

Critérios para a Classificação das Massas de Água



FICHA TÉCNICA

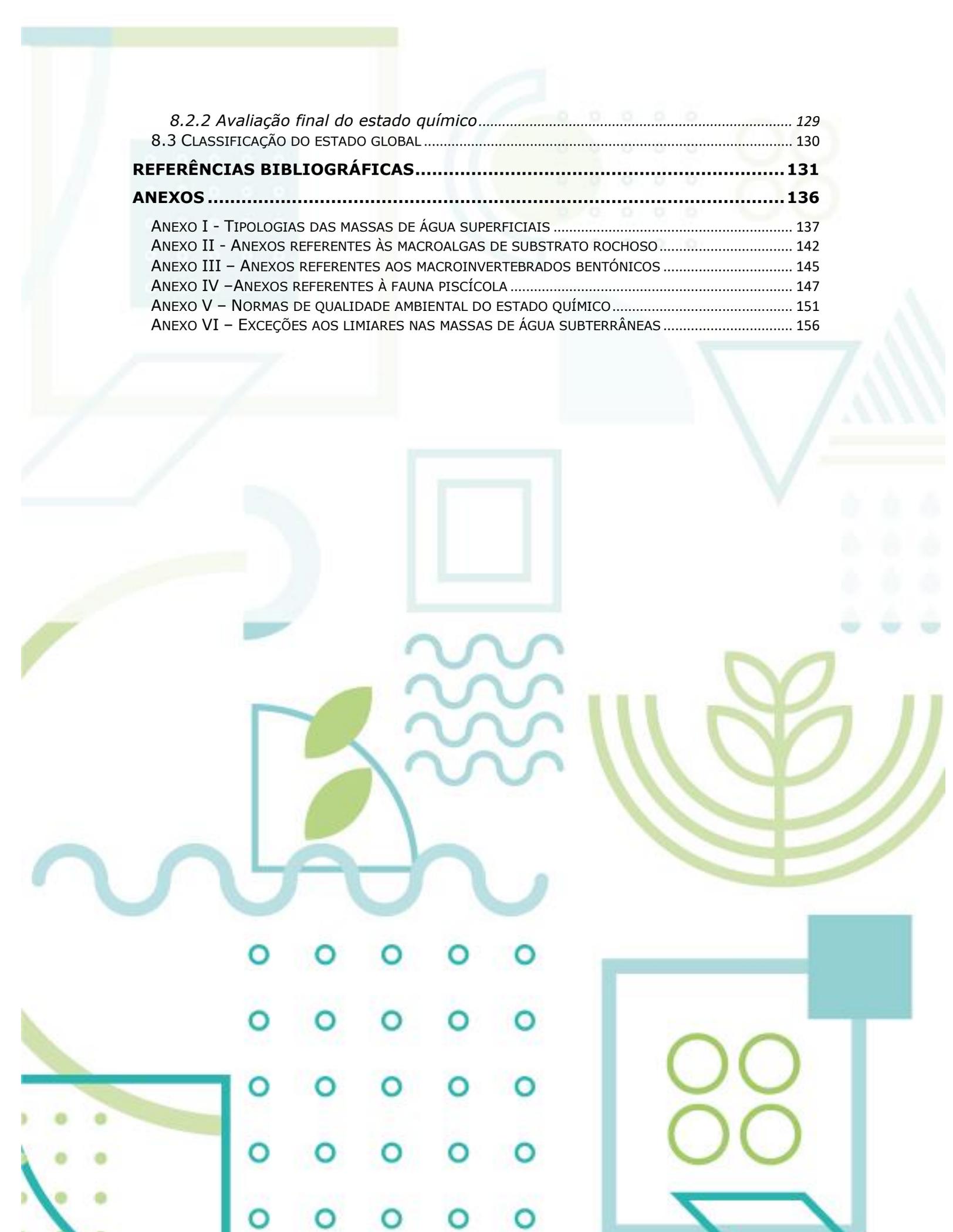
DRH/DEQA
2023

ÍNDICE

APRESENTAÇÃO	1
BASES DA DEFINIÇÃO E ATUALIZAÇÃO DOS CRITÉRIOS DE CLASSIFICAÇÃO ..	2
1. ENQUADRAMENTO	3
1.1 PROJETOS TÉCNICO-CIENTÍFICOS	3
1.2 EXERCÍCIO DE INTERCALIBRAÇÃO	5
ÁGUAS SUPERFICIAIS	7
2. CLASSIFICAÇÃO DAS MASSAS DE ÁGUA DE SUPERFÍCIE	8
2.1 CONCEITO DE ESTADO E POTENCIAL ECOLÓGICO.....	8
2.1.1 <i>Elementos de qualidade biológicos</i>	9
2.1.2 <i>Elementos físico-químicos de suporte aos biológicos</i>	12
2.1.2.1 <i>Elementos físico-químicos gerais</i>	12
2.1.2.2 <i>Poluentes específicos</i>	14
2.1.3 <i>Elementos hidromorfológicos de suporte aos biológicos</i>	14
2.2 CONCEITO DE ESTADO QUÍMICO.....	15
2.3 ESTADO DA MASSA DE ÁGUA.....	16
3. SISTEMAS DE CLASSIFICAÇÃO DO ESTADO ECOLÓGICO – ÁGUAS INTERIORES	20
3.1 RIOS.....	20
3.1.1 <i>Elementos de qualidade biológicos</i>	20
3.1.1.1 <i>Fitobentos - diatomáceas</i>	20
3.1.1.2 <i>Macrófitos</i>	23
3.1.1.3 <i>Macroinvertebrados bentônicos</i>	25
3.1.1.4 <i>Fauna piscícola</i>	27
3.1.2 <i>Elementos físico-químicos de suporte aos biológicos</i>	30
3.1.3 <i>Elementos hidromorfológicos de suporte aos biológicos</i>	31
3.2 GRANDES RIOS.....	33
3.2.1 <i>Elementos de qualidade biológicos</i>	34
3.2.1.1 <i>Fitoplâncton</i>	34
3.2.1.2 <i>Fitobentos – diatomáceas</i>	38
3.2.1.3 <i>Macroinvertebrados bentônicos</i>	38
3.2.1.4 <i>Fauna piscícola</i>	39
3.2.2 <i>Elementos físico-químicos de suporte aos biológicos</i>	40
3.2.3 <i>Elementos hidromorfológicos de suporte aos biológicos</i>	41
4. SISTEMAS DE CLASSIFICAÇÃO DO POTENCIAL ECOLÓGICO – ÁGUAS INTERIORES	42
4.1 RIOS E GRANDES RIOS	42
4.2 ALBUFEIRAS.....	44
4.2.1 <i>Elementos de qualidade biológicos</i>	44

4.2.1.1	<i>Fitoplâncton</i>	44
4.2.2	<i>Elementos físico-químicos de suporte aos biológicos</i>	48
4.2.3	<i>Elementos hidromorfológicos de suporte aos biológicos</i>	50
4.3	MASSAS DE ÁGUA ARTIFICIAIS DA CATEGORIA RIOS	51
5.	SISTEMAS DE CLASSIFICAÇÃO DO ESTADO ECOLÓGICO – ÁGUAS DE TRANSIÇÃO E COSTEIRAS.....	53
5.1	ELEMENTOS DE QUALIDADE BIOLÓGICOS	53
5.1.1	<i>Fitoplâncton</i>	54
5.1.2	<i>Macroalgas oportunistas</i>	61
5.1.3	<i>Macroalgas de substrato rochoso</i>	64
5.1.4	<i>Ervas marinhas</i>	70
5.1.5	<i>Sapais</i>	74
5.1.6	<i>Macroinvertebrados bentônicos</i>	78
5.1.7	<i>Fauna piscícola</i>	82
5.2	ELEMENTOS FÍSICO-QUÍMICOS DE SUPORTE AOS BIOLÓGICOS.....	91
5.2.1	<i>Transparência, temperatura e salinidade</i>	92
5.2.2	<i>Saturação de oxigênio</i>	93
5.2.2	<i>Nutrientes</i>	94
5.3	ELEMENTOS HIDROMORFOLÓGICOS DE SUPORTE AOS BIOLÓGICOS	99
6.	SISTEMAS DE CLASSIFICAÇÃO DO POTENCIAL ECOLÓGICO – ÁGUAS DE TRANSIÇÃO E COSTEIRAS.....	102
7.	CRITÉRIOS DE CLASSIFICAÇÃO DO ESTADO QUÍMICO E POLUENTES ESPECÍFICOS.....	103
7.1	MATRIZ ÁGUA	105
7.2	MATRIZ BIOTA	108
7.3	MATRIZ SEDIMENTOS.....	108
	ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	110
8.	CLASSIFICAÇÃO DAS MASSAS DE ÁGUA SUBTERRÂNEAS.....	111
8.1	CLASSIFICAÇÃO DO ESTADO QUANTITATIVO	112
8.1.1	<i>Avaliação da recarga das massas de água</i>	113
8.1.2	<i>Avaliação das extrações nas massas de água subterrâneas</i>	117
8.1.3	<i>Avaliação do estado quantitativo</i>	117
8.1.3.1	<i>Teste do balanço hídrico</i>	117
8.1.3.2	<i>Teste de escoamento superficial</i>	119
8.1.3.3	<i>Teste da intrusão salina ou outra</i>	119
8.1.3.4	<i>Teste dos ETDAS (ecossistemas terrestres dependentes das águas subterrâneas)</i>	119
8.1.4	<i>Avaliação final do estado quantitativo</i>	119
8.2	CLASSIFICAÇÃO DO ESTADO QUÍMICO	119
8.2.1	<i>Limiares</i>	120
8.2.1.1	<i>Teste da avaliação global</i>	125
8.2.1.2	<i>Teste da diminuição da qualidade química ou ecológica das massas de água superficiais (EDAS)</i>	126
8.2.1.3	<i>Teste avaliação dos ecossistemas terrestres dependentes das águas subterrâneas (ETDAS)</i>	126
8.2.1.4	<i>Teste de proteção das águas de consumo humano</i>	127
8.2.1.5	<i>Teste da intrusão salina</i>	128

8.2.2 Avaliação final do estado químico.....	129
8.3 CLASSIFICAÇÃO DO ESTADO GLOBAL.....	130
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	131
ANEXOS.....	136
ANEXO I - TIPOLOGIAS DAS MASSAS DE ÁGUA SUPERFICIAIS.....	137
ANEXO II - ANEXOS REFERENTES ÀS MACROALGAS DE SUBSTRATO ROCHOSO.....	142
ANEXO III - ANEXOS REFERENTES AOS MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS.....	145
ANEXO IV - ANEXOS REFERENTES À FAUNA PISCÍCOLA.....	147
ANEXO V - NORMAS DE QUALIDADE AMBIENTAL DO ESTADO QUÍMICO.....	151
ANEXO VI - EXCEÇÕES AOS LIMIARES NAS MASSAS DE ÁGUA SUBTERRÂNEAS.....	156



APRESENTAÇÃO

A [Diretiva Quadro da Água \(DQA\)](#), Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000, teve por base o reconhecimento da necessidade de estabelecer uma abordagem comunitária centrada na proteção integrada dos recursos hídricos, bem como dos ecossistemas que deles dependem e de assegurar a [sustentabilidade dos usos da água](#) e o [controlo da poluição](#). Esta Diretiva configura-se como o principal instrumento da política da União Europeia relativo à água, estabelecendo a obrigatoriedade, transversal aos Estados Membros, de planear as respetivas políticas com vista a assegurar a proteção, melhoria e recuperação das massas de água superficiais e subterrâneas, com o objetivo de assegurar que estas [alcançam o Bom estado e de evitar a sua degradação](#).

A aferição do Estado, alicerce da avaliação do cumprimento dos objetivos ambientais da DQA, é realizada através de um processo de [classificação das massas de água](#), no qual são indexadas, caso a caso, as classes de qualidade aplicáveis de acordo com as definições normativas enunciadas no Anexo V da Diretiva. Assim, o processo de classificação do Estado das massas de água é uma etapa fundamental para as políticas de gestão dos recursos hídricos, uma vez que permite realizar avaliações periódicas do panorama nacional e avaliar a evolução da qualidade das mesmas. A classificação possibilita a [identificação de massas de água que se encontram em estado inferior a Bom e em risco de não atingir os objetivos ambientais](#) definidos na DQA, permitindo assim direcionar as medidas de proteção e melhoria das águas, em conjugação com a análise de pressões, no âmbito dos Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH). Permite ainda analisar a eficácia das medidas adotadas ao longo dos ciclos de planeamento.

Neste contexto, a gestão integrada das massas de água requer a existência de [sistemas de classificação](#) abrangentes e coerentes, cujos critérios, paralelamente à implementação de programas de monitorização de elevada exigência, desempenham um papel chave no processo de implementação da Diretiva.

No presente documento é apresentada a sistematização dos critérios de classificação que foram aplicados para avaliação do estado das massas de água no período 2014-2019 e que vigoram durante o 3.º ciclo de planeamento dos PGRH. São aqui descritos os cálculos e processos associados à [avaliação do Estado das massas de águas de superfície \(categorias rios, albufeiras, transição e costeiras\)](#) e [das águas subterrâneas](#), em Portugal continental.

O documento divide-se em duas partes principais, uma relativa aos [critérios de classificação das massas de água superficiais](#) e outra relativa aos [critérios de classificação das massas de água subterrâneas](#), antecedidas de um capítulo relativo às [bases utilizadas na revisão e definição](#) destes critérios de classificação.



BASES DA DEFINIÇÃO E ATUALIZAÇÃO DOS CRITÉRIOS DE CLASSIFICAÇÃO

Definição dos critérios de classificação

1. Enquadramento

Os [critérios de classificação das massas de água](#) foram desenvolvidos tendo em conta orientações estabelecidas no âmbito da [Estratégia Comum de Implementação da Diretiva Quadro da Água](#) (Common Implementation Strategy – CIS), nomeadamente pelos vários Documentos-Guia publicados, bem como as [orientações emanadas pela Comissão Europeia](#) decorrentes dos processos de avaliação dos PGRH precedentes. Assim, neste documento são revistos e atualizados os critérios anteriormente publicados, à luz do melhor conhecimento atual.

Por forma a dar cumprimento a estas orientações, a APA, I.P., implementou um conjunto de [projetos técnico-científicos](#) e participou nos [exercícios de intercalibração](#) promovidos pela Comissão Europeia, conforme se descreve de seguida.

1.1 Projetos técnico-científicos

A APA, I.P. (APA), na prossecução das suas funções de [Autoridade Nacional da Água](#), tem a responsabilidade de propor, desenvolver e acompanhar a execução da política nacional dos recursos hídricos, de forma a assegurar a sua gestão sustentável, e detém a competência para, nas regiões hidrográficas de Portugal Continental, avaliar o estado das massas de água. Para que este desígnio possa ser prosseguido adequadamente, é necessário implementar programas de monitorização e aplicar sistemas de classificação robustos, nos termos da [Diretiva Quadro da Água](#) e da [Lei da Água](#).

Neste contexto, para elaboração dos PGRH de 3ª geração considerou-se fundamental, não obstante o esforço e as condicionantes existentes em termos de recursos humanos e financeiros, o [desenvolvimento de diversos estudos](#), no sentido de [colmatar as lacunas](#) existentes nos PGRH precedentes.

Assim, dando cumprimento aos princípios expostos, foi financiado pelo POSEUR (POSEUR-03-2013-FC-000001) um conjunto de estudos englobados no Projeto “[Melhorar e complementar os critérios de classificação das massas de água](#)”, que decorreram entre 2015 e 2020 e envolveram diversas componentes que se sintetizam no Quadro 1.1, tendo o custo associado aos mesmos rondado os três milhões de euros.

