, incluindo referência e não referência, provavelmente porque o que separa mais os grupos seja uma combinação de condições hidromorfológicas/geológicas dos locais do que propriamente poluição. Esta não demarcação dos locais de referência (ao

contrário do que seria esperado, pois quando há pressões a composição taxonómica sofre alterações) possivelmente tem a ver com uma fraca diferenciação ao nível dos impactos nos locais de amostragem considerados neste estudo, ou seja o gradiente de qualidade abiótica considerando a totalidade dos locais não é assim tão grande por forma a evidenciar as diferenças entre referências e não referências. Este facto tem a ver, no caso de 2009 com a particularidade de que os locais de amostragem que fizeram parte deste estudo, eram apenas as estações de vigilância da rede de monitorização da ARH, à partida, na maior parte dos locais tinham sido inicialmente identificadas menos pressões que nas estações da rede operacional, havendo pouca diferença entre a maioria dos locais de não referência e os de referência. De facto, relativamente aos locais de não referência deste estudo, e para os índices CEE e IPS calculados, a média o máximo e o mínimo, não foram muito distantes dos obtidos para os locais de referência.

Em relação ao ano 2010, em que os locais de amostragem já incluíram também estações da rede operacional (com locais mais em risco por serem os mais poluídos) as diferenças entre locais de referência e não referência já se esperariam maiores, mesmo assim, tal não sucedeu.

Também se considerarmos o cálculo dos RQE de acordo com o que está estipulado pelo INAG, para os rios do Algarve, a média dos RQE para os locais de não referência tanto em 2009 como em 2010 obteve classificação de bom. Mesmo se considerarmos em 2010 apenas os locais em comum com 2009 a classificação seria de razoável. Este facto também se prende com não haverem, de forma geral muitas pressões no Algarve, não existindo muitos locais poluídos.

Quanto às espécies encontradas em maior número de locais de amostragem salientam-se *Achnanthyidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki *s.l.*, por ter sido o *taxon* mais frequente, presente em 86% e 100% dos locais, respetivamente em 2009 e em 2010. Também foram encontrados frequentemente, os *taxa* *Nitzschia inconspicua* Grunow, *Karayevia oblongella* (Oestrup) Aboal, *Gomphonema rosenstockianum* Lange-Bertalot & E. Reichardt, *Planothidium frequentissimum* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot, *Fragilaria capucina* Desmazieres *var. gracilis* (Oestrup) Hustedt, *Cocconeis lineata* Ehrenberg, *Encyonopsis subminuta* Krammer & Reichardt *Navicula gregaria* Donkin; *Brachysira neglectissima* Lange-Bertalot; *Nitzschia cf. incognita* Legler & Krasske e *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal, entre outros. Todas estas espécies já tinham sido identificadas na região, em vários locais em estudos anteriores (e.g. Novais, 2011).

No presente estudo foram encontradas diferenças entre os anos 2009 (ano hidrológico seco) e 2010 (ano hidrológico húmido). Estas foram traduzidas tanto pelos índices de *Shannon-Wiener* como pelos índices CEE, IPS e pelos RQE. Praticamente todos os RQE baixaram de 2009 para 2010. Estes resultados traduzem uma maior diversidade de espécies em 2009. Este facto provavelmente está relacionado com a forte precipitação que ocorreu em 2010, concentrando-se uma grande parte no período antes das amostragens, dando muitas vezes lugar a cheias. Foram arrastados sedimentos, nutrientes, matéria orgânica, etc. para as ribeiras diminuindo a qualidade físico-química que poderá ter afetado as diatomáceas mas tais alterações físico-químicas já não foram detetadas na altura das amostragens, pois nessa altura já as ribeiras teriam voltado ao seu estado normal. No entanto estas pressões poderiam ter influenciado as diatomáceas presentes.

A análise estatística multivariada, utilizando o programa PRIMER, nomeadamente na aplicação do coeficiente de *Bray-curtis* para as amostras de diatomáceas do ano 2009 e do ano 2010, provenientes dos locais de referência, permitiu apresentar os locais segundo a similaridade de diversidade em espécie tendo em conta também a sua abundância relativa. Como resultado da análise de dendrogramas realizada para as amostras provenientes dos locais de referência, foram identificados 3 grupos de locais de acordo com as diatomáceas. A análise PERMANOVA aos grupos obtidos demonstrou que estes englobavam grupos de locais significativamente diferentes entre si.

Aparentemente os grupos aqui encontrados não validaram a tipologia estabelecida pelo INAG para os rios do Algarve, pois cada um deles incluía locais de várias tipologias, mas também não invalidaram. Isto porque o tipo S2 definido pelo INAG segundo Morais *et al.* (2009), diferia dos restantes no Algarve pela ausência de taxa indicadores de meios fortemente mineralizados sendo que o tipo S2, é dominado por *Achnantheidium minutissimum* e inclui algumas espécies do S1 como *Gomphonema pumilum* e *Reimeria sinuata*. O Grupo I, encontrado no presente estudo apresenta dominância de *Nitzschia inconspicua* (espécie característica de locais fortemente mineralizados) não integra locais S2.