Quadro 1.1 – Projetos técnico-científicos para melhorar e complementar os critérios de classificação das massas de água

N.º	Designação
1	Monitorização de rios e albufeiras, visando a recolha de informação que permita melhorar a base estatística de suporte aos critérios de classificação
6	Melhorar e complementar os critérios de classificação do estado das massas de água de transição e costeiras
7	Melhorar e complementar os critérios de classificação do estado /potencial ecológico das massas de água superficiais interiores

No que se refere às **águas interiores**, os sistemas de classificação do estado/potencial ecológico das massas de água sofreram uma evolução relevante durante o 2.º ciclo de planeamento, impulsionada sobretudo por duas das componentes acima referidas. A componente “**Monitorização de rios e albufeiras, visando a recolha de informação que permita melhorar a base estatística de suporte aos critérios de classificação**” permitiu a recolha de dados em diversas estações relativamente a elementos de qualidade biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos. Estes dados, conjuntamente com outros, foram depois integrados nas análises realizadas no contexto da operacionalização da componente “**Melhorar e complementar os critérios de classificação do estado /potencial ecológico das massas de água superficiais interiores**”. Para esta componente foram definidos os seguintes objetivos gerais:

- Estabelecimento dos sistemas de classificação para avaliação do estado ecológico nas massas de água naturais dos tipos Rios Grandes do Norte (GR Norte), Rios Grandes do Centro (GR Centro) e Rios Grandes do Sul (GR Sul);
- Estabelecimento dos critérios de classificação para avaliação do potencial ecológico nas albufeiras do tipo Curso Principal;
- Desenvolvimento e melhoria dos sistemas de classificação aplicáveis a massas de água fortemente modificadas de carácter lântico da categoria rios - Albufeiras, referentes aos tipos Albufeiras do Norte e Albufeiras do Sul;
- Aferição e melhoria dos sistemas de classificação definidos até à data para os rios do Agrupamento Norte e Agrupamento Sul;
- Estabelecimento dos sistemas de classificação aplicáveis a massas de água fortemente modificadas de carácter lótico da categoria rios.

Foi assim possível proceder à revisão e melhoria dos sistemas de classificação aplicáveis à avaliação do estado/potencial ecológico das massas de água interiores, sendo alargados a novos tipos de massas de água e incluindo também novos parâmetros.

No que se refere às **águas de transição e costeiras** (Componente 6), na sequência da avaliação dos PGRH do 1.º ciclo, a Comissão Europeia definiu um Plano de Ação para Portugal, com a finalidade de serem colmatadas as lacunas na implementação da DQA, em particular no que respeita à avaliação do estado das massas de água. No decorrer do 2.º ciclo de planeamento foram adotados critérios de classificação das massas de água de transição e costeiras que resultaram da evolução possível atendendo à disponibilidade de meios e de recursos. Contudo, verificaram-se ainda diversas lacunas, nomeadamente no que diz respeito às condições de referência e aos sistemas de

classificação dos estuários e lagoas costeiras, que urgia colmatar. Neste contexto, foi implementado o projeto MESCLA – Melhorar e complementar os critérios de classificação do estado das massas de água de transição e costeiras. Este projeto teve como objetivos principais:

- Aferir as condições de referência e atualizar os sistemas de classificação das águas de transição e costeiras para todos os elementos de qualidade aplicáveis;
- Estabelecer as condições de referência e os sistemas de classificação para as tipologias nacionais não abrangidas pelo exercício de intercalibração, em particular as lagoas costeiras;
- Concluir os trabalhos de intercalibração, nomeadamente para as macroalgas oportunistas em águas de transição;
- A partir dos resultados da monitorização e dos sistemas de classificação desenvolvidos, apresentar uma proposta de classificação das massas de água para o 3.º ciclo de planeamento.

Os trabalhos foram desenvolvidos por um consórcio que abrangeu centros de investigação das universidades das regiões norte, centro e sul de Portugal continental, composto por consultores com comprovada experiência na coordenação e desenvolvimento de projetos técnicos e de investigação científica no âmbito da implementação da DQA em massas de água de transição e costeiras. O projeto ficou concluído em 2020, tendo os seus principais objetivos sido cumpridos, colmatando desta forma as lacunas previamente identificadas.

Para além do projeto MESCLA, foi ainda realizado trabalho de desenvolvimento dos sistemas de classificação para os elementos físico-químicos gerais, nomeadamente o estabelecimento da fronteira de qualidade Excelente/Bom (anteriormente estava definida apenas a fronteira Bom/Razoável) e a definição de normas de qualidade para os poluentes específicos. No que se refere à hidromorfologia, mantém-se a metodologia previamente definida estando a sua revisão prevista para o 4.º ciclo de planeamento.

1.2 Exercício de intercalibração

Por forma a contribuir para o estabelecimento de uma estratégia comunitária concertada no que diz respeito à proteção dos recursos aquáticos, além da significância e robustez nos critérios nacionais, pretende-se que os sistemas de classificação sejam comparáveis e equiparáveis entre Estados-Membros, concretamente entre aqueles que partilham características biofísicas e biogeográficas. Por esse motivo, no ponto 1.4.1 do Anexo V da DQA é prevista a realização de um Exercício de Intercalibração (IC), cujo objetivo final é assegurar que os sistemas de classificação, definidos por cada um dos Estados Membros, são capazes de atribuir um nível de qualidade semelhante a sistemas que se encontram em condições ecológicas equivalentes.

Os exercícios de intercalibração (IC) são realizados entre grupos de países geograficamente próximos, comparando os diferentes métodos de classificação desenvolvidos e harmonizando os valores de fronteira que separam as classes de qualidade ecológica Excelente, Bom e Razoável. Para a realização de IC, os Estados Membros são organizados em Grupos de Intercalibração Geográfica (GIG), que partilham tipos comuns dentro de cada categoria de massa de água de superfície.

O processo de intercalibração é sumariamente constituído pelas seguintes fases:

- Definição de tipos de massas de água comuns e organização dos Estados Membros em grupos que partilham os mesmos tipos de massas de água;
- Seleção dos índices de qualidade ecológica em uso nos vários países e que estão de acordo com as definições normativas da DQA;
- Elaboração de matrizes incluindo dados biológicos e ambientais, relativos à aplicação dos índices, incluindo a homogeneização taxonómica e estrutural dos dados;
- Tratamento de dados;
- Apresentação e defesa dos resultados para obtenção de concordâncias individuais e coletivas;
- Elaboração de relatórios, a aprovar pela Comissão Europeia.

A terceira fase do IC culminou com a publicação da [Decisão 2018/229/EU da Comissão, de 12 de fevereiro](#), que revogou a Decisão 2013/480/UE da Comissão, de 20 de setembro, e respetiva Retificação de 8 de outubro de 2013, que refletia os trabalhos executados no decorrer da segunda fase dos trabalhos de intercalibração.

No que respeita às [águas interiores](#), no decorrer do último ciclo foram estabelecidos e/ou revistos os sistemas de classificação aplicáveis aos elementos de qualidade biológicos nos grandes rios, que se enquadram no âmbito dos exercícios de intercalibração. Para fitoplâncton, fitobentos e macroinvertebrados o processo de intercalibração comunitário havia sido realizado previamente, entre outros Estados-Membros, pelo que foram elaborados relatórios que visaram demonstrar o ajuste dos sistemas nacionais ao IC, conforme estabelecido no Documento-Guia n.º 30 da Estratégia Comum de Implementação da DQA (European Union, 2015). Os relatórios apresentados mereceram aceitação. Os trabalhos relativos à fauna piscícola ainda decorrem, estando a ser desenvolvidos conjuntamente com outros Estados-Membros. Os resultados dos trabalhos referidos serão refletidos numa próxima Decisão da Comissão.

No que diz respeito às [águas de transição e costeiras](#), o IC encontra-se concluído para todos os elementos biológicos, no entanto não se encontram publicados nesta 3ª decisão de intercalibração os resultados das macroalgas oportunistas em águas de transição, uma vez que os trabalhos ficaram concluídos após a publicação da Decisão, pelo que serão publicados posteriormente. Não obstante, os critérios de classificação apresentados neste documento refletem já os resultados da intercalibração.

O processo de intercalibração abrange apenas os tipos de massas de água que apresentam correspondência com os tipos de intercalibração. Para as restantes tipologias de massas de água foram desenvolvidos [sistemas de classificação nacionais](#). No caso dos últimos, optou-se por utilizar a mesma metodologia que foi utilizada no exercício de intercalibração, com as devidas adaptações necessárias, nomeadamente ao nível das condições de referência.

ÁGUAS SUPERFICIAIS



Águas superficiais

2. Classificação das massas de água de superfície

A avaliação do estado de uma massa de água de superfície abrange duas componentes: o estado ecológico e o estado químico, sendo necessário que todos os elementos considerados para avaliação do estado ecológico e todas as substâncias consideradas na determinação do estado químico sejam classificados, pelo menos, como Bom para que se atinja o Bom estado.

2.1 Conceito de estado e potencial ecológico

O conceito de estado ecológico é utilizado enquanto indicador da qualidade dos ecossistemas aquáticos associados às águas superficiais, no que diz respeito à sua estrutura e funcionamento. A qualidade ecológica é avaliada comparando os resultados obtidos durante a monitorização com valores previamente identificados como sendo as condições de referência do tipo de massa de água em análise.

A tipificação das massas de água foi feita através da identificação e agregação de massas de água com características geográficas e hidrológicas relativamente homogêneas, consideradas relevantes para determinação das condições ecológicas (Bettencourt *et al.*, 2004; INAG, 2008a). Os tipos de massas de água para as várias categorias de águas superficiais são apresentados no Anexo I.

Para cada tipo de massa de água, consideram-se como referência as condições de uma massa de água num cenário em que as pressões antrópicas são inexistentes ou muito pouco significativas e nas quais, simultaneamente, os valores associados aos elementos considerados para avaliação do estado ecológico não apresentam qualquer distorção, ou mostram apenas uma distorção muito ligeira. Nos termos da DQA, as condições de referência devem assim refletir os valores dos elementos de qualidade num estado ecológico Excelente.

No que diz respeito a massas de água artificiais ou massas de água fortemente modificadas (MAFM), é aplicado um objetivo ambiental específico, sendo o conceito de estado ecológico substituído pelo conceito de potencial ecológico. A qualidade ecológica é então avaliada com base no desvio relativamente à qualidade máxima que se considera que as massas de água podem atingir, após implementação de todas as medidas de mitigação que não têm efeitos adversos significativos sobre os usos específicos ou no ambiente em geral, condição definida como potencial ecológico Máximo (PEM). O Bom potencial ecológico é o objetivo ambiental aplicável nestes casos e considera-se que este é alcançado quando os resultados de qualidade obtidos indicam apenas a existência de ligeiras modificações dos valores dos elementos considerados, por comparação com os valores próprios do PEM.

Os elementos aplicáveis para avaliação do estado/potencial ecológico dividem-se em elementos de qualidade biológicos, elementos físico-químicos de suporte aos elementos biológicos e elementos hidromorfológicos de suporte aos elementos biológicos. Os elementos a considerar na classificação das diferentes categorias de massa de água estão definidos no Anexo V da DQA e variam em função dos objetivos da monitorização, da relevância de cada elemento na categoria de massa de água em análise e da sua sensibilidade aos diferentes tipos de pressão antrópica, entre outros fatores (European Communities, 2003a). A avaliação das massas de água artificiais e fortemente

modificadas recorre aos elementos de qualidade pertinentes, considerando os utilizados na avaliação da categoria de massas de água naturais que mais se assemelha à massa de água artificial ou fortemente modificada em causa.

2.1.1 Elementos de qualidade biológicos

Os elementos de qualidade biológicos considerados na avaliação da qualidade ecológica para as diferentes categorias de massas de água foram identificados tendo por base o Anexo V da DQA. No Quadro 2.1 apresentam-se os elementos biológicos aplicados em cada caso, bem como as componentes caracterizadas e os indicadores de qualidade adotados para efeitos de classificação.

Quadro 2.1 – Elementos de qualidade biológicos utilizados para a avaliação da qualidade ecológica em massas de água de superfície em Portugal Continental.

Categoria	Elemento biológico	Componente	Indicador de qualidade
Rios	Fitoplâncton (*)	Composição, abundância e biomassa	Novo Índice Mediterrânico de Avaliação do Fitoplâncton em Albufeiras (NMASRP)
	Fitobentos	Composição e abundância	Índice de Poluossensibilidade Específica (IPS)
	Macrófitos	Composição e abundância	Índice Biológico de Macrófitos de Rio (IBMR)
	Macroinvertebrados bentónicos	Composição e abundância	Índice Português de Invertebrados do Norte (IPTl _N) e Índice Português de Invertebrados do Sul (IPTl _S), conforme o tipo de rio
	Fauna piscícola	Composição e abundância	Índice Piscícola de Integridade Biótica (F-IBIP) ou Índice Piscícola de Integridade Biótica em Grandes Rios (F-IBIP _{GR}), conforme o tipo de rio
Albufeiras	Fitoplâncton	Composição, abundância e biomassa	Novo Índice Mediterrânico de Avaliação do Fitoplâncton em Albufeiras (NMASRP)
Águas de transição	Fitoplâncton	Composição, abundância e biomassa	Clorofila <i>a</i>
	Macroalgas oportunistas	Composição e abundância	BMI – Blooming Macroalgae Index
	Sapais	Composição e abundância	AQuA-Index - Angiosperm Quality Assessment Index
	Ervas Marinhas	Composição e abundância	SQI - Seagrass Quality Index
	Macroinvertebrados bentónicos	Composição e abundância	BAT – Benthic Assessment Tool

Categoria	Elemento biológico	Componente	Indicador de qualidade
	Fauna piscícola	Composição e abundância	EFAI – Estuarine Fish Assessment Index
Águas costeiras	Fitoplâncton	Composição, abundância e biomassa	Clorofila <i>a</i>
	Macroalgas substrato rochoso (**)	Composição e abundância	P-MarMAT - Portuguese Marine Macroalgae Assessment Tool
	Sapais	Composição e abundância	AQuA-Index - Angiosperm Quality Assessment Index
	Ervas Marinhas	Composição e abundância	SQI - Seagrass Quality Index
	Macroinvertebrados bentónicos	Composição e abundância	BAT – Benthic Assessment Tool

(*) - Aplicável apenas em grandes rios. (**) No caso das lagoas costeiras aplica-se o disposto para as macroalgas em águas de transição.

As respostas dos vários elementos de qualidade biológicos face à perturbação manifestam-se em **escalas espaciais e temporais** diferentes, em função da duração do ciclo de vida e da mobilidade de cada elemento. Deste modo, a informação obtida por cada elemento biológico integra as condições ambientais num período de tempo que pode ser de dias (e.g. fitoplâncton, fitobentos), semanas-meses (e.g. macrófitos, macroinvertebrados bentónicos) ou meses-anos (e.g. fauna piscícola). Relativamente à escala espacial, a resposta dos elementos biológicos varia desde o micro-habitat (e.g. fitobentos) até à escala do segmento ou setor fluvial (e.g. fauna piscícola).

As respostas dos elementos de qualidade biológicos à pressão podem também variar conforme as características das categorias de massas de água em análise. No Quadro 2.2 e no Quadro 2.3 sistematizam-se, em termos gerais, as **principais fontes de pressão** a que os elementos de qualidade adotados manifestam respostas.

Quadro 2.2 – Sensibilidade dos elementos de qualidade biológica a diferentes pressões antrópicas em águas interiores (adaptado de European Communities, 2003b; UK TAG, 2005).

Pressão	Rios				Albufeiras e grandes rios
	Fitobentos	Macrófitos	Macroinvertebrados bentónicos	Fauna piscícola	Fitoplâncton
Nutrientes	x	x			x
Poluição orgânica			x	x	x
Poluentes específicos e substâncias prioritárias			x		
Alterações hidrológicas	x	x	x	x	x
Alterações morfológicas		x	x	x	

Pressão	Rios				Albufeiras e grandes rios
	Fitobentos	Macrófitos	Macroinvertebrados bentónicos	Fauna piscícola	Fitoplâncton
Acidificação	x		x	x	
Degradação geral			x	x	x

Quadro 2.3 – Sensibilidade dos elementos de qualidade biológica a diferentes pressões antrópicas em águas de transição e costeiras.

Pressão	Águas de transição e costeiras					
	Fitoplâncton	Macroalgas	Ervas Marinhas	Sapais	Macroinvertebrados bentónicos	Peixes
Nutrientes	x	x	x	x		
Poluição orgânica	x	x	x	x	x	x
Poluentes específicos e substâncias prioritárias					x	
Alterações hidrológicas		x	x	x	x	x
Alterações morfológicas		x	x	x	x	x
Acidificação						x
Degradação geral	x		x		x	x

No estabelecimento dos sistemas de classificação foram tidas em consideração as [orientações da estratégia comum de implementação](#) da Diretiva, concretamente no que diz respeito aos Documentos-Guia n.º 5 (águas costeiras e de transição; European Communities, 2003c) e n.º 10 (rios e lagos; European Communities, 2003b). A DQA fornece ainda descrições qualitativas para cada classe de qualidade de cada elemento biológico, onde as classes de qualidade representam vários graus de perturbação nas comunidades biológicas (item 1.2 do anexo V da DQA).

Para assegurar a comparabilidade dos sistemas de classificação, os resultados dos elementos biológicos devem ser expressos em [Rácios de Qualidade Ecológica \(RQE\)](#) (alínea ii, item 1.4.1 do Anexo V da DQA). Estes rácios representam a relação entre os valores observados para um determinado parâmetro biológico numa determinada massa de água e o valor desse parâmetro na condição de referência para o tipo de massa de água em questão. Os RQE são expressos num valor numérico entre 0 (situação de degradação extrema) e 1 (situação de referência). Pela divisão destes gradientes de qualidade obtêm-se as classes de qualidade previstas na DQA, sendo que, para a valiação do estado ecológico, os elementos de qualidade biológicos são classificados numa de cinco classes: Excelente, Bom, Razoável, Medíocre e Mau. Para a avaliação do potencial ecológico aplicam-

se as classes Máximo, Bom, Razoável, Mediocre e Mau, sendo que as classes Máximo e Bom podem, nos termos da DQA, ser agregadas em Bom e superior.

Sempre que possível, os valores de referência específicos dos tipos foram estabelecidos tendo por base dados recolhidos em [condições com ausência de perturbação](#) ou minimamente perturbadas (Feio *et al.*, 2014). Nos casos em que tais locais não existem, como nos grandes rios, as condições de referência foram estabelecidas conjugando dados com análise pericial.

A amostragem e identificação dos diferentes elementos de qualidade pressupõe o correto planeamento e [cumprimento dos protocolos de amostragem e processamento laboratorial](#) estabelecidos no âmbito da implementação da DQA, de forma a garantir a exequibilidade do método e comparabilidade espacial e temporal dos resultados.

2.1.2 Elementos físico-químicos de suporte aos biológicos

No âmbito da DQA, os elementos de qualidade físico-químicos englobam elementos físico-químicos gerais e poluentes específicos.

2.1.2.1 Elementos físico-químicos gerais

Relativamente aos [elementos físico-químicos gerais](#), é necessária a seleção de parâmetros que permitam caracterizar as componentes identificadas no Anexo V da DQA, com adaptações em função das características das diferentes categorias de massas de água, conforme consta do Quadro 2.4, do Quadro 2.5 e do Quadro 2.6.

Quadro 2.4 – Parâmetros físico-químicos integrados no sistema de classificação de rios e grandes rios, agregados de acordo com as componentes requeridas no Anexo V da DQA.

Grupo de parâmetros	Parâmetro	Unidade
Condições relativas a nutrientes	Azoto amoniacal	mg/l NH ₄
	Azoto total	mg/l N
	Fosfato	mg/l PO ₄
	Fósforo total	mg/l P
	Nitrato	mg/l NO ₃
	Nitrito	mg/l NO ₂
Condições de oxigenação	Carência Bioquímica em Oxigénio aos 5 dias (CBO ₅)	mg/l O ₂
	Oxigénio dissolvido	% sat
	Oxigénio dissolvido	mg/l O ₂
	Sólidos suspensos totais	mg/l
Condições térmicas	Temperatura da amostra	°C
Estado de acidificação	pH	Escala de Sorensen
Salinidade	Condutividade a 20°C	µS/cm

Quadro 2.5 – Parâmetros físico-químicos integrados no sistema de classificação de albufeiras, agregados de acordo com as componentes requeridas no Anexo V da DQA.

Grupo de parâmetros	Parâmetro	Unidade
Condições relativas a nutrientes	Azoto amoniacal	mg/l NH ₄
	Azoto total	mg/l N
	Fosfato	mg/l PO ₄
	Fósforo total	mg/l P
	Nitrato	mg/l NO ₃
	Nitrito	mg/l NO ₂
Condições de oxigenação	Carência Bioquímica em Oxigénio aos 5 dias (CBO ₅)	mg/l O ₂
	Oxigénio dissolvido	% sat
	Oxigénio dissolvido	mg/l O ₂
	Sólidos suspensos totais	mg/l
Condições térmicas	Temperatura da amostra	°C
Estado de acidificação	pH	Escala de Sorensen
Salinidade	Condutividade a 20°C	µS/cm
Condições de transparência	Transparência (disco de Secchi)	m

Quadro 2.6 – Parâmetros físico-químicos integrados no sistema de classificação de águas de transição e costeiras, agregados de acordo com as componentes requeridas no Anexo V da DQA.

Grupo de parâmetros	Parâmetro	Unidade
Condições de transparência	Transparência (disco de Secchi)	m
Condições de salinidade	Salinidade	ppt
Condições térmicas	Temperatura	°C
Condições de oxigenação	Oxigénio dissolvido	% sat
Condições relativas a nutrientes	Nitrato+nitrito	mg N/l
	Azoto amoniacal	mg N/l
	Fosfato	mg P/l

De acordo com a DQA, para os elementos físico-químicos gerais devem ser definidos valores de fronteira que permitam estabelecer **três classes de qualidade: Excelente (ou Máximo), Bom e Razoável**. Os limiares de qualidade aplicáveis aos diferentes parâmetros são estabelecidos considerando a potencial influência de cada parâmetro sobre a qualidade do ecossistema, tendo-se, quando possível, integrado as orientações do Grupo de Trabalho da Estratégia Comum de Implementação da DQA relativo ao estado ecológico (ECOSTAT) no que respeita ao estabelecimento de relações entre a qualidade observada ao nível dos elementos de qualidade biológicos e os valores dos parâmetros físico-químicos, com base em Phillips *et al.* (2018).

Adicionalmente aos parâmetros identificados nos quadros acima, a monitorização realizada no âmbito da DQA inclui ainda [outros parâmetros que complementam a caracterização da qualidade](#), conforme consta do documento Critérios para a Monitorização das Massas de Água.

2.1.2.2 Poluentes específicos

De acordo com a DQA, consideram-se como poluentes quaisquer substâncias que, pela sua introdução nas águas, solos ou ar, sejam suscetíveis de provocar danos para a saúde humana, para os ecossistemas aquáticos ou para outros ecossistemas que deles dependam. Nos pontos 1 a 9 do Anexo VIII da DQA são listados, de forma indicativa, os principais poluentes a considerar neste contexto. Dentro destas substâncias poluentes, são denominados [poluentes específicos](#) as substâncias que, não sendo consideradas como prioritárias a nível comunitário (ou seja, não incluídas no âmbito da avaliação do estado químico das massas de água), são ainda assim descarregadas em quantidade significativa nas massas de água e apresentam capacidade potencial de influenciar a qualidade ecológica das massas de água, motivo pelo qual devem ser sujeitas a controlo de descargas, emissões e perdas. A avaliação da qualidade ecológica considerando estas substâncias é realizada com base em [Normas de Qualidade Ambiental](#).

A lista de poluentes específicos, e respetivas NQA – publicadas originalmente no Decreto-Lei n.º 506/99, de 20 de novembro e no Decreto-Lei n.º 261/2003, de 21 outubro – foram atualizadas, no contexto dos trabalhos relativos aos PGRH do 3.º ciclo. Tendo por base as pressões identificadas no período 2014-2019, à lista de poluentes específicos existentes foram adicionadas três novas substâncias: amoníaco, bisfenol A e lítio dissolvido. Acresce que foi igualmente adicionado o grupo pesticidas que corresponde às substâncias ativas dos pesticidas, incluindo os respetivos metabolitos e produtos de degradação e de reação.

2.1.3 Elementos hidromorfológicos de suporte aos biológicos

A [hidromorfologia](#) é considerada uma componente fundamental à avaliação da qualidade ecológica de uma massa de água. A dinâmica hidromorfológica de uma massa de água pode determinar e alterar as condições associadas aos elementos biológicos e aos parâmetros físico-químicos, através de fatores como a disponibilidade de habitat ou o fluxo de matéria orgânica e sedimentos.

No âmbito da avaliação da qualidade ecológica, aos elementos hidromorfológicos apenas se aplicam as [classes de qualidade Excelente \(ou Máximo\) e Bom](#). Considera-se que as condições hidromorfológicas estão de tal forma interligadas com a componente biótica e com a componente físico-química, que as condições verificadas nestes elementos de qualidade irão refletir o facto das condições hidromorfológicas serem compatíveis com a classe de qualidade em que estes se encontram.

As componentes a considerar na avaliação da qualidade ecológica com base nos elementos hidromorfológicos variam de acordo com a categoria de massa de água, por forma a permitir detetar respostas à pressão nas suas características específicas. No Quadro 2.7 são apresentados os [elementos hidromorfológicos](#) utilizados na avaliação da qualidade ecológica, com indicação das componentes que integram estes elementos e dos respetivos indicadores.

Quadro 2.7 – Elementos hidromorfológicos de suporte aos elementos biológicos e respetivas componentes e indicadores a utilizar na avaliação da qualidade ecológica

Categoria	Elementos hidromorfológicos	Componente	Indicador
Rios	Regime hidrológico	Caudais e condições de escoamento	<i>River Habitat Survey</i> (RHS) ou Índice de Qualidade Hidromorfológica para Grandes Rios (IQH _{GR}), conforme o tipo de rio
	Continuidade do rio	Continuidade do rio	
	Condições morfológicas	Estrutura e substrato do leito	
Estrutura da zona ripícola			
Albufeiras	Regime hidrológico	Caudais e condições de escoamento	Indicadores de qualidade hidromorfológica em albufeiras (InQHA)
		Tempo de residência	
	Condições morfológicas	Variação da profundidade	
Estrutura das margens			
Águas de Transição	Condições morfológicas	Variação da profundidade	Avaliação qualitativa
		Quantidade, estrutura e substrato do leito	
		Estrutura da zona intermareal	
	Regime de marés	Fluxo de água doce	
Exposição às vagas			
Águas costeiras	Condições morfológicas	Variação da profundidade	Avaliação qualitativa
		Estrutura e substrato do leito	
		Estrutura da zona intermareal	
	Regime de marés	Direção das correntes dominantes	
		Exposição às vagas	

2.2 Conceito de estado químico

No que diz respeito ao **estado químico**, a classificação é realizada tendo por base o cumprimento de **normas de qualidade ambiental (NQA)** estabelecidas para as substâncias prioritárias e outros poluentes identificados na Diretiva das Substâncias Prioritárias (Diretiva 2008/105/CE, alterada pela Diretiva 2013/39/UE, que se encontra transposta para a ordem jurídica nacional pelo Decreto-Lei n.º 103/2010, de 24 de setembro, alterado e republicado pelo Decreto-Lei n.º 218/2015, de 7 de outubro).

As NQA definidas para as substâncias prioritárias e outros poluentes constituem, assim, a base para a avaliação do estado químico das águas superficiais. Para que uma massa de água superficial seja classificada como estando em Bom estado químico é necessário que as concentrações das respetivas substâncias prioritárias e outros poluentes cumpram as NQA estabelecidas.

2.3 Estado da massa de água

A classificação do estado das massas de água superficiais resulta da integração dos resultados obtidos para a componente Ecológica e para a componente Química, sendo que, para que a massa de água seja considerada em Bom estado é necessário que todos os resultados associados a cada componente correspondam, no mínimo, à classe Bom.

A classificação é feita de acordo com o princípio “one out, all out”, ou seja, as classes de qualidade associadas ao estado/potencial ecológico e ao estado químico são determinadas pelo elemento de qualidade ou substância que apresente a pior classificação, ou seja, pelo elemento mais afectado pela atividade humana.

Assim, para o estado/potencial ecológico a avaliação implica demonstrar que a qualidade geral do ecossistema não apresenta um desvio significativo relativamente à sua situação de referência/qualidade máxima; no estado químico a avaliação assenta no cumprimento das normas de qualidade ambiental estabelecidas pela Diretiva das Substâncias Prioritárias, para as substâncias a avaliar.

Representa-se na Figura 2.1, de forma conceptual, o processo pelo qual as classificações dos diferentes elementos e substâncias devem ser combinados para classificar o estado ecológico e o estado químico e obter, por fim, o estado global da massa de água de superfície. Esta avaliação do estado global não tem em conta a avaliação das zonas protegidas.

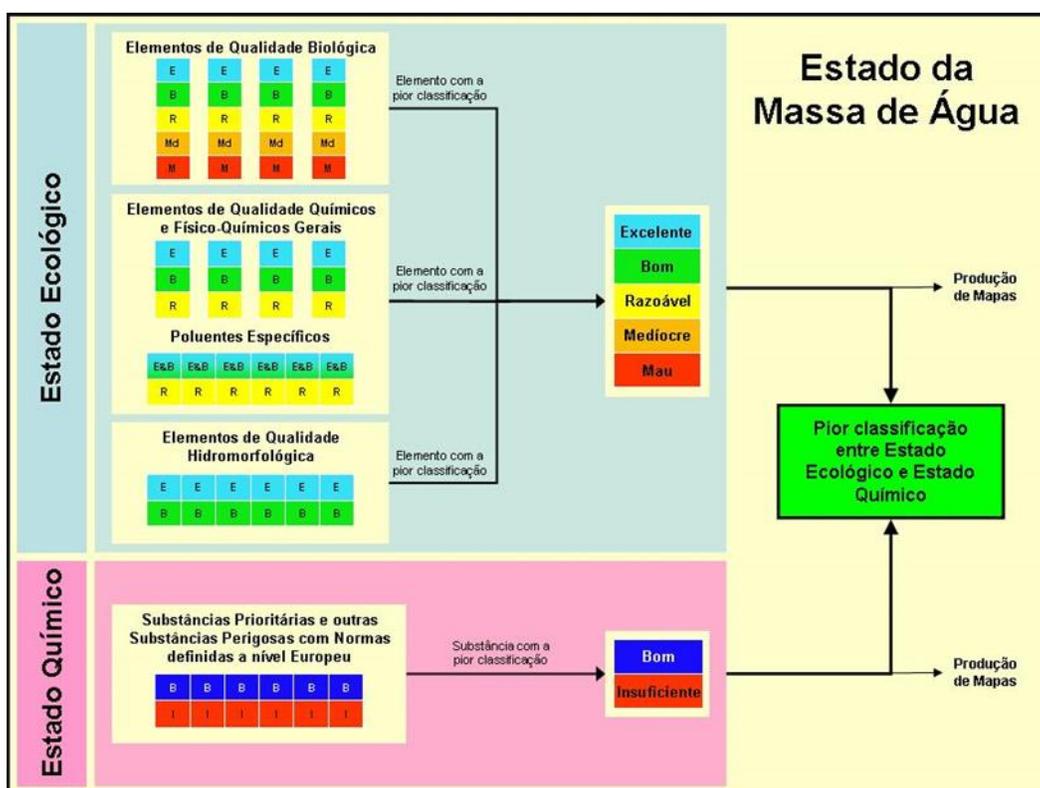


Figura 2.1 – Esquema conceptual do sistema de classificação no âmbito da DQA/Lei da Água (adaptado de UK TAG, 2007).