Ao relacioná-los com as tipologias estabelecidas para os rios na segunda parte do exercício de intercalibração (Feio *et al.*, 2013), não foi encontrada qualquer relação.

Os grupos encontrados para 2010 distinguiram-se principalmente pelas espécies *Nitzschia inconspicua* Grunow (dominante no grupo I), *Achnantheidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki *s.l.* (dominante no grupo II) e *Karayevia oblongella* (Oestrup)

Aboal (dominante no grupo III). Segundo Morais *et al.* (2009b) *Nitzschia inconspicua* é uma espécie de meios mais alcalinos e fortemente mineralizados.

Relativamente ao Grupo II apesar da dominância de *Achnanthydium minutissimum* *Karayevia oblongella* foi segunda espécie dominante (apesar de se encontrar em percentagens muito inferiores à primeira espécie dominante). Segundo Morais *et al.* (2009b) esta combinação, também ocorre nos Rios Montanhosos do Sul, assim como espécies associadas aos tipos de rios do Sul como *Gomphonema pumilum* e *Reimeria sinuata* (que também surgem no presente estudo, como dominantes, mas menos importantes) também podem ocorrer nos Montanhosos do Sul.

Segundo Morais *et al.* (2009b) *Achnanthydium minutissimum* domina em meios bem oxigenados e é sensível a contaminação do tipo orgânico e *Karayevia oblongella* também é indicadora de meios bem oxigenados e pouco perturbados por enriquecimento em nutrientes e matéria orgânica.

Verificou-se que alguns locais estavam incluídos em diferentes grupos (estabelecidos pela análise estatística multivariada baseada na composição e abundância de espécies), em anos diferentes. Este facto está de acordo com a diminuição do índice de diversidade de Shannon-Wiener e com a diminuição no RQE, que sucederam de 2009 para 2010 em locais de referência. Isto porque estas comunidades mediterrânicas diferem das dos rios temperados, mostrando flutuações interanuais de riqueza, composição e em estrutura trófica (Ferreira *et al.*, 2002a, 2002b; Bonada *et al.*, 2007; Sabater *et al.*, 2008; Feio *et al.*, 2010) in Feio *et al.*, 2013)).

A análise dos dados vai de encontro ao que é afirmado em Ferreira *et al.* (2003) que dada a natural variabilidade interanual dos cursos mediterrânicos, e que em particular afecta o tipo RM5, surgiu no GIG Mediterrânico a hipótese de se virem a estabelecer condições de referência diferentes consoante o tipo de ano hidrológico (húmido ou seco). Assim, os RQEs para o tipo RM5 de amostras colhidas em anos secos seriam estabelecidos com o valor de referência para anos secos (procedendo-se de igual modo para as amostras colhidas em anos húmidos), resolvendo, o problema da variabilidade natural do biota em condições hidrológicas. Assim a hipótese de estabelecer locais de referência diferentes para cada ano, de acordo com o tipo de ano hidrológico (ano seco, ano húmido ou ano médio) ganhou peso com os resultados deste trabalho. No entanto é necessário conseguir mais informação sobre anos secos e anos húmidos, para melhor comparação, principalmente com maior número de locais para anos secos.

Segundo De Nicola (2000) *A. minutissimum* tem a capacidade de recolonizar zonas onde praticamente não se encontram diatomáceas em resultado de alterações negativas na qualidade da água. Apesar deste autor estar a referir-se a um aumento nas concentrações de metais, neste caso as mudanças podem ter sido precipitação de grande intensidade que ocorreram e de forma mais intensa em 2010. Desta forma, em próximas amostragens, deve ser dada uma atenção especial a inundações, pois segundo Prygiel & Coste (2000) é necessário esperar algum tempo antes de realizar as amostragens, pois esse período de tempo é necessário para permitir que as diatomáceas possam recolonizar os substratos e desenvolverem o equilíbrio entre elas e com as condições químicas e físicas do ambiente. Este tempo é variável, dependendo do clima, riqueza de nutrientes do rio e seu escoamento. Em geral, deve realizar-se a amostragem 15 dias após as cheias de baixa intensidade (ou baixos fluxos de curta duração) ou 4 semanas após a inundação. Em 2010, ocorreu precipitação intensa, tendo-se verificado inundações e o período de tempo entre estas e as amostragens, nem sempre foi superior ao sugerido anteriormente. Assim, o facto de *Achnantheidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki *s.l.*, ter sido dominante na maioria das amostras e ter sido o *taxon* encontrado no maior número de amostras pode ter tido alguma influência do que foi referido anteriormente.

Não foi possível obter correspondências entre os grupos de diatomáceas e os dados abióticos utilizando análise estatística multivariada, pois a PCA realizada utilizando os dados disponíveis não separou os grupos pelos parâmetros abióticos.