O **Bom estado ecológico** é alcançado por uma massa de água de superfície quando classificada como Bom ou Excelente nos termos das definições normativas que constam do ponto 1.2 do anexo V da DQA. Os elementos de qualidade a integrar na avaliação do estado ecológico variam, primeiramente, em função da categoria de massa de água que se pretende caracterizar, de acordo com o ponto 1.1 do anexo V da DQA.

A qualidade associada aos elementos de qualidade biológicos pode ser classificada numa de **cinco classes**, aqui referidas por ordem decrescente de qualidade: **Excelente, Bom, Razoável, Medíocre e Mau**. Os elementos físico-químicos e hidromorfológicos considerados para caracterização do estado ecológico de uma massa de água são denominados elementos “de suporte aos elementos biológicos” como forma de evidenciar a interligação e interdependência existente entre estes elementos e a componente biótica dos ecossistemas aquáticos (European Communities, 2005). Aos elementos físico-químicos são aplicáveis as classes **Excelente, Bom e Razoável**, enquanto aos resultados associados aos **elementos hidromorfológicos** são apenas aplicáveis as classes **Excelente e Bom**. Para efeitos de comunicação gráfica, às cinco classes em que o estado ecológico pode ser expresso correspondem, por ordem decrescente de qualidade, as cores: azul, verde, amarelo, laranja e vermelho (conforme disposto no ponto 1.4.2. do Anexo V da DQA).

Os critérios de classificação do estado ecológico, expressos na relação entre os diferentes elementos de qualidade, encontram-se representados na Figura 2.2.

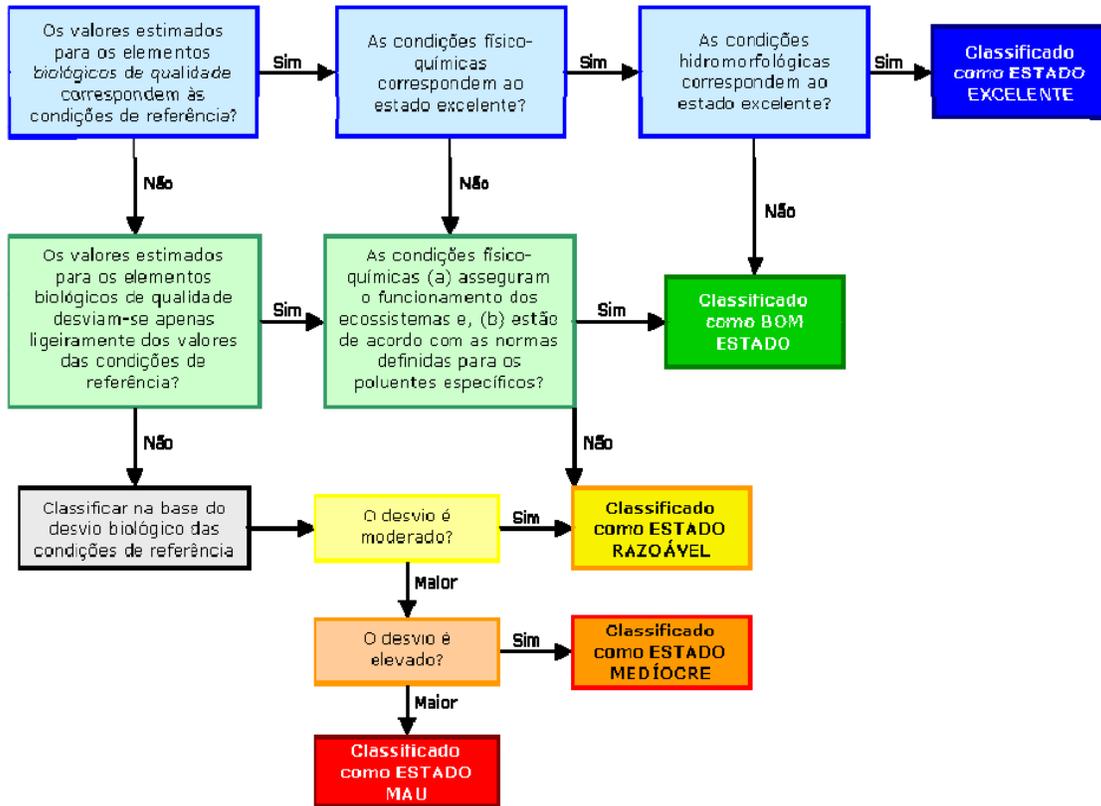


Figura 2.2 - Relação entre os diferentes elementos de qualidade que interferem na classificação do estado ecológico, de acordo com as definições normativas do ponto 1.2 do anexo V da DQA (European Communities, 2003a; European Communities, 2003b).

Por outro lado, conforme referido acima, em massas de **água artificiais** e **massas de água fortemente modificadas**, vigora o conceito de **potencial ecológico**, sendo que o **Bom potencial ecológico** é descrito, de forma geral, como um nível de qualidade ecológica em que ocorrem ligeiras modificações dos valores dos elementos de qualidade pertinentes em relação aos valores próprios do **potencial ecológico Máximo**, de acordo com o ponto 1.2.5 do anexo V da DQA.

Os **elementos de qualidade** a utilizar serão os **aplicáveis à categoria de águas de superfície naturais que mais se assemelha à massa de água** em questão. Para as MAFM, no caso da avaliação do potencial de massas de água interiores de características lóxicas, consideram-se os elementos de qualidade associados à categoria rios (ponto 1.1.1 do Anexo V da DQA) e no caso da avaliação do potencial de albufeiras, consideram-se os elementos de qualidade associados à categoria lagos (ponto 1.1.2 do Anexo V da DQA). Paralelamente, os valores dos elementos de qualidade no potencial ecológico Máximo (PEM) devem refletir – tanto quanto possível, considerando as condições físicas resultantes das características artificiais ou fortemente modificadas da massa de água – os valores de referência associados ao tipo de massa de água natural mais semelhante.

A classificação das massas de água artificiais é realizada de acordo com limiares específicos de qualidade, conforme descrito no capítulo 4.3.

Como acima referido, a qualidade associada aos elementos de qualidade biológicos pode ser classificada numa de **cinco classes**, aqui referidas por ordem decrescente de qualidade: **Máximo, Bom, Razoável, Medíocre e Mau**. Ressalva-se, contudo, que, nos termos da DQA, as classes Máximo e Bom podem ser agregadas como Bom e superior. Aos elementos físico-químicos são aplicáveis as classes **Máximo (ou Bom e superior), Bom (ou Bom e superior) e Razoável**, enquanto aos resultados associados aos **elementos hidromorfológicos** são apenas aplicáveis as classes **Máximo e Bom (ou Bom e superior)**.

A relação entre os diferentes elementos de qualidade, que integram a classificação do potencial ecológico das MAFM encontra-se na Figura 2.3.

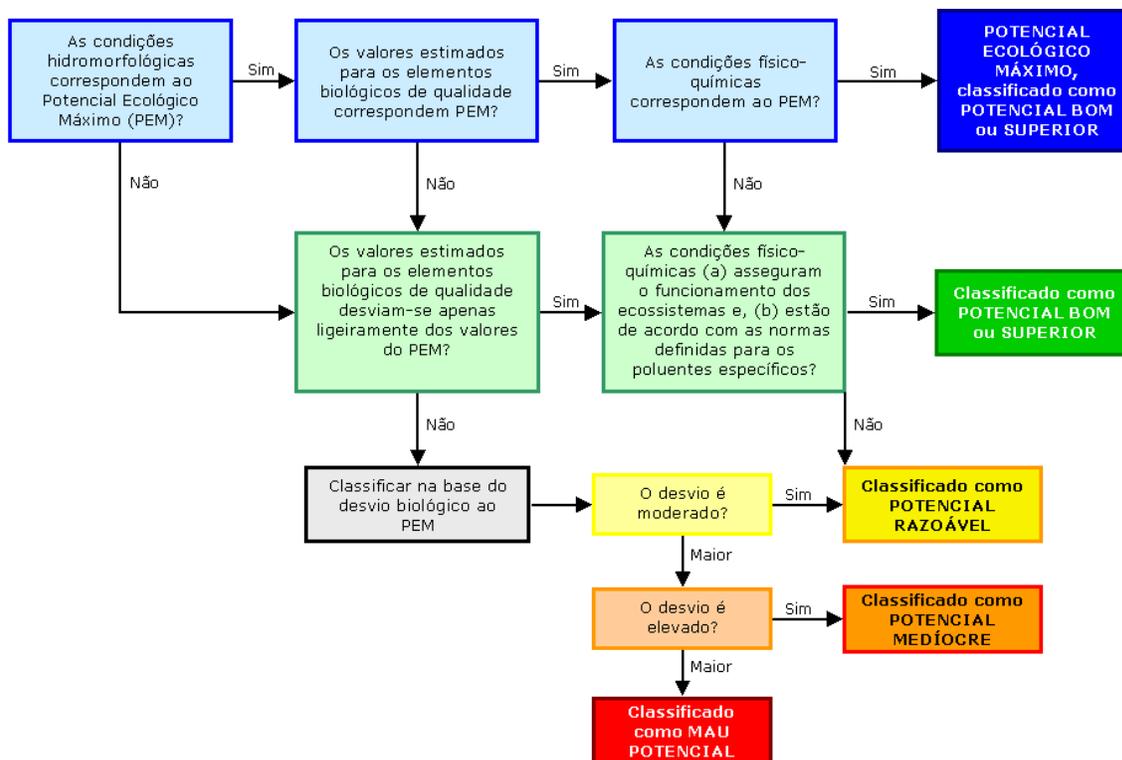


Figura 2.3 - Relação entre os diferentes elementos de qualidade, EQH, EQB e EQFQ, que interferem na classificação do potencial ecológico, de acordo com as definições normativas do anexo V, ponto 1.2 da DQA (European Communities, 2003a; European Communities, 2003b).

Para efeitos de comunicação gráfica, às classes em que o potencial ecológico se expressa corresponde, por ordem decrescente de qualidade, o **código de cores** “riscas verdes e cinzentas-escuras da mesma largura”, “riscas amarelas e cinzentas-escuras da mesma largura”, “riscas laranja e cinzentas-escuras da mesma largura” e “riscas vermelhas e cinzentas-escuras da mesma largura” (conforme disposto no ponto 1.4.2. do Anexo V da DQA).

3. Sistemas de classificação do estado ecológico – águas interiores

3.1 Rios

Na **avaliação da qualidade ecológica em rios** são considerados os elementos de qualidade biológicos preconizados pela DQA, bem como os respetivos elementos de suporte. Relativamente aos primeiros, não foram produzidas alterações de maior aos sistemas de classificação já existentes, registando-se apenas alterações no que respeita a macrófitos, com a definição de valores-guia para três tipos de massas de água, e relativamente à fauna piscícola, com o alargamento do âmbito de aplicação do índice F-IBIP. Relativamente a elementos físico-químicos gerais foram definidos limiares para novos parâmetros e revistos os limiares já existentes, enquanto para os elementos de qualidade hidromorfológicos se procedeu também ao alargamento e revisão dos limiares.

Os critérios de classificação descritos de seguida aplicam-se às **massas de água naturais**. Em massas de água fortemente modificadas devem ser considerados estes mesmos sistemas de classificação, mas a avaliação do potencial ecológico é feita tendo por base a abordagem descrita no Capítulo 4.

3.1.1 Elementos de qualidade biológicos

3.1.1.1 Fitobentos - diatomáceas

Por **fitobentos** (ou perifíton) entende-se o conjunto de todos os produtores primários existentes nos biofilmes que se formam sobre substratos rochosos, como pedras ou blocos, ou sobre vegetação aquática submersa ou outro qualquer outro tipo de substrato. O fitobentos é composto por bactérias, fungos, microfauna, cianobactérias, microalgas, entre outros, sendo as diatomáceas (classe *Bacillariophyceae*) geralmente as comunidades dominantes e mais frequentes.

As diatomáceas perifíticas são consideradas como relevantes na monitorização da qualidade ecológica sobretudo pelos seguintes motivos:

- são abundantes e frequentes desde a nascente até à foz do rio, apresentando uma distribuição ubíqua que permite comparações entre diversos habitats;
- respondem de forma diferenciada ao longo de um gradiente ambiental, integrando as modificações da qualidade da água;
- reagem rapidamente (em cerca de um mês) a alterações da qualidade da água;
- não dispõem de um ciclo de vida faseado, que as ausentaria dos sistemas aquáticos em determinados períodos;
- desenvolvem-se em habitats específicos, bem definidos e facilmente amostráveis;
- possuem parede celular siliciosa, o que evita a deterioração aquando da sua remoção dos substratos;
- a sua identificação e quantificação é relativamente rápida;
- existe uma extensa bibliografia sobre a ecologia das diatomáceas relativamente à sua sensibilidade/tolerância e ao seu valor como indicadoras.

Assim, nos rios, o elemento de qualidade fitobentos é avaliado considerando exclusivamente o grupo das diatomáceas.

As comunidades de diatomáceas respondem ao aumento de nutrientes (principalmente de azoto e de fósforo) na água, mediante alteração da sua estrutura (composição taxonómica e abundância) que, na maioria dos casos, conduz a uma diminuição da diversidade e ao aumento da biomassa. As diatomáceas são ainda capazes de mostrar alterações de qualidade da água relacionadas com contaminação orgânica, assim como alterações hidromorfológicas. O aumento de salinidade no sistema poderá provocar uma alteração da comunidade, passando esta a apresentar-se constituída maioritariamente por *taxa* tolerantes às novas condições.

A amostragem e a identificação de diatomáceas perifíticas devem ser realizadas de acordo com os procedimentos estabelecidos no respetivo manual de amostragem, considerando a versão mais recente, disponível em: <https://www.apambiente.pt/dqa/fitobentos.html>. No manual podem ainda ser encontrados outros detalhes relativamente a este indicador de qualidade e a bibliografia de referência aplicável.

O índice adotado para avaliação da qualidade com base neste elemento de qualidade é o **Índice de Poluossensibilidade Específica (IPS)**, um índice amplamente utilizado a nível europeu. Este índice considera o valor indicador e a sensibilidade específica dos *taxa*, sobretudo relativamente à poluição por nutrientes. Para além dos valores indicadores e de sensibilidade, o IPS integra também a abundância das espécies presentes. Assim, este índice encontra-se em concordância com as definições normativas da DQA, tendo sido aprovado pela Comissão Europeia no âmbito do Exercício de Intercalibração.