Este trabalho revelou-se pouco conclusivo, dada a natureza das ribeiras do Algarve, pois são na sua grande maioria, cursos de água pequenos (chegando a observar-se no local, no decurso deste trabalho, nalguns troços cerca de 1m de largura entre margens e profundidade de alguns centímetros) que sofrem alterações extremas ao nível dos caudais. Estes alternam entre cheias e secas, muitas vezes num período de tempo muito curto, deixando uma janela temporal muito pequena para que a amostragem não seja realizada sob influência de condições que possam alterar as comunidades de diatomáceas. Estes cursos de água por vezes atravessam zonas geológicas diferentes, o que altera os minerais que possui dissolvidos e promove substratos diferentes sob o ponto de vista litológico para as diatomáceas. O Algarve tem a sua população espalhada por todo o território, onde há equipamentos e agricultura, mas as densidades populacionais no interior são muito baixas, existindo algumas pressões mais elevadas no litoral. Ainda assim, praticamente não existe indústria, pelo que são poucos os locais onde o estado ecológico não se encontre pelo menos razoável. Num próximo estudo, dever-se-á insistir na procura de calcários do

Algarve de referência e também obter-se mais dados referentes a anos secos e a anos húmidos. Caso os resultados fossem semelhantes aos do presente estudo, separando os anos secos dos anos húmidos, talvez se deva incluir na avaliação do estado ecológico utilizando diatomáceas, 2 sistemas de avaliação para esta região, um para anos secos e outro para anos húmidos. Também seria mais adequado obter mais dados para anos secos, com maior número de locais de amostragem do que o utilizado no presente estudo. Também seria interessante voltar a analisar os locais que não tendo sido classificados neste estudo, como referência, obtiveram índices de qualidade biológica para diatomáceas mais elevados que a mediana considerada pelo INAG, atualmente, para separar os locais bons dos excelentes. No caso de ser encontrada uma consistência em relação a outros anos poderiam ser reclassificados como referência. Uma vez que as medianas calculadas com os Índices IPS no presente estudo apresentaram valores mais elevados que as calculadas com os locais de referência selecionados para o Algarve, sugeria-se a inclusão dos locais de referência deste trabalho em próximos estudos de avaliação ecológica. Quanto às tipologias, não foi invalidada nem validada inequivocamente a existente e, a partir dos dados abióticos disponíveis também não foi possível sugerir uma nova tipologia, no presente estudo.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADMINISTRAÇÃO DA REGIÃO HIDROGRÁFICA DO ALGARVE, I.P. - Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas que integram a Região Hidrográfica das Ribeiras do Algarve (RH8). Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, 2011. (Documento elaborado para cumprimento da Diretiva Quadro da Água).

ADMINISTRAÇÃO DA REGIÃO HIDROGRÁFICA DO ALGARVE, I.P. & Instituto da Água, I. P. - Questões significativas da gestão da água: Região Hidrográfica das Ribeiras do Algarve. 2009. (Documento de apoio à participação pública com vista à elaboração do Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas que integram a Região Hidrográfica das Ribeiras do Algarve).

ALMEIDA, S.F.P. - Use of diatoms for freshwater quality evaluation in Portugal. Limnetica. ISSN 0213-8409. 20:2 (2001) 205-213.

ALMEIDA, S.F.P., CRAVEIRO, S. & CALADO, C. - On the identity and distribution in northern Portugal of three Gomphonema species currently misidentified as Gomphonema clevei. Diatom Research. 25:1 (2010) 13-27.

ALMEIDA, S.F.P. & Gil, M.C.P. - Ecology of freshwater diatoms from the central region of Portugal. Cryptogamie Algologie. 22:1 (2001) 109-126.

ALVES, M. H., BERNARDO, J. M., FIGUEIREDO, H. D., MARTINS, J. P., PÁDUA, J., PINTO, P. & RAFAEL, M. T. - Directiva-Quadro da Água: Tipologias de rios segundo o

Sistema A e o Sistema B em Portugal. In *Actas del III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. La Directiva-Marco da Água: realidades y futuros*. Sevilha, Espanha, 13 a 17 de Novembro. Fundacion Nueva Cultura del Agua, 2002. 347-354.

ARMBURST, E.V. - The life of diatoms in the world's oceans. *Nature*. 459 (2009) 185-192.

ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DOS RECURSOS HÍDRICOS. - Regiões e Bacias Hidrográficas. Lisboa [Em linha] [Consult. out. 2013] Disponível em WWW:<URL <http://www.aprh.pt>>.

BLANCO, S., BLANCO, I. A., CEJUDO-FIGUEIRAS, C. MANTECON, E., ECTOR, L. - **Guía de las diatomeas de la cuenca del duero**. Confederación Hidrografica del Duero. Valladolid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2010. ISBN 771-10-005-1.

BLANCO, S., ECTOR, L., HUCK, V., MONNIER, O., CAUCHIE, H. M., HOFFMANN, L. & BECARES, E. - Diatom assemblage and water quality assessment in the Duero basin (NW Spain). *Belg. J. Bot.* 141:1 (2008) 39-50.