O IPS é calculado segundo a seguinte expressão:

$$IPS = \frac{\sum_{i=1}^n A_i i_i v_i}{\sum_{i=1}^n A_i v_i}$$

Onde:

A_i – abundância relativa da espécie i ;

i_i – valor de sensibilidade da espécie i face à degradação (varia de 1, para as espécies mais resistentes a 5, para as espécies mais sensíveis);

v_i – valor indicador da espécie i (varia de 1 para *taxa* com larga distribuição ecológica a 3 para *taxa* com distribuição ecológica restrita)

Para o cálculo do IPS recomenda-se a utilização de *software* apropriado, nomeadamente o OMNIDIA (www.omnidia.fr/en/order-omnidia/). Do cálculo do IPS resultam cinco classes de qualidade de 1 (muito má qualidade) a 5 (muito boa qualidade), sendo posteriormente transformado numa escala de 1 a 20, para facilitar as comparações com outros índices.

Após cálculo do índice, o valor obtido é transformado em **Rácio de Qualidade Ecológica** com base na equação abaixo, isto é, ponderando o valor obtido pelo valor de referência do tipo de rio em análise.

$$RQE = \frac{\text{Valor observado}}{\text{Valor de referência}}$$

O Quadro 3.1 apresenta os valores de referência e as fronteiras de qualidade do índice IPS, em RQE, aplicáveis para a classificação do estado ecológico com base neste elemento de qualidade. Quando o valor do RQE corresponde ao valor-fronteira, considera-se a classe de qualidade superior (p.e., 0,960 no tipo M corresponde a Excelente).

Quadro 3.1 – Valores de referência e fronteiras de qualidade do índice IPS, aplicáveis em rios.

Tipo nacional	Valor de referência	Excelente/Bom	Bom/Razoável	Razoável/Mediocre	Mediocre/Mau
M	18,00	0,960	0,720	0,480	0,240
N1 > 100 km ²	19,00	0,970	0,730	0,490	0,240
N1 ≤ 100 km ²	19,00	0,970	0,730	0,490	0,240
N2	17,45	0,910	0,680	0,450	0,230
N3	17,45	0,910	0,680	0,450	0,230
N4	18,50	0,940	0,700	0,470	0,230
L	17,00	0,980	0,730	0,490	0,240
S1 > 100 km ²	16,35	0,800	0,600	0,400	0,200
S1 ≤ 100 km ²	16,35	0,800	0,651	0,400	0,200
S2	18,50	0,940	0,700	0,470	0,230
S3	16,35	0,940	0,700	0,470	0,230
S4	16,35	0,800	0,600	0,400	0,200

A avaliação do nível de confiança no índice reveste-se de particular importância, uma vez que permite aferir a fiabilidade dos resultados obtidos para a classificação ecológica da massa de água em questão. Para atribuição da confiança à classificação obtida para este elemento de qualidade são considerados os critérios indicados no Quadro 3.2.

Quadro 3.2 – Níveis de confiança associados ao índice IPS.

Níveis de confiança		Critério
1	Muito elevada	Resultados concordantes e com nível de confiança 2, em mais de 1 local ou mais de 1 campanha por massa de água
2	Elevada	Resultados obtidos dentro da época de amostragem
3	Média	Resultados obtidos até 1 mês fora da época de amostragem
4	Baixa	Resultados obtidos mais de 1 mês para além do limite da época de amostragem
5	Muito baixa	Resultados obtidos mais de 2 meses para além da época de amostragem

Os períodos de referência para a amostragem deste elemento de qualidade biológica são os referidos no respetivo protocolo de amostragem.

3.1.1.2 Macrófitos

Os **macrófitos** são utilizados na classificação da qualidade ecológica em todos os rios de pequena a média-grande dimensão. O termo macrófitos engloba toda a vegetação aquática visível a olho nu, que se estabelece dentro de água, bem como em zonas húmidas dulçaquícolas, abrangendo macroalgas, briófitos, pteridófitos e angiospérmicas.

A amostragem e a identificação deste elemento biológico devem ser realizadas de acordo com os procedimentos estabelecidos no respetivo manual de amostragem, considerando a versão mais recente, disponível em: <https://www.apambiente.pt/dqa/macrophytos.html>. No manual podem ainda ser encontrados outros detalhes relativamente a este indicador de qualidade e a bibliografia de referência aplicável.

Os macrófitos são classificados através do **Índice Biológico de Macrófitos de Rio (IBMR)**, adotado por Portugal e outros Estados-Membros no âmbito dos trabalhos de intercalibração. Este índice baseia-se na ocorrência e abundância no meio aquático de espécies indicadoras, isto é, espécies sensíveis a poluição associada sobretudo a nutrientes. Uma vez que o IBMR integra a composição e abundância de macrófitos, através da sua determinação é dada resposta aos requisitos impostos pela Diretiva Quadro da Água.

O índice é calculado com base no inventário florístico dos diversos grupos de macrófitos, depois de feita a identificação dos *taxa* presentes na área de amostragem e a estimativa da respetiva cobertura relativa.

O IBMR é calculado de acordo com a equação seguinte:

$$IBMR = \frac{\sum_{i=1}^N (CS_i \cdot E_i \cdot K_i)}{\sum_{i=1}^N (E_i \cdot K_i)}$$

Sendo:

Abundância do *taxon* (K_i) - percentagem de cobertura do troço de amostragem pelo *taxon* i , traduzida numa escala de 0-100, ou seja, cobertura relativa do *taxon* i . Esta cobertura é depois transposta para 5 classes, para cálculo do índice;

Valor trófico (CS_i) - valor indicador do *taxon* i ; valores entre 0 e 20.

Coefficiente de Estenoecidade (E_i) - valor indicador da amplitude ecológica do *taxon* i ; valores entre 1 (reduzida amplitude) e 3 (elevada amplitude).

Os valores absolutos do IBMR variam entre 0 a 20, sendo os valores mais elevados correspondentes a situações de oligotrofia (superior a 14) e os valores mais baixos (inferiores a 8) correspondentes a águas muito eutrofizadas.

Após cálculo do índice, o valor obtido é transformado em **Rácio de Qualidade Ecológica** com base na equação abaixo, isto é, ponderando o valor obtido pelo valor de referência do tipo de rio em análise.

$$RQE = \frac{\text{Valor observado}}{\text{Valor de referência}}$$

O Quadro 3.3 apresenta os **valores de referência** e as **fronteiras de qualidade** do índice IBMR, em RQE, aplicáveis para a classificação do estado ecológico com base neste elemento de qualidade. Quando o valor do RQE corresponde ao valor-fronteira, considera-se a classe de qualidade superior (p.e., 0,920 no tipo M corresponde a Excelente). Relativamente aos critérios existentes no ciclo de planeamento anterior, foram acrescentados valores-guia, a considerar para a aplicação do índice normativo em massas de água dos tipos N4, L e S1>100 km².

Quadro 3.3 – Valores de referência e fronteiras de qualidade do índice IBMR, aplicáveis em rios.

Tipo nacional	Valor de referência	Excelente/Bom	Bom/Razoável	Razoável/Medíocre	Medíocre/Mau
M	12,68	0,920	0,690	0,460	0,230
N1 > 100 km ²	12,68	0,920	0,690	0,460	0,230
N1 ≤ 100 km ²	12,68	0,920	0,690	0,460	0,230
N2	12,68	0,920	0,690	0,460	0,230
N3	12,68	0,920	0,690	0,460	0,230
N4 ⁽¹⁾	12,68	0,920	0,690	0,460	0,230
L ⁽¹⁾	12,00	0,930	0,700	0,460	0,230
S1 > 100 km ² ⁽¹⁾	12,00	0,930	0,700	0,460	0,230
S1 ≤ 100 km ²	12,00	0,930	0,700	0,460	0,230
S2	12,68	0,920	0,690	0,460	0,230
S3	12,00	0,930	0,700	0,460	0,230
S4	12,00	0,930	0,700	0,460	0,230

⁽¹⁾ Valores-guia para classificação.

Para atribuição da **confiança** à classificação obtida para este elemento de qualidade são considerados os critérios indicados no Quadro 3.4.

Quadro 3.4 – Níveis de confiança associados ao índice IBMR.

Níveis de confiança		Critério
1	Muito elevada	Resultados concordantes e com nível de confiança 2, em mais de 1 local ou mais de 1 campanha por massa de água
2	Elevada	Mais de 9 <i>taxa</i> indicadores
3	Média	6 a 8 <i>taxa</i> indicadores
4	Baixa	4 a 5 <i>taxa</i> indicadores
5	Muito baixa	1 a 3 <i>taxa</i> indicadores ou resultados obtidos mais de 2 meses para além da época de amostragem

Importa notar que as classificações obtidas com três ou menos *taxa* indicadores devem ser utilizadas com muita reserva.

3.1.1.3 Macroinvertebrados bentónicos

As comunidades de **macroinvertebrados bentónicos** presentes nos rios permitem detetar um largo conjunto de pressões, nomeadamente pressões associadas com poluição química e orgânica, mas também alterações hidromorfológicas e degradação em geral.

A amostragem e a identificação deste elemento biológico devem ser realizadas de acordo com os procedimentos estabelecidos no respetivo manual de amostragem, considerando a versão mais recente, disponível em: <https://www.apambiente.pt/dqa/invertebrados-bentonicos.html>. No manual podem ainda ser encontrados outros detalhes relativamente a este indicador de qualidade e a bibliografia de referência aplicável.

Para avaliação da qualidade dos rios de pequena a média-grande dimensão, Portugal adotou o **Índice Português de Invertebrados Norte (IPtIN)** e o **Índice Português de Invertebrados Sul (IPtIS)**, sendo o primeiro aplicável nos rios dos tipos M, N1 > 100 km², N1 ≤ 100 km², N2, N3, N4 e S2 e o segundo aplicável nos rios dos tipos L, S1 > 100 km², S1 ≤ 100 km², S3 e S4. Estes índices foram desenvolvidos no âmbito do Exercício de Intercalibração. Ambos permitem a avaliação da degradação geral de uma massa de água na comunidade de macroinvertebrados.

Cada um destes índices resulta do somatório de várias métricas ponderadas que integram os aspetos requeridos pela DQA para as comunidades de macroinvertebrados bentónicos: composição, diversidade, abundância e presença/ausência de *taxa* sensíveis.

As fórmulas de cálculo de cada um dos índices são apresentadas de seguida:

- $IPtIN = N.^{\circ} \textit{taxa} \times 0,25 + EPT \textit{taxa} \times 0,15 + \textit{Evenness} \times 0,1 + (IASPT - 2) \times 0,3 + \textit{Log (Sel. ETD+1)} \times 0,2$
- $IPtIS = N.^{\circ} \textit{taxa} \times 0,4 + EPT \times 0,2 + (IASPT - 2) \times 0,2 + \textit{Log (Sel. EPTCD+1)} \times 0,2$

Em que:

N.º taxa: N.º total de *taxa* (maioritariamente Famílias).

EPT taxa: N.º de Famílias pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera;

Evenness (ou Equitabilidade): Corresponde ao índice de Pielou, consistindo no índice de diversidade de Shannon-Wiener (H) dividido pela diversidade máxima possível com esse número de *taxa*, i.e. H/Hmax;

IASPT: ASPT Ibérico, que corresponde ao BMWP Ibérico dividido pelo n.º de famílias;

Log (Sel. ETD+1): Log10 de 1 + soma das abundâncias de indivíduos pertencentes às famílias Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Goeridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae;

Log (Sel. EPTCD+1): Log10 de 1 + soma das abundâncias de indivíduos pertencentes às famílias Chloroperlidae, Nemouridae, Leuctridae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Philopotamidae, Limnephilidae, Psychomyiidae, Sericostomatidae, Elmidae, Dryopidae, Athericidae.

No cálculo, são realizados dois passos de normalização:

- 1) antes das métricas intermédias serem multiplicadas pelo factor de ponderação;
- 2) após o somatório das métricas ponderadas, para que o valor final venha expresso na forma de **Rácio de Qualidade Ecológica**.

O primeiro passo de normalização das métricas de qualidade tem por base os **valores de referência** apresentados no Quadro 3.5 e no Quadro 3.6, sendo feito o quociente entre o valor observado e o valor de referência.

Quadro 3.5 – Valores de referência das métricas do índice IPTl_N em rios.

Tipo nacional	Índice de qualidade	N.º taxa	EPT taxa	Evenness	IASPT-2	Log(Sel ETD+1)
M	IPTl _N	29,0	16,0	0,65	4,48	1,86
N1 > 100 km2	IPTl _N	26,0	13,0	0,63	3,97	1,68
N1 ≤ 100 km2	IPTl _N	30,0	16,0	0,71	4,52	1,95
N2	IPTl _N	31,5	14,0	0,64	3,80	1,48
N3	IPTl _N	39,0	18,0	0,61	4,17	2,00
N4	IPTl _N	30,5	12,0	0,64	3,67	1,73
S2	IPTl _N	26,0	10,5	0,56	3,73	1,32

Quadro 3.6 – Valores de referência das métricas do índice IPTl_S em rios.

Tipo nacional	Índice de qualidade	N.º taxa	EPT taxa	IASPT-2	Log(Sel EPTCD+1)
L	IPTl _S	20,0	8,0	3,60	2,57
S1 > 100 km2	IPTl _S	21,0	9,0	3,37	2,57
S1 ≤ 100 km2	IPTl _S	27,0	10,0	3,29	2,48
S3	IPTl _S	22,0	10,0	3,48	2,45
S4	IPTl _S	27,0	10,0	3,29	2,48

No segundo passo de normalização do índice é considerado o valor de referência apresentado no Quadro 3.7, seguindo a mesma lógica de cálculo atrás descrita. O Quadro 3.7 apresenta os **valores de referência** e as **fronteiras de qualidade** dos índices IPTl_N e IPTl_S, em RQE, aplicáveis para a classificação do estado ecológico com base neste elemento de qualidade. Quando o valor do RQE corresponde ao valor-fronteira, considera-se a classe de qualidade superior (p.e., 0,860 no tipo M corresponde a Excelente).

Quadro 3.7 – Valores de referência e fronteiras de qualidade dos índices IPTl_N e IPTl_S, aplicáveis em rios.

Tipo nacional	Índice de qualidade	Valor de referência	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
M	IPTl _N	0,98	0,860	0,600	0,400	0,200
N1 > 100 km2	IPTl _N	1,00	0,880	0,676	0,440	0,220
N1 ≤ 100 km2	IPTl _N	1,02	0,870	0,678	0,440	0,220
N2	IPTl _N	1,01	0,830	0,693	0,410	0,200
N3	IPTl _N	1,01	0,850	0,686	0,400	0,200
N4	IPTl _N	1,00	0,860	0,640	0,420	0,210
S2	IPTl _N	0,99	0,820	0,560	0,380	0,190
L	IPTl _S	0,98	0,740	0,560	0,370	0,190
S1 > 100 km2	IPTl _S	0,98	0,970	0,720	0,480	0,240

Tipo nacional	Índice de qualidade	Valor de referência	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
S1 ≤ 100 km2	IPTI _s	0,99	0,973	0,705	0,470	0,230
S3	IPTI _s	1,05	0,961	0,708	0,440	0,220
S4	IPTI _s	0,99	0,950	0,700	0,470	0,230

Para atribuição da **confiança** à classificação obtida para este elemento de qualidade são considerados os critérios indicados no Quadro 3.8.

Quadro 3.8 – Níveis de confiança associados aos índices IPTI_n e IPTI_s.