CAETANO, M., NUNES, V. & NUNES, A. - CORINE Land Cover 2006 for Continental Portugal. Instituto Geográfico Português. 2009 (Relatório Técnico).

CALIFORNIA ACADEMY OF SCIENCES. Institute for Biodiversity Science and Sustainability. *Catalogue of Diatom Names*. [Em linha] [Consult. set. 2013] Disponível em WWW:<URL <http://research.calacademy.org/research/diatoms/names/>>.

CATTANEO, A., COUILLARD, Y., WUNSAM, S. & COURCELLES, M. - Diatom taxonomic and morphological changes as indicators of metal pollution and recovery in Lac Dufault (Quebec, Canada). *J. Paleolimnol.* 32 (2004) 163-175.

CEJUDO-FIGUEIRAS, C., MORALES, E.A., WETZEL, C.E, BLANCO, S., HOFFMANN, L. & ECTOR, L. - Analysis of the type of *Fragilaria construens* var. *subsalina* (Bacillariophyceae) and description of two morphologically related taxa from Europe and the United States. *Phycologia*. 50:1 (2011) 67-77.

CEMAGREF - *Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux*. Rapport Q. E. Lyon - Agence de l'Eau Rhone-Mediterranee-Corse. Lyon. France. 1982. 218 pp.

CLARKE, K.R. & GORLEY, R.N. - PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth. 2006.

CLARKE, K.R. - Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*. 18 (1993) 117-143.

COMISSÃO COORDENAÇÃO E DESENVOLVIMENTO REGIONAL DO ALGARVE (CCDR) *Relatório do Estado do Ambiente: Algarve 2003*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, 2005. ISBN: 972-95734-7-6.

COMISSÃO EUROPEIA [Consult. out. 2013] Disponível em WWW:<URL <http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework>>.

COX E. J. - What is the basis for using diatoms as monitors of river quality? In Whitton B. A., Rott E. & Friedrich G. - Use of Algae for Monitoring Rivers. Proceedings of the 1st European Workshop. Dusseldorf (Alemanha), 1991. p. 33-40

DECISÃO 2013/480/UE - Decisão da Comissão de 20 de setembro de 2013, que estabelece, nos termos da Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, os valores para a atribuição de classificações com base nos sistemas de monitorização dos Estados-Membros, no seguimento do exercício de intercalibração, e revoga a Decisão 2008/915/CE. Jornal Oficial da União Europeia. L 266 (2013-10-08) 01-47.

DECRETO-LEI nº77/2006. *D.R. I Série - A. 64* (2006-03-30) 2331-2353.

DECRETO-LEI nº112/2002. *D.R. I Série - A. 90* (2002-04-17) 3724-3817.

DECRETO-LEI nº 347/2007. *D.R. I Série. 202* (2007-10-19) 7670-7674.

DeNICOLA, D. M. - A review of diatoms found in highly acidic environments. Hydrobiologia. 433 (2000) 111-122.

DESCY, J. P. & COSTE, M. A. test of methods for assessing water quality based on diatoms. Limnol. Verh. Internat. Verein. 24 (1991) 2112-2116.

D. MANN, D. & DROOP, S. - Biodiversity, biogeography and conservation of diatoms. Hydrobiologia. 336:1-3 (1996) 19-32.

DIRETIVA 76/464/CEE - Diretiva do Conselho das Comunidades Europeias, relativa à poluição causada por determinadas substâncias perigosas lançadas no meio aquático da Comunidade. Jornal Oficial das Comunidades Europeias. L129 (1976-05-04) 23-29.

DIRETIVA 2000/60/CE - Diretiva do Parlamento Europeu e Conselho da União Europeia, de 23 de outubro, que estabelece um Quadro de Acção Comunitária no Domínio da Política da Água. Jornal Oficial das Comunidades Europeias. L 327 (2000-12-22) 01-73.

EN 13946. 2003 - Water quality: Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms for rivers. CEN.

EN 14407. 2004 - Water quality: Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatoms samples from running waters. CEN.

EUROPEAN COMMISSION - Identification of Waterbodies. Guidance documents for Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) [Em linha] n.º2 (2003a). [Consult. 2012] Disponível em WWW:<URL <https://https://circabc.europa.eu/faces/jsp/extension/wai/navigation/container.jsp>>. ISBN 92-894-5122-X.

EUROPEAN COMMISSION - Rivers and Lakes: Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Guidance documents for Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) [Em linha] n.º 10 (2003b). [Consult. 2012] Disponível em WWW:<URL <https://https://circabc.europa.eu/faces/jsp/extension/wai/navigation/container.jsp>>. ISBN 92-894-5614-0.

EUROPEAN COMMISSION - Water Framework Directive Common Implementation Strategy (CIS) CD ROM - 2005 VERSION [Em linha] [Consult. maio 2012] Disponível em WWW:<URL <http://www.waterframeworkdirective.wdd.moa.gov.cy/guidance.html>>.