Níveis de confiança		Critério
1	Muito elevada	Resultados concordantes e com nível de confiança 2, em mais de 1 local ou mais de 1 campanha por MA
2	Elevada	Resultados obtidos dentro da época de amostragem
3	Média	Resultados obtidos até 1 mês fora da época de amostragem
4	Baixa	Resultados obtidos mais de 1 mês para além do limite da época de amostragem
5	Muito baixa	Resultados obtidos mais de 2 meses para além da época de amostragem

Os períodos de referência para a amostragem deste elemento de qualidade biológica são os referidos no respetivo protocolo de amostragem.

3.1.1.4 Fauna piscícola

No que respeita ao elemento de qualidade **fauna piscícola**, a sua utilização no âmbito da monitorização da qualidade tem como principais vantagens o facto de estas comunidades evidenciarem alterações a escalas temporais e espaciais alargadas, por comparação com os restantes elementos biológicos, bem como a relativa facilidade de identificação dos indivíduos até à espécie e o conhecimento existente sobre os mesmos. A comunidade piscícola apresenta respostas a pressões decorrentes de poluição orgânica, mas também pressões hidromorfológicas e ainda pressões biológicas.

A amostragem e a identificação deste elemento biológico devem ser realizadas de acordo com os procedimentos estabelecidos no respetivo manual de amostragem, considerando a versão mais recente, disponível em: <https://www.apambiente.pt/dqa/fauna-piscicola.html>. No manual podem ainda ser encontrados outros detalhes relativamente a este indicador de qualidade e a bibliografia de referência aplicável.

Para avaliação da fauna piscícola aplica-se o **Índice Piscícola de Integridade Biótica para Rios Vadeáveis de Portugal Continental (F-IBIP)**. Apesar de originalmente desenvolvido apenas para troços de rio vadeáveis, como indica a sua designação, novos desenvolvimentos permitiram concluir

que este é igualmente aplicável a troços não vadeáveis, sendo assim utilizado em todos os tipos de rios com exceção dos grandes rios.

Os valores de referência e fronteiras de qualidade aplicáveis à fauna piscícola não têm por referência os tipos nacionais (tipologia de rios), mas sim uma tipologia específica denominada agrupamentos piscícolas. Nos rios de pequena a média-grande dimensão aplicam-se os grupos piscícolas 1 a 6. A correspondência é atribuída com base em Sistemas de Informação Geográfica, estando a informação cartográfica relativa aos agrupamentos piscícolas disponível aqui: <https://www.apambiente.pt/dqa/fauna-piscicola.html>

Os agrupamentos piscícolas determinam igualmente as métricas consideradas no cálculo do índice, sendo que a cada uma se aplicam valores de referência que permitem a sua interpolação e conversão em RQE (Quadro 3.9).

Quadro 3.9 – Valores de referência das métricas do índice F-IBIP em rios.

Agrupamento piscícola	Métrica	Valor superior	Valor inferior
Grupo 1	% indivíduos intolerantes	100	0
	% indivíduos exóticos	0	30
	% indivíduos omnívoros	0	72
Grupo 2	% indivíduos exóticos	0	27
	% indivíduos intolerantes+intermédios	100	7
	% indivíduos invertívoros (excluindo espécies tolerantes)	103	19
Grupo 3	% indivíduos potamódromos (só espécies nativas)	76	0
	n.º espécies nativas	5	2
	% indivíduos exóticos	0	30
Grupo 4	n.º espécies intolerantes+intermédias	3	1
	% indivíduos exóticos	0	30
	% indivíduos intolerantes+intermédios	112	55
Grupo 5	% indivíduos com reprodução generalista+ indivíduos sem reprodução em meio dulçaquícola	15	87
	% indivíduos exóticos	0	30
	% espécies ciprinícolas intolerantes+intermédias	100	0
Grupo 6	% indivíduos invertívoros (excluindo espécies tolerantes)	69	0
	% indivíduos litofílicos	99	0
	% indivíduos exóticos	0	40
Grupo 6	% indivíduos intolerantes+intermédios	58	0
	% indivíduos pelágicos (espécies nativas)	95	0

Para efeitos de cálculo é ainda necessário aplicar equações de correção com base na altitude à percentagem de indivíduos invertívoros (excluindo espécies tolerantes) para o Grupo 2, e à percentagem de indivíduos intolerantes intermédios para o Grupo 4, conforme apresentado abaixo:

Equação de correção para a métrica “% de indivíduos invertívoros (excluindo espécies tolerantes)” (% INV- excl. ET) para o Grupo 2:

- % INV-excl. ET = [% INV-excl. ET (não corrigido) - (-44,6 + (44,7 x LOG10 (Altitude)))] + 85]

Equação de correção para a métrica “% de indivíduos intolerantes+intermédios” (% INTOL-INTER) para o Grupo 4:

- % INTOL-INTER = [% INTOL-INTER (não corrigido) - (7,3 + (34,0 x LOG10 (Altitude))) + 106]

No que respeita à métrica “% espécies ciprinícolas intolerantes+intermédias”, do Grupo 5, o seu cálculo tem por base valores de referência estabelecidos por bacia hidrográfica, de acordo com o indicado abaixo:

Quadro 3.10 – Valores de referência para cálculo da métrica “% espécies ciprinícolas intolerantes+intermédias”.

Bacias Hidrográficas	Valor de referência
Ribeiras do Oeste	1
Tejo	3
Sado	3
Mira	3
Guadiana	6
Ribeiras do Algarve - Barlavento	2
Arade	3
Ribeiras do Algarve - Sotavento	3

A normalização de cada métrica é realizada de acordo com a seguinte fórmula:

$$\text{Métrica normalizada} = \frac{(\text{Valor observado} - \text{Valor inferior})}{(\text{Valor superior} - \text{Valor inferior})}$$

No caso das métricas que requerem a aplicação de equações de correção, acima referidas, a normalização é aplicada ao valor obtido após cálculo das correções em causa. Os valores admissíveis para cada métrica variam entre 0 e 1, devendo ser corrigidos caso se afastem deste intervalo.

O valor final do índice F-IBIP resulta da média dos valores das métricas normalizadas aplicáveis em cada agrupamento piscícola, sendo as classes de qualidade atribuídas considerando os limiares apresentados no Quadro 3.11. Quando o valor do RQE corresponde ao valor-fronteira, considera-se a classe de qualidade superior (p.e., 0,850 corresponde a Excelente).

Quadro 3.11 – Fronteiras de qualidade do índice F-IBIP, aplicáveis em rios.

Tipo nacional	Agrupamento piscícola	Índice de qualidade	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
M, N1 ≤ 100, N1 > 100, N2, N3, N4, L, S1 ≤ 100, S1 > 100, S2, S3 e S4	Grupos 1 a 6	F-IBIP	0,850	0,675	0,450	0,225

Para atribuição da **confiança** à classificação obtida para este elemento de qualidade são considerados os critérios indicados no Quadro 3.12.

Quadro 3.12 – Níveis de confiança associados aos índices F-IBIP e F-IBIP_{GR}.

Níveis de confiança		Critério
1	Muito elevada	Resultados concordantes e com nível de confiança 2, em mais de 1 local ou mais de 1 campanha por massa de água
2	Elevada	Resultados representativos, dentro da época de amostragem
3	Média	Resultados representativos, até 1 mês fora da época de amostragem
4	Baixa	Resultados representativos, mais de 1 mês fora da época de amostragem
5	Muito baixa	Resultados não representativos ou resultados obtidos mais de 2 meses para além da época de amostragem

Os períodos de referência para a amostragem deste elemento de qualidade biológica são os referidos no respetivo protocolo de amostragem. No que respeita à representatividade, para aplicação do índice F-IBIP considera-se que a amostra é representativa da comunidade piscícola quando contempla um mínimo de 30 exemplares, excetuando-se as amostras provenientes de cursos de água muito pouco produtivos do Grupo 1, onde se aceita um menor número de exemplares (10).

3.1.2 Elementos físico-químicos de suporte aos biológicos

No que respeita aos **elementos físico-químicos gerais**, os desenvolvimentos conseguidos ao longo do último ciclo de planeamento permitiram um grande aumento no número de parâmetros integrados no sistema de avaliação, bem como do número de fronteiras estabelecidas. Desta forma, estão incluídos no sistema de classificação parâmetros associados com todas as componentes requeridas no Anexo V da DQA.

Nos rios de pequena a média-grande dimensão, os limiares de qualidade foram definidos considerando os agrupamentos de tipos já anteriormente estabelecidos, que se baseiam na dureza da água. Considera-se assim o agrupamento Norte (<50 mg CaCO₃/L), que integra os rios dos tipos M, N1 ≤ 100 km², N1 > 100 km², N2, N3 e N4; e o agrupamento Sul (>50 mg CaCO₃/L), que integra os rios dos tipos L, S1 ≤ 100 km², S1 > 100 km², S2, S3 e S4 (Quadro 3.13).

Quadro 3.13 – Fronteiras de qualidade dos parâmetros físico-químicos gerais aplicáveis em rios.

Grupo de parâmetros	Parâmetro	Unidades	Agrupamento Norte		Agrupamento Sul	
			Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável
Condições relativas a nutrientes	Fósforo total	mg/l P	0,050	0,100	0,070	0,130
	Fosfato	mg/l PO ₄	0,10	0,20	0,20	0,40
	Azoto total	mg/l N	1,30	4,50	1,40	4,50
	Azoto amoniacal	mg/l NH ₄	0,20	0,40	0,30	0,50
	Nitrato	mg/l NO ₃	5,0	10,0	5,0	10,0
	Nitrito	mg/l NO ₂	0,01	0,20	0,03	0,20

Grupo de parâmetros	Parâmetro	Unidades	Agrupamento Norte		Agrupamento Sul	
			Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável
Condições de oxigenação	Carência Bioquímica em Oxigénio aos 5 dias (CBO ₅)	mg/l O ₂	3,0	4,0	3,0	5,0
	Oxigénio dissolvido	mg/l O ₂	8,0 - 12,0	6,0	8,0 - 12,0	5,0
	Oxigénio dissolvido	% sat	80 - 115	70 - 125	70 - 115	60 - 125
	Sólidos suspensos totais	mg/l	12,5	25,0	12,5	25,0
Estado de acidificação	pH	escala de Sorensen	6,5-8,5	6,0 - 9,0	6,5-8,5	6,0 - 9,0
Condições térmicas	Temperatura	°C	--	6,5 - 25,5	--	10,0 - 27,0
Salinidade	Condutividade a 20°C	µS/cm	--	250	--	1000

Os limiares indicados aplicam-se à média das amostras recolhidas no período analisado, preconizando-se a amostragem com frequência trimestral, tal como requerido no Anexo V da DQA.

Relativamente aos parâmetros pH, condutividade e temperatura, os limiares indicados podem ser ultrapassados caso ocorram naturalmente.

Importa ainda considerar que os parâmetros sólidos suspensos totais, condutividade e temperatura são integrados na avaliação da qualidade dos elementos físico-químicos gerais de forma complementar, sendo apenas considerados como penalizadores quando a qualidade inferior a Bom é igualmente verificada para outro dos parâmetros apresentados no Quadro 3.13.

Relativamente aos parâmetros condutividade e temperatura não foi ainda estabelecido o limiar para a classe de qualidade Excelente. Contudo, caso os restantes parâmetros físico-químicos gerais atinjam esse resultado, a massa de água deve ser classificada como Excelente no que respeita a este grupo de elementos.

Os limiares apresentados referem-se a valores máximos que devem ser cumpridos, exceto para oxigénio dissolvido, que se refere a valores mínimos. No caso de intervalos, os extremos estão incluídos (p.e., 6,0 – 9,0, significa $\geq 6,0$ e $\leq 9,0$).

Relativamente aos poluentes específicos, a respetiva lista e NQA aplicáveis podem ser consultadas no capítulo 7 deste documento.

3.1.3 Elementos hidromorfológicos de suporte aos biológicos

Para a avaliação dos **elementos hidromorfológicos** nos rios de pequena a média-grande dimensão aplica-se a metodologia *River Habitat Survey* (RHS, versão 2003; Raven *et al.* 1997) e os respetivos índices do estado do habitat ribeirinho, nomeadamente o *Habitat Modification Score* (HMS, versão 2003) e o *Habitat Quality Assessment* (HQA, versão 2.1). O HMS permite avaliar o grau de artificialização do leito e margens, enquanto o HQA corresponde a uma medida de riqueza, raridade,

diversidade e naturalidade da estrutura física do sistema fluvial, integrando os atributos do leito e do corredor ribeirinho.

A metodologia RHS abrange indicadores hidromorfológicos relativos ao leito e margens e indicadores estruturais do corredor ribeirinho a recolher ao longo de um troço de 500 m de comprimento, abrangendo uma faixa de 50 m de cada lado do rio.

Esta metodologia é aplicada seguindo a documentação original, nomeadamente a versão de 2003 da ficha e o manual de campo do RHS. Os critérios para pontuação dos indicadores registados aquando do levantamento de dados encontram-se elencados no respetivo manual de amostragem e análise, disponível em <https://www.apambiente.pt/dqa/hidromorfologia.html>

Os valores obtidos para o índice HMS não dependem das características do sistema fluvial, possibilitando por isso a comparação de resultados obtidos em cursos de água de tipos distintos.

No decorrer do 2.º ciclo foi realizada a revisão dos limiares aplicáveis para classificação dos elementos de qualidade hidromorfológicos em rios, passando a aplicar-se os valores apresentados no Quadro 3.14.

Quadro 3.14 – Fronteiras de qualidade dos índices HMS e HQA, aplicáveis em rios.

Tipo nacional	Limites para a classe Excelente	
	HQA	HMS
M	>61	0 – 16
N1≤100	>68	
N1>100	>60	
N2	>61	
N3	>65	
N4	>60	
L	>53	
S1≤100	>60	
S1>100	>60	
S2	>60	
S3	>60	
S4	>55	

Após determinação dos índices de qualidade HQA e HMS, a classificação dos elementos de qualidade hidromorfológicos para a estação de amostragem em análise corresponderá à classe mais penalizadora, dentre as duas.

O número de Registos Nulos (RN) ou *Not visible* (NV) obtidos durante um recenseamento poderão ter um efeito significativo no valor final do índice HQA, reduzindo-o. Deste modo quando se apresentam resultados de classificações baseadas no HQA, estas devem ser acompanhadas com uma indicação do número de RN ou NV.

Para atribuição da confiança à classificação obtida para este elemento de qualidade são considerados os critérios indicados no Quadro 3.15, consoante o número de RN ou NV.

Quadro 3.15 – Níveis de confiança associados ao índice HQA.

Níveis de confiança		Critério
1	Muito elevada	0 a 1
2	Elevada	2 a 3
3	Média	4 a 9
4	Baixa	10 a 19
5	Muito baixa	20 ou mais

3.2 Grandes rios

Os sistemas de classificação aplicáveis em **grandes rios** são de desenvolvimento recente, resultando dos trabalhos realizados durante 2019 ao abrigo do projeto financiado pelo POSEUR atrás referido. A reduzida representatividade que estes rios têm a nível nacional (englobando apenas massas de água correspondentes aos rios Minho, Tejo e Guadiana) e a magnitude de pressões a que estão sujeitos têm impossibilitado a definição de situações de referência e consequentemente de sistemas de classificação robustos. Seguindo um trabalho recente de Borgwardt *et al.* (2019), optou-se neste contexto por considerar conjuntamente os três tipos de grandes rios, sem diferenciação nos respetivos limiares, salvo exceções pontuais para os elementos físico-químicos gerais.

No que respeita sobretudo aos elementos de qualidade biológicos e hidromorfológicos as bases de dados disponíveis para efeitos de estabelecimento de limiares são ainda assim reduzidas, pelo que os sistemas estabelecidos poderão ser sujeitos a ajustes no curto a médio prazo.