FALASCO, E., BONA, F., BADINO, G., HOFFMANN, L. & ECTOR, L. - Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. *Hydrobiologia*. 623 (2009) 1–35.

FAME GROUP - Development, Evaluation and Implementation of a Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers (FAME): a contribution to the Water Framework Directive. [Consult. maio 2013] Disponível em WWW:<URL <http://fame.boku.ac.at/>>.

FEIO, M. J., ALMEIDA, S.F.P., CRAVEIRO, S.C. & CALADO, A.J. - Diatoms and macroinvertebrates provide consistent and complementary information on environmental quality: a predictive model approach. *Fundamentals of Applied Limnology*. 168 (2007) 247–258.

FEIO, M.J., ALMEIDA, S.F.P., CRAVEIRO, S.C. & CALADO, A.J. - A comparison between biotic indices and predictive models in stream water quality assessment based on benthic diatom communities. *Ecological Indicators*. 9 (2009) 497–507.

FEIO, M.J., AGUIAR, F.C., ALMEIDA, S.F.P., FERREIRA, J., FERREIRA, M.T., ELIAS, C., SERRA, S.R.Q., BUFFAGNI, A., CAMBRA, J., CHAUVIN, C., DELMAS, F., DÖRFLINGER, G., ERBA, S., FLOR, N., FERRÉOL, M., GERM, M. MANCINI, L. MANOLAKI, P., MARCHEGGIANI, S., MINCIARDI, M.R., MUNNÉ, A., PAPASTERGIADOU, E., PRAT, N., PUCCINELLI, C., ROSEBERY, J., SABATER, S., CIADAMIDARO, S., TORNÉS, E., TZIORTZIS, I., URBANIC, G. & VIEIRA, C. - Least Disturbed Condition for European Mediterranean rivers. *Science of The Total Environment*. (In Press). Disponível em WWW:<URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969713005998>>.

FERREIRA, J., BERNARDO, J.M, ALVES, M.H. - Exercício de intercalibração em rios no âmbito da Diretiva Quadro da Água. In 9º Congresso da Água, Cascais. Centro de Congressos do Estoril, 2 a 4 de abril. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, 2008. 16p.

HLÚBIKOVÁ, D., ECTOR, L. & HOFFMANN, L. - Examination of the type material of some diatom species related to *Achnantheidium minutissimum* (Kütz.) Czarn. (Bacillariophyceae). *Algological Studies*. 136/137 (2011) 19–43.

INAG, I. P. - Relatório síntese sobre a caracterização das regiões hidrográficas prevista na Directiva-Quadro da Água. Instituto da Água, I.P. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. 2005 (Documento elaborado para dar resposta à Diretiva Quadro da Água)

INAG, I. P. - Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva-Quadro da Água: Protocolo de amostragem e análise para o fitobentos - diatomáceas. Instituto da Água, I.P. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. 2008a.

INAG, I.P. - Tipologia de Rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água: Caracterização abiótica. Instituto da Água, I.P. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. 2008b.

INAG, I.P. - CrITÉrios para a classificação do estado das massas de água superficiais: Rios e Albufeiras. Instituto da gua, I.P. MinistÉrio do Ambiente, do Ordenamento do TerritÓrio e do Desenvolvimento Regional. 2009.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA. Lisboa. [Consult. out. 2012] Disponível em WWW:<URL <http://www.ine.pt>>.

INSTITUTO PORTUGUÊS DO MAR E DA ATMOSFERA. Lisboa. [Consult. out. 2012] Disponível em WWW:<URL <http://www.ipma.pt>>.

INSTITUTO DA ÁGUA. SÍtio oficial da Directiva-Quadro da gua. Lisboa. [Consult. out. 2012] Disponível em WWW:<URL <http://dqa.inag.pt>>

INSTITUTO GEOGRÁFICO PORTUGUÊS. - Carta Administrativa Oficial de Portugal. Instituto GeogrÁfico PortuguÊs. 2003

INTERNATIONAL CENTRE FOR COASTAL ECOHYDROLOGY - Caracterização da Qualidade EcolÓgica das Ribeiras do Algarve: Macroinvertebrados bentÓnicos como bioindicadores. Administração da Região HidrogrÁfica do Algarve, I. P. 2010.

KELLY, M., BENNETT, C., COSTE, M., DELGADO, C., DELMAS, F., DENYS, L., ECTOR, L., FAUVILLE, C., FERRÉOL, M., GOLUB, M., JARLMAN, A., KAHLERT, M., LUCEY, J., NÍ CHATHÁIN, B., PARDO, I., PFISTER, P., PICINSKA-FALTYNOWICZ, J., ROSEBERY, J., SCHRANZ, C., SCHAUMBURG, J., VAN DAM, H. & VILBASTE, S. - A comparison of national approaches to setting ecological status boundaries in phytobenthos assessment for the European Water Framework Directive: results of an intercalibration exercise. Hydrobiologia. 621 (2009) 169-182.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. Bacillariophyceae: Naviculaceae. In Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. - Ssswasserflora von Mitteleuropa. 2:1. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag, 1986. p.1-876.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. - Bacillariophyceae: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. - Ssswasserflora von Mitteleuropa. 2:2. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag, 1988. p.1-596.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. - Bacillariophyceae: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. - Ssswasserflora von Mitteleuropa. 2:3. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag, 1991a. p.1-576.