Os sistemas de classificação desenvolvidos para os elementos de qualidade biológicos em grandes rios estão sujeitos aos procedimentos associados aos exercícios de intercalibração. Para fitoplâncton, fitobentos e macroinvertebrados bentónicos os respetivos processos de intercalibração estão em fase de finalização, enquanto no caso da fauna piscícola o processo de intercalibração se encontra numa fase mais inicial. Desta forma, destes processos pode ainda resultar a necessidade de futura revisão de limiares. Importa ainda notar que todos os sistemas de classificação desenvolvidos para os elementos de qualidade biológicos abrangem os indicadores requeridos no contexto da intercalibração, respeitando os requisitos normativos da DQA.

Os critérios de classificação descritos de seguida aplicam-se às massas de água naturais. Em massas de água fortemente modificadas devem ser considerados estes mesmos sistemas de classificação, mas a avaliação do potencial ecológico é feita tendo por base a abordagem descrita no Capítulo 4.

3.2.1 Elementos de qualidade biológicos

3.2.1.1 Fitoplâncton

O fitoplâncton apresenta ciclos de vida curtos (4/5 dias) e obtém os nutrientes necessários para o seu desenvolvimento diretamente da coluna de água, sendo o indutor e direto indicador biológico de alterações da concentração de nutrientes na coluna de água e de pressões associadas ao processo de eutrofização. A comunidade fitoplanctónica apresenta elevada sensibilidade a alterações de pequena escala nas condições ambientais, sendo a sua dinâmica, biomassa, composição e abundância regulados pelos seguintes fatores:

- Condições físicas e hidrológicas: luz, temperatura, tempo de residência da água, profundidade, área do espelho de água, volume;
- Características químicas da água: nutrientes e matéria orgânica, pH, alcalinidade, dureza, etc.;
- Fatores biológicos: filtradores planctófagos (zooplâncton e ictiofauna) e relações entre espécies (e.g. competição, efeito alelopático).

Nos rios de pequena a média-grande dimensão o carácter lótico das massas de água impossibilita o estabelecimento de comunidades fitoplânctónicas relevantes e que possam ser consideradas como indicadoras da qualidade da água. Nos grandes rios, por outro lado, o carácter mais lântico dos sistemas permite que as comunidades sejam suficientemente estáveis e complexas.

A amostragem e a identificação deste elemento biológico devem ser realizadas de acordo com os procedimentos estabelecidos no respetivo manual de amostragem, considerando a versão mais recente, disponível em: <https://www.apambiente.pt/dqa/fitoplancton.html>. No manual podem ainda ser encontrados outros detalhes relativamente a este indicador de qualidade e a bibliografia de referência aplicável.

A avaliação é feita considerando seis amostragens, distribuídas da seguinte forma: três amostras recolhidas no verão e uma amostra em cada uma das restantes estações do ano.

Nos grandes rios a avaliação da qualidade com recurso ao elemento de qualidade fitoplâncton é feita pela aplicação do mesmo índice multimétrico aplicável em albufeiras, embora sejam aplicados valores de referência e limiares específicos para estes tipos de massas de água. Aplica-se assim o **índice NMASRP (Novo Índice Mediterrânico de Avaliação do Fitoplâncton em Albufeiras)**, desenvolvido no decorrer dos trabalhos de intercalibração deste elemento de qualidade no âmbito do Grupo de Intercalibração Geográfico dos Lagos Mediterrânicos.

O NMASRP integra quatro métricas: duas de biomassa (clorofila *a* e biovolume total) e duas de composição e abundância (biovolume de cianobactérias e o Índice de Grupos de Algas), o que permite responder aos requisitos da DQA.

O cálculo do índice NMASRP envolve uma série de passos, sequenciais, listados abaixo:

- i. Cálculo de métricas que integram o índice NMASRP;
- ii. Cálculo dos Rácios de Qualidade Ecológica;
- iii. Transformação dos RQE em escalas numéricas equivalentes;
- iv. Cálculo do índice NMASRP.

a) Cálculo de métricas que integram o índice NMASRP

Dentro das métricas de biomassa, a concentração de clorofila *a* corresponde a uma medida indireta da biomassa fitoplanctônica, através da medição da concentração deste pigmento fotossintético, enquanto o biovolume total corresponde ao volume celular total das espécies fitoplanctônicas presentes na amostra. Cada uma destas métricas é calculada através da média dos respectivos resultados obtidos nas seis amostras anuais.

Relativamente às métricas de composição e abundância, o biovolume de cianobactérias permite avaliar, ainda que de forma rudimentar, a frequência e intensidade de *blooms* fitoplanctônicos. Corresponde ao biovolume que é atribuído às espécies de Cianobactérias, excluindo as espécies de *Chroococcales*, exceto os gêneros *Microcystis* e *Woronichinia*, que devem ser contabilizados. O resultado desta métrica é igualmente calculado através da média dos resultados obtidos nas seis amostras anuais.

Nas métricas de composição e abundância inclui-se ainda o Índice de Grupo de Algas (IGA) (Catalan *et al.*, 2003), que é baseado em proporções de biovolume de distintos grupos fitoplanctônicos, atribuindo pesos e comparando os grupos de algas característicos de sistemas eutróficos e grupos associados a ambientes menos produtivos.

O cálculo do IGA é efetuado para cada amostra aplicando a seguinte fórmula:

$$IGA = \frac{1 + 0,1 * Cr + Cc + 2 * (Dc + Chc) + 3 * Vc + 4 * Cia}{1 + 2 * (D + Cnc) + Chnc + Dnc}$$

Sendo:

- D** - Dinophyceae
- Cnc** - Chrysophyceae não coloniais
- Chnc** - Chlorococcales não coloniais
- Dnc** - Bacillariophyceae não coloniais
- Cr** - Cryptophyceae
- Cc** - Chrysophyceae coloniais
- Dc** - Bacillariophyceae coloniais
- Chc** - Chlorococcales coloniais
- Vc** - Volvocales coloniais
- Cia** - Cyanobacteria, em que "Cyanobacteria" corresponde a todas as espécies de cianobactérias, incluindo as *Chroococcales*

A métrica é calculada através da média dos resultados das amostras anuais, devendo, contudo, notar-se que apenas serão integrados nesta média os resultados das amostras em que os grupos representados no IGA somam 70% ou mais do biovolume total. Assim, previamente ao cálculo do valor médio da métrica é necessário aferir, amostra a amostra, se o somatório dos biovolumes dos grupos considerados no IGA são inferiores ou superiores a 70% do biovolume total da amostra.

Caso não seja possível determinar o IGA para nenhuma das amostras, esta métrica não entrará no cálculo final do índice multimétrico.

b) Cálculo dos Rácios de Qualidade Ecológica

O valor obtido para cada uma das métricas é seguidamente convertido em **Rácio de Qualidade Ecológica**, aplicando-se diferentes equações conforme a métrica em causa.

• Para a **clorofila α** , **biovolume total** e **biovolume de cianobactérias** aplica-se a seguinte equação:

$$RQE = \frac{\text{Valor Referência}}{\text{Valor Obtido}}$$

• Para a métrica **Índice de Grupo de algas (IGA)** aplica-se a seguinte equação:

$$RQE = \frac{(400 - \text{Valor Obtido})}{(400 - \text{Valor Referência})}$$

Os **valores de referência** a considerar são os apresentados no Quadro 3.16.

Quadro 3.16 – Valores de referência das métricas e fronteira Bom/Razoável do índice NMASRP em grandes rios.

Métrica	Valor de Referência	Bom/Razoável
Clorofila α (mg/m ³)	1,10	7,83
Biovolume total (mm ³ /L)	0,15	3,02
Biovolume de Cianobactérias (mm ³ /L)	0,001	1,45
IGA	1,13	6,90

Neste passo importa notar que, sempre que o valor obtido da métrica é inferior ao valor de referência, deve ser-lhe atribuído um RQE igual a 1. Adicionalmente, no caso particular dos biovolumes de cianobactérias, todos os valores iguais a zero (ausência de cianobactérias) correspondem também a um RQE igual a 1.

c) Transformação dos RQE em escalas numéricas equivalentes

Após o cálculo dos RQE das diferentes métricas é necessário normalizar os respetivos valores, de forma a torná-los comparáveis. A normalização dos RQE para cada métrica é efetuada através das transformações indicadas de seguida.

Para a métrica **clorofila α**

Se o valor obtido (bruto) $\geq 7,83$ (mg/m ³):	RQE Normalizado = 4,2709 x RQE
Se o valor obtido (bruto) $< 7,83$ (mg/m ³):	RQE Normalizado = (0,4654 x RQE) + 0,5346

Para a métrica **Biovolume Total**

Se o valor obtido (bruto) $\geq 3,02$ (mm ³ /L):	RQE Normalizado = 12,08 x RQE
Se o valor obtido (bruto) $< 3,02$ (mm ³ /L):	RQE Normalizado = (0,4209 x RQE) + 0,5791

Para a métrica **Biovolume de Cianobactérias**

Se o valor obtido (bruto) $\geq 1,45$ (mm ³ /L):	RQE Normalizado = $870,0 \times \text{RQE}$
Se o valor obtido (bruto) $< 1,45$ (mm ³ /L):	RQE Normalizado = $(0,4003 \times \text{RQE}) + 0,5997$

Para a métrica **Índice de Grupo de algas (IGA)**

Se o valor obtido (bruto) $\geq 6,90$:	RQE Normalizado = $0,6088 \times \text{RQE}$
Se o valor obtido (bruto) $< 6,90$:	RQE Normalizado = $(27,6513 \times \text{RQE}) - 26,6513$

- Para a determinação do RQE normalizado da componente biomassa é calculada a média aritmética entre os valores dos RQE normalizados da concentração de clorofila *a* e do biovolume total.
- O cálculo do RQE normalizado da componente composição e abundância é efetuado através da determinação da média aritmética entre os valores dos RQE normalizados do biovolume de cianobactérias e do índice de grupo de algas (IGA).

d) Cálculo do índice NMASRP

Por fim, o **cálculo do índice NMASRP** é obtido através do cálculo da média aritmética da componente Biomassa, da média aritmética da componente Composição e Abundância e, finalmente, da média aritmética dos resultados destas duas componentes:

1. Para a determinação do RQE normalizado da componente Biomassa é calculada a média aritmética entre os valores dos RQE normalizados da concentração de clorofila *a* e do biovolume total.
2. O Cálculo do RQE normalizado da componente Composição e Abundância é efetuada através da determinação da média aritmética entre os valores dos RQE normalizados do biovolume de cianobactérias e do índice de grupo de algas (IGA). Em consequência das regras de cálculo aplicáveis ao IGA, podem ser obtidos resultados em que a componente Composição e Abundância apenas é representada pela métrica biovolume de cianobactérias.
3. O resultado final do NMASRP obtém através do cálculo da média aritmética entre os valores de RQEs normalizados das componentes Biomassa e Composição e Abundância.

No Quadro 3.17 são apresentados os **valores de fronteira** para as classes de qualidade do índice NMASRP, expressos em RQE, para os grandes rios. Quando o valor do RQE corresponde ao valor-fronteira, considera-se a classe de qualidade superior (p.e., 0,80 corresponde a Excelente).

Quadro 3.17 – Fronteiras de qualidade do índice NMASRP em grandes rios.

Tipo nacional	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
GR Norte				
GR Centro	0,80	0,60	0,40	0,20
GR Sul				

Para atribuição da **confiança** à classificação obtida para este elemento de qualidade são considerados os critérios indicados no Quadro 3.18.

Quadro 3.18 – Níveis de confiança associados ao índice NMASRP em grandes rios.

Níveis de confiança	Critério
1 Muito elevada	<ul style="list-style-type: none"> Resultados concordantes e com nível de confiança 2, em mais de 1 ano por massa de água
2 Elevada	<ul style="list-style-type: none"> 6 amostragens/ano (pelo menos 1 no outono, 1 no inverno, 1 na primavera, 3 no verão)
3 Média	<ul style="list-style-type: none"> 5 amostragens/ano (1 no outono, 1 no inverno, 1 na primavera, 2 no verão)
4 Baixa	<ul style="list-style-type: none"> 4 amostragens/ano (1 no outono, 1 no inverno, 1 na primavera, 1 no verão) 4 ou 5 amostragens/ano (distribuídas sem abranger o outono ou o inverno ou a primavera)
5 Muito baixa	<ul style="list-style-type: none"> Número menor de amostras ou com outro tipo de distribuição pelas estações do ano

3.2.1.2 Fitobentos – diatomáceas

Para os grandes rios, à semelhança do atrás referido para os rios de pequena a média-grande dimensão, a avaliação do **fitobentos** é feita com recurso ao grupo das diatomáceas, tendo por base os mesmos princípios teóricos, protocolos de amostragem e identificação, índice de qualidade – o **Índice de Poluossensibilidade Específica (IPS)** – e níveis de confiança.

Assim, importa apenas referir de forma específica o **valor de referência** e **limiares de qualidade** aplicáveis nestes tipos de rios, que constam no Quadro 3.19. Quando o valor do RQE corresponde ao valor-fronteira, considera-se a classe de qualidade superior (p.e., 0,900 corresponde a Excelente).

Quadro 3.19 – Fronteiras de qualidade do índice IPS em grandes rios.

Tipo nacional	Valor de referência	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
GR Norte GR Centro GR Sul	18,4	0,900	0,670	0,450	0,220

Os critérios para atribuição de **níveis de confiança** são os que constam na secção relativa aos rios de pequena a média-grande dimensão.

3.2.1.3 Macroinvertebrados bentónicos

Nos grandes rios a amostragem de **macroinvertebrados bentónicos** difere da realizada para os rios de pequena a média-grande dimensão, devendo ser aplicados os procedimentos específicos

descritos no respetivo manual de amostragem, considerando a versão mais recente, disponível em: <https://www.apambiente.pt/dqa/invertebrados-bentonicos.html>. No manual podem ainda ser encontrados outros detalhes relativamente a este indicador de qualidade e a bibliografia de referência aplicável.

A avaliação da qualidade ecológica é feita com recurso ao **Índice Português de Invertebrados Norte (IPTI_N)**, cuja fórmula é atrás apresentada, na secção relativa aos rios de pequena a média-grande dimensão. O primeiro passo de normalização das métricas de qualidade tem por base os valores de referência apresentados no Quadro 3.20, sendo feito o quociente entre o valor observado e o valor de referência.

Quadro 3.20 – Fronteiras de referência das métricas do índice IPTI_N em grandes rios.

Tipo nacional	N.º taxa	EPT taxa	Evenness	IASPT-2	Log(Sel ETD+1)
GR Norte GR Centro GR Sul	31,5	15,0	0,61	4,42	1,70

No segundo passo de normalização do índice é considerado o **valor de referência** apresentado no Quadro 3.21, seguindo a mesma lógica de cálculo atrás descrita. Nesta tabela são ainda apresentados os **limiares de qualidade** aplicáveis para classificação deste elemento de qualidade em grandes rios. Quando o valor do RQE corresponde ao valor-fronteira, considera-se a classe de qualidade superior (p.e., 0,849 corresponde a Excelente).

Quadro 3.21 – Fronteiras de qualidade do índice IPTI_N em grandes rios.

Tipo nacional	Valor de referência	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
GR Norte GR Centro GR Sul	0,992	0,849	0,637	0,425	0,212

Os critérios para atribuição de **níveis de confiança** são os que constam na secção relativa aos rios de pequena a média-grande dimensão.