KRAMMER K. & LANGE-BERTALOT, H. - Bacillariophyceae: Achnanthaceae. Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. In Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. - Ssswasserflora von Mitteleuropa. 2:4. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag, 1991b, p. 1-437.

LANGE-BERTALOT, H. & Moser, G. - Brachysira: Monographie der Gattung (Bibliotheca Diatomologica) vol. 29. Stuttgart: J. Cramer, 1994. p. 1-212.

LANGE-BERTALOT, H. - Navicula sensu stricto, 10 genera separated from Navicula sensu lato, Frustulia. In Lange-bertalot, H. - Diatoms of the European Inland waters and comparable habitats. A.R.G. Gantner Verlag K.G, 2001. ISBN 3-904144-78-2. vol. 2.

LECOINTE, C., COSTE, M., PRYGIEL, J. & ECTOR, L. - Le logiciel OMNIDIA version 2, une puissante base de données pour les inventaires de diatomées et pour le calcul des indices diatomiques européens. *Cryptogamie Algologie*. 20 (1999) 132-134.

LEI nº 58/2005. *D.R. I Série - A*. 249 (2005-12-29) 7280-7310.

LOWE, R.L. - Environmental requirements and pollution tolerance of freshwater diatoms. U.S. Environmental Protection Agency. National Environmental Research Center, Cincinnati, 1974. EPA-670/4-74-005. 334 p.

LUÍS, A.T., ALEXANDER, A.C., ALMEIDA, S.F.P., DA SILVA, E.F & CULP, J.M. - Benthic diatom communities in streams from zinc mining areas in continental (Canada) and Mediterranean climates (Portugal). *Water Quality Research Journal of Canada*. 48:2 (2013) 180-191.

MEDLIN, L.K. & KACZMARSKA, I. - Evolution of the diatoms: V. Morphological and cytological support for the major clades and a taxonomic revision. *Phycologia*. 43 (2004) 245-270.

MORAIS, M., NOVAIS, M.H, NUNES, S., PEDRO, A., ALMEIDA, S.F.P.; CRAVEIRO, S.C., RODRIGUES, A.M.F., CASTRO, L., CALDAS, F.B. - Desenvolvimento de um Sistema de Avaliação Ecológica para Rios Baseado nas Diatomáceas Bentónicas – Implementação da Directiva Quadro da Água em Portugal Continental. *Revista Recursos Hídricos*. 30:2 (2009a) 55-63.

MORAIS, M., NOVAIS, M.H, NUNES, S., PEDRO, A., ALMEIDA, S.F.P., CRAVEIRO, S.C., RODRIGUES, A.M.F., CASTRO, L., CALDAS, F.B. - Validação da tipologia de rios por diatomáceas bentónicas: Implementação da Directiva Quadro da Água em Portugal Continental. *Revista Recursos Hídricos*. 30:2 (2009b) 21-28.

MORALES E.A., ECTOR L., FERNÁNDEZ E., NOVAIS M.H., HLÚBIKOVÁ D., HAMILTON P.B., BLANCO S., VIS, M.L. & KOCIOLEK, J.P. - The genus *Achnantheidium* Kützing (Achnanthales, Bacillariophyceae) in Bolivian streams: a report of taxa found in recent investigations. *Algological Studies*. 136 (2011) 89-130.

MORIN, S., DUONG, T. T., DABRIN, A., COYNEL, A., HERLORY, O., BAUDRIMONT, M., DELMAS, F., DURRIEU, G., SCHAFER, J., WINTERTON, P., BLANC, G. & COSTE, M. - Long-term survey of heavy-metal pollution, biofilm contamination and diatom community structure in the Riou Mort watershed, South- West France. *Environ. Pollut.* 115 (2008) 532–542.

NOVAIS M.H. - Estudo das diatomáceas bênticas em sistemas lóticos de Portugal Continental. Évora, Portugal: Departamento de Biologia da Universidade de Évora, 2011. Tese de doutoramento.

NOVAIS, M.H., BLANCO, S., HLÚBIKOVÁ, D, FALASCO, E., GOMÀ, J., DELGADO, C., IVANOV, P., ÁCS, E., MORAIS, M., HOFFMANN, L. & ECTOR, L. - Morphological examination and biogeography of the *Gomphonema rosenstockianum* and *G. tergestinum* species complex (Bacillariophyceae). *Fottea*. 9:2 (2009) 257-274.

NOVAIS, M. H., HLÚBIKOVÁ, D., MORAIS, M., HOFFMANN, L. & ECTOR, L. - Morphology and ecology of *Achnantheidium caravelense* (Bacillariophyceae), a new species from Portuguese rivers. *Algological Studies*. 136/137 (2011) 31–150.

NÉRY, F. - Nomenclatura CORINE Land Cover: versão portuguesa comentada. Grupo de Ordenamento do Território. Direção de serviços de investigação e gestão de informação geográfica. Instituto Geográfico Português. 2007.

NP EN ISO/IEC 17025:2005 - Requisitos gerais de competência para laboratórios de ensaio e calibração. IPQ.

NUNES, M.L., ALMEIDA, S.F.P., FERREIRA DA SILVA, E., RINO, J. & CARDOSO FONSECA, E. - Les communautés des diatomées aux environs d'une ancienne mine de plomb (Coval da Mó-Centre Nord du Portugal). Actes du 21^{ème} Colloque de l'ADLaF, Nantes, 10-13 Septembre 2002. *Bull. Soc. Sc. Nat. de l'Ouest de la France, Suppl. Hors. Sér. 2* (2002) 166-186.

NUNEZ, C. - Diatomeas bentónicas en ríos Atlánticos y Mediterráneos de Espana: Ecología y Bioindicacion. Vigo, Galiza, Espanha: Departamento de Ecología y Biología Animal da Universidade de Vigo, 2011. Tese de doutoramento.

POTAPOVA, M.G. & PONADER, K.C. - Two common North American diatoms, *Achnanthis rivulare* sp. nov. and *A. deflexum* (Reimer) Kingston: morphology, ecology and comparison with related species. *Diatom Research*. 19 (2004) 33-57.

PRYGIEL, J. & COSTE, M. - Guide Méthodologique por la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées NF T 90-394. Agences de L'eau - Cemagref Groupement de Bordeaux. Artois-Picardie. 2000. 134 p.

RAVEN, P., JOHNSON, G.B., MASON, K.A., LOSOS, J.B. & SINGER, S. - **Biology**. Ninth Edition. New York. Mc Graw-Hill, 2011. ISBN: 0073532223.

REISS, H. & KRONCKE, I. - Seasonal variability of benthic indices: an approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality assessment. *Mar. Pollut. Bull.* 50 (2005) 1490-1499.

RINO, J.M. & GIL, M.C. - Diatomáceas do rio Cértima: Estudo preliminar. *Revista de Biologia da Universidade de Aveiro*. 1 (1989) 53-103.

ROSEMOND, A.D., MULHOLLAND, P. J. & ELWOOD, J. W. - Top-down and bottom-up control of stream periphyton: effects of nutrients and herbivores. *Ecology*. 74 (1993) 1264-80.

ROUND, F.E., CRAWFORD, R.M. & MANN, D.G. - **The Diatoms: Biology & Morphology of the Genera**. Cambridge University Press, New York, 1990. 747 p. ISBN 978-0-521-36318-1.

ROY, S., LLEWELLYN, C. & EGELAND, E.S. - **Phytoplankton Pigments: Characterization, Chemotaxonomy and Applications in Oceanography**. Cambridge University Press, New York, 2011. 1874p. ISBN 978-1-107-00066-7.

SABATER, S. - Diatom communities as indicators of environmental stress in the Guardamar River, S-W Spain: following a major mine tailings spill. *J. Appl. Phycol.* 12. (2000) 113-124.

SANTOS, J., ALMEIDA, S.F.P. & FIGUEIRA, E. - Cadmium chelation by frustulins: a novel metal tolerance mechanism in *Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith. Ecotoxicology. 22:1 (2013) 166-173.

SANTOS, L., SANTOS, F., GIL, C. & PEREIRA, M. - Diversity of freshwater algae. In Pardal, M.A., Marques, J.C. & Graça, M.A. (eds). - Aquatic ecology of the Mondego River Basin Global Importance of Local Experience. 2002. p.63-103.

SECRETARIA DE ESTADO DO AMBIENTE - Carta de Ordenamento Biofísico do Litoral: tipos de Paisagem. Serviços de Estudos do Ambiente (SEA/SEA). 16p.

SOININEN, J. & KONONEM, K. - Comparative study of monitoring South-Finnish rivers and streams using macroinvertebrate and benthic diatom community structure. Aquatic Ecology. 38 (2003) 63-75.

STEVENSON, R. J. & LOWE, R. L. - Sampling and interpretation of algal patterns for water quality assessment. In ASTM STP 894, American Society for Testing and Materials Publication - Rationale for Sampling and Interpretation of Ecological Data in the Assessment of Fresh-water Ecosystems. Philadelphia, 1986. p. 118-49.

STEVENSON R.J., PAN, Y.P. e VAN DAM, H. - Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In Stoermer, E.F. & Smol, J.P. (eds) - The diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences. 2nd ed. London: J. Cambridge University Press, 2010. p 57-85.

TROBAJO, R., ROVIRA, L, WETZEL, C., KELLY, M. & MANN, D. - Morphology and identity of some ecologically important small *Nitzschia* species. Diatom Research. 28:1 (2013) 37-59.

VAN DAM, H., MERTENS, A. & SINKELDAM, J. - A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. Neth. J. Aquat. Ecol. 28 (1994) 117-133.

VAN DEN HOEK, C., MANN, D.G. & JAHNS, H.M. - **Algae: An Introduction to Phycology**. United Kingdom: Cambridge University Press., 1995. 623 p. ISBN 0-521-30419-9.

VAN DE VIJVER, B., ECTOR, L., BELTRAMI, M. E, DE HAAN, M., FALASCO, E., HLÚBIKOVÁ, D., JARLMAN, A., KELLY, M., NOVAIS, M.H. & WOJTAL, A.Z. - A critical analysis of the type material of *Achnanthydium lineare* W. Sm. (Bacillariophyceae) Algalogical Studies. 136/137 (2011) 167-191.

WERUM, M. & LANGE-BERTALOT, H. - Diatoms in Springs from Central Europe and elsewhere under the influence of hydrogeology and anthropogenic impacts. In Langebertalot, H. (ed.) - Iconographia Diatomologica: Annotated Diatom Micrographs. Ecology-Hydrology-Taxonomy. A.R.G. Gantner Verlag K.G., 2004. vol. 13.

WETZEL, R. G. - **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian. 1993. ISBN: 972-31-0604-3.

WHITTON B.A., ROTT, E. & FRIEDRICH G. - Use of Algae for Monitoring Rivers I. Proceedings of International Symposium. 26 - 28 may. Dusseldorf. Germany, 1991. 193 p.

ANEXO

Ensaio/métodos de análise utilizados pelo Laboratório da ARH Algarve para análise dos parâmetros físico-químicos da água dos locais de amostragem de diatomáceas utilizados no presente estudo. Fonte: ARH Algarve

<i>Método Acreditação</i>	<i>Matriz</i>	<i>Ensaio/ Método</i>		<i>Limite Quantificação</i>
<i>Sim</i>	<i>Águas naturais</i>	Azoto Amoniacal SFA - Análise Automatizada de Fluxo Contínuo Segmentado	<i>MMA/09 de 24.09.2009</i>	<i>< 0,04 mg/L NH4</i>
<i>Sim</i>	<i>Águas naturais</i>	Condutividade Método Electrométrico	<i>SMEWW-2510-B</i>	<i>< 25 µS/cm</i>
<i>Sim</i>	<i>Águas naturais</i>	Fosfato Método do Ácido Ascórbico, por Espect. de Absorção Molecular	<i>SMEWW-4500-P-E</i>	<i><0,025 mg/L P < 0,057 mg/L P2O5 < 0,077 mg/L PO4</i>
<i>Sim</i>	<i>Águas naturais</i>	Fósforo Total Método do Ácido Ascórbico, por Espect. de Absorção Molecular	<i>SMEWW-4500-P-B-E</i>	<i>< 0,025 mg/L P</i>
<i>Sim</i>	<i>Águas naturais</i>	Nitratos SFA - Análise Automatizada de Fluxo Contínuo Segmentado	<i>MMA/14 de 24.09.2009</i>	<i>< 1,0 mg/L NO3</i>
<i>Sim</i>	<i>Águas naturais</i>	pH Método Electrométrico	<i>SMEWW-4500-H-B</i>	
<i>Sim</i>	<i>Águas naturais</i>	Dureza total Método tritrimétrico	<i>SMEWW-2340-C</i>	<i><10,0 mg/L CaCO3</i>

Métodos Não Acreditados

<i>Não Acred</i>	<i>Águas naturais</i>	<i>Dureza Calcica Mét Titrimétrico</i>	<i>MMA/29</i>	<i><4,0 mg/L Ca</i>
<i>Não Acred</i>	<i>Águas naturais</i>	<i>ALCALINIDADE Método Potenciometrico</i>	<i>MMA/27</i>	<i><25 mg/L.</i>
<i>Não Acred</i>	<i>Águas naturais e residuais</i>	<i>CARÊNCIA BIOQUÍMICA DE OXIGÉNIO Electrometria / Sistema Robotizado</i>	<i>MMA/22</i>	<i><2 mg/L O2</i>
<i>Não Acred</i>	<i>Águas naturais e residuais</i>	<i>CARÊNCIA QUÍMICA DE OXIGÉNIO Dig/titulação</i>	<i>MMA/23</i>	<i><10 mg/L O2</i>

Parâmetros de Campo

<i>Não Acred</i>	<i>Águas naturais e residuais</i>	<i>Oxig.dis.campo (% Sat)</i>	<i>Sonda YSY</i>	<i>% Sat</i>
<i>Não Acred</i>	<i>Águas naturais e residuais</i>	<i>Oxig.dis.campo (mg/L O2)</i>	<i>Sonda YSY</i>	<i>mg/L O2</i>