3.2.1.4 Fauna piscícola

Para efeitos de classificação do elemento de qualidade **fauna piscícola** foi desenvolvido um índice de qualidade conceptualmente similar ao índice F-IBIP, sendo este designado por **Índice de Integridade Biótica para Grandes rios (F-IBIP_{GR})**.

Para caracterização da fauna piscícola em grandes rios são aplicados métodos de amostragem específicos, devendo os mesmos ser consultados no respetivo manual de amostragem, considerando a versão mais recente, disponível em: <https://www.apambiente.pt/dqa/fauna-piscicola.html>. No manual podem ainda ser encontrados outros detalhes relativamente a este indicador de qualidade e a bibliografia de referência aplicável.

Tal como no caso dos rios de pequena a média-grande dimensão, também neste caso os **valores de referência** e **fronteiras de qualidade** aplicáveis à fauna piscícola estão indexados a agrupamentos piscícolas, constituindo os grandes rios o 7.º grupo piscícola definido para os rios de Portugal continental. As métricas aplicáveis neste grupo, bem como os respetivos valores de referência que permitem a sua interpolação e conversão em RQE são os apresentados no Quadro 3.22. Os valores admissíveis para cada métrica variam entre 0 e 1, devendo ser corrigidos caso se extravasem este intervalo.

Quadro 3.22 – Valores de referência das métricas do F-IBIP_{GR} em grandes rios.

Agrupamento piscícola	Métrica	Valor superior	Valor inferior
Grupo 7 (GR Norte, GR Centro, GR Sul)	% espécies diádromas nas espécies nativas	46	0
	% indivíduos nativos	80	0
	% indivíduos exóticos omnívoros e tolerantes	0	64
	% espécies potamódromos nas espécies nativas	46	0
	n.º espécies nativas	4	0

O valor final do índice F-IBIP_{GR} resulta da média dos valores das métricas normalizadas e a classificação resulta dos limiares apresentados no Quadro 3.23. Quando o valor do RQE corresponde ao valor-fronteira, considera-se a classe de qualidade superior (p.e., 0,860 corresponde a Excelente).

Quadro 3.23 – Fronteiras de qualidade do índice F-IBIP_{GR}, aplicáveis em grandes rios.

Tipo nacional	Agrupamento piscícola	Índice de qualidade	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
GR Norte, GR Centro, GR Sul	Grupo 7 (GR Norte, GR Centro, GR Sul)	F-IBIP _{GR}	0,860	0,600	0,400	0,200

Os critérios para atribuição de **níveis de confiança** são os que constam na secção relativa aos rios de pequena a média-grande dimensão.

3.2.2 Elementos físico-químicos de suporte aos biológicos

Para os grandes rios foram desenvolvidos limiares para todas as componentes requeridas no Anexo V da DQA, conforme consta no Quadro 3.24.

Quadro 3.24 – Fronteiras de qualidade dos parâmetros físico-químicos gerais aplicáveis em grandes rios.

Grupo de parâmetros	Parâmetro	unidades	Grandes rios		
			Tipo nacional	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável
Condições relativas a nutrientes	Fósforo total	mg/l P	GR Norte	0,050	0,100
			GR Centro e GR Sul	0,07	0,13
	Fosfato	mg/l PO ₄		0,10	0,20

Grupo de parâmetros	Parâmetro	unidades	Grandes rios		
			Tipo nacional	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável
	Azoto total	mg/l N	GR Norte, GR Centro e GR Sul	1,50	2,00
	Azoto amoniacal	mg/l NH ₄		0,07	0,15
	Nitrato	mg/l NO ₃		5,0	8,0
	Nitrito	mg/l NO ₂		0,03	0,08
Condições de oxigenação	Carência Bioquímica em Oxigênio aos 5 dias (CBO ₅)	mg/l O ₂		3,0	4,0
	Oxigênio dissolvido	mg/l O ₂		8,0-12,0	6,0
	Oxigênio dissolvido	% sat		80 - 115	70 - 125
	Sólidos suspensos totais	mg/l		12,5	25,0
Estado de acidificação	pH	escala de Sorensen		6,5-8,5	6,0-9,0
Condições térmicas	Temperatura	°C		--	8,5 - 23,5
Salinidade	Condutividade a 20°C	µS/cm	GR Norte	--	150
			GR Centro		500
			GR Sul		600

As regras de agregação e classificação dos parâmetros físico-químicos gerais aplicáveis em grandes rios são as mesmas atrás apresentadas para os rios de pequena a média-grande dimensão, referidas no ponto 3.1.2. Relativamente aos poluentes específicos, a respetiva lista e NQA aplicáveis podem ser consultadas no capítulo 7 deste documento.

3.2.3 Elementos hidromorfológicos de suporte aos biológicos

Para grandes rios foi desenvolvida uma metodologia de **caracterização hidromorfológica** adaptada às suas características particulares. Esta metodologia integra informação recolhida em gabinete e no terreno e permite desta forma caracterizar indicadores relacionados com continuidade, morfologia, regime hidrológico e outros indicadores de pressão. Os métodos adotados resultam da adaptação de metodologias de caracterização hidromorfológica internacionais, incluindo algumas componentes da metodologia RHS.

O trabalho de gabinete consiste na recolha de informações cartográficas, dados de fontes oficiais e análise dos dados recolhidos (gabinete e campo), de forma a caracterizar os diferentes elementos hidromorfológicos. A generalidade das análises são feitas com recurso a Sistemas de Informação Geográfica e folhas de cálculo. O trabalho de campo segue a mesma lógica de avaliação aplicada no *River Habitat Survey* e assenta na caracterização de variáveis hidromorfológicas do leito e variáveis estruturais do corredor ribeirinho, ao longo de um troço de aproximadamente 2000 metros de comprimento.

A classificação é feita através da determinação do **Índice de Qualidade Hidromorfológica para Grandes Rios** (IQH_{GR}), que resulta da conversão dos dados relativos aos indicadores recenseados num gradiente de qualidade dividido em 5 classes. Para este efeito, a cada indicador é atribuída uma pontuação, de 1 a 5. A metodologia de amostragem, bem como as regras para atribuição das pontuações a cada indicador de qualidade constam do respetivo manual de amostragem e análise,

disponível em <https://www.apambiente.pt/dqa/hidromorfologia.html> A pontuação final obtida para o IQH_{GR} corresponde ao somatório das pontuações dos vários indicadores, conforme explicitado no mesmo manual, sendo a classificação feita de acordo com os valores apresentados no Quadro 3.25.

Quadro 3.25 – Fronteiras de qualidade do índice IQH_{GR}, aplicáveis em grandes rios.

Tipo nacional	Limites para a classe Excelente
	IQH _{GR}
GR Norte	0 – 20
GR Centro	
GR Sul	

Para atribuição da **confiança** à classificação obtida para este elemento de qualidade são considerados os critérios indicados no Quadro 3.26, consoante o número de RN ou NV.

Quadro 3.26 – Níveis de confiança associados ao índice IQH_{GR}.

Níveis de confiança		Critério
1	Muito elevada	0 a 1
2	Elevada	2 a 3
3	Média	4 a 9
4	Baixa	10 a 19
5	Muito baixa	20 ou mais

4. Sistemas de classificação do potencial ecológico – águas interiores

Os elementos de qualidade aplicáveis às massas de água fortemente modificadas são os aplicáveis à categoria de águas de superfície naturais que mais se assemelha à massa de água em questão. No caso das águas interiores, as massas de água fortemente modificadas lóxicas são assim avaliadas considerando os elementos aplicáveis em rios, enquanto as massas de água fortemente modificadas lênticas (albufeiras) são classificadas considerando os elementos aplicáveis em lagos.

4.1 Rios e grandes rios

Por definição, a **avaliação do potencial ecológico** está interligada com a implementação de medidas de mitigação e os seus efeitos sobre os ecossistemas. Esta interdependência é reforçada no Documento-Guia n.º 37 da Estratégia Comum de Implementação da DQA publicado em 2019 (CIS WFD, 2019), preconizando-se aí duas vias alternativas para o estabelecimento e avaliação das condições associadas com o potencial ecológico, ambas envolvendo a identificação e implementação de medidas, bem como a monitorização e avaliação dos elementos de qualidade aplicáveis.

Neste contexto, a **avaliação do potencial ecológico** em todos os tipos de rios engloba duas etapas principais:

- Avaliação dos elementos de qualidade biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos, aplicando-se os limiares estabelecidos para as massas de água naturais;
- Avaliação da implementação das medidas de mitigação pertinentes, considerando o definido no Documento-Guia n.º 37 (CIS WFD, 2019), acima referido.

O esquema geral de combinação das duas componentes é ilustrado pela Figura 4.1. De forma geral, verificando-se a implementação das medidas de mitigação pertinentes, o resultado de qualidade obtido na avaliação do estado ecológico é majorado em uma classe; na sua ausência, a classificação da qualidade mantém-se tal como resulta da avaliação do estado ecológico.

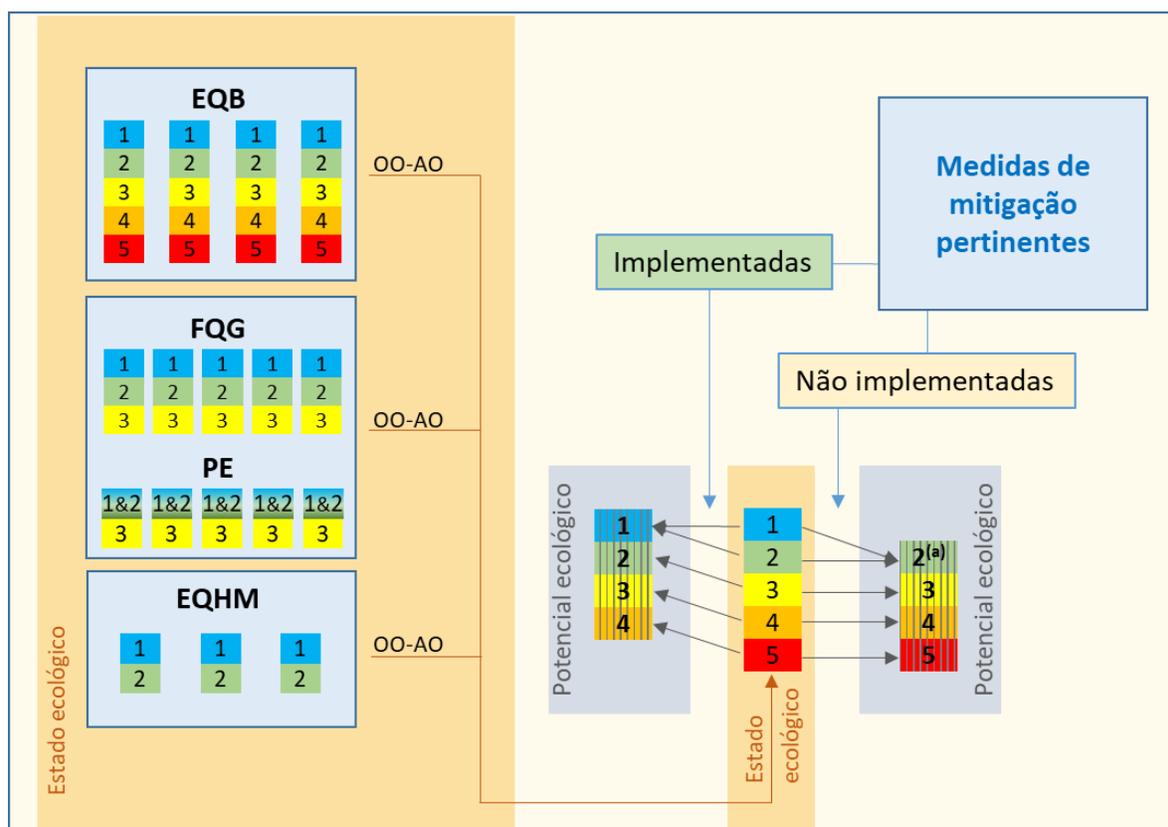


Figura 4.1 – Esquema conceptual do processo de avaliação do potencial ecológico das massas de água fortemente modificadas líticas da categoria rios.

^(a)Na ausência de medidas de mitigação implementadas, ainda que a massa de água atinja classes de qualidade compatíveis com o bom potencial ecológico é considerada como estando em risco de não atingir os objetivos de qualidade. (EQB – elementos de qualidade biológicos; FQG elementos físico-químicos gerais; PE – poluentes específicos; EQHM – elementos de qualidade hidromorfológicos; OO-AO – princípio “One out, all out”)

Ressalva-se que, para a revisão da designação das massas de água fortemente modificadas, são considerados os resultados de qualidade obtidos, bem como as medidas de mitigação pertinentes, estando esta abordagem descrita em detalhe no documento autónomo que integra os PGRH3

designado *Critérios de identificação e designação de massas de água fortemente modificadas ou artificiais*.

4.2 Albufeiras

Para esta categoria de massas de água procedeu-se, ao longo do último ciclo de planeamento, ao estabelecimento de limiares para a classificação do elemento de qualidade **fitoplâncton** também em **albufeiras dos tipos Sul e Curso Principal**, alargando assim os limiares a todos os tipos de albufeira. No que respeita aos elementos físico-químicos gerais, foram definidos limiares para novos parâmetros e revistos os limiares já existentes. Procedeu-se ainda à identificação de indicadores de qualidade hidromorfológica, nos quais se inclui igualmente a implementação de medidas de mitigação.

Nas albufeiras aplica-se apenas o conceito de potencial ecológico, dado o seu carácter fortemente modificado, não existindo por isso a classe de qualidade excelente. Foram, no entanto, estabelecidos limiares para o máximo potencial ecológico, seguindo as definições normativas da DQA.

4.2.1 Elementos de qualidade biológicos

4.2.1.1 Fitoplâncton

A avaliação da qualidade com recurso ao elemento de qualidade **fitoplâncton** é feita pela aplicação do **índice NMASRP**, desenvolvido no decorrer dos trabalhos de intercalibração deste elemento de qualidade no âmbito do Grupo de Intercalibração Geográfico dos Lagos Mediterrânicos, e cujos princípios gerais se encontram descritos na secção relativa à avaliação deste elemento de qualidade em grandes rios.

A amostragem e a identificação deste elemento biológico devem ser realizadas de acordo com os procedimentos estabelecidos no respetivo manual de amostragem, considerando a versão mais recente, disponível em: <https://www.apambiente.pt/dqa/fitoplancton.html>. No manual podem ainda ser encontrados outros detalhes relativamente a este indicador de qualidade e a bibliografia de referência aplicável.

Nas albufeiras do tipo Norte a avaliação é feita considerando três amostras recolhidas no verão; nas albufeiras do Sul e de Curso Principal a avaliação é feita considerando 6 amostragens distribuídas da seguinte forma: três amostras recolhidas no verão e uma amostra em cada uma das restantes estações do ano.

Com atrás referido, o cálculo do índice NMASRP envolve os seguintes passos:

- i. Cálculo de métricas que integram o índice NMASRP;
- ii. Cálculo dos Rácios de Qualidade Ecológica;
- iii. Transformação dos RQE em escalas numéricas equivalentes;
- iv. Cálculo do índice NMASRP.

i. Cálculo de métricas que integram o índice NMASRP

O cálculo de cada uma das métricas que integra o NMASRP (clorofila *a*, biovolume total, biovolume de cianobactérias e Índice de Grupos de Algas) é feito seguindo os mesmos princípios elencados na

secção relativa aos grandes rios, devendo contudo notar-se que nas albufeiras do tipo Norte são sempre consideradas as médias de verão (3 amostras), enquanto nos restantes tipos (Sul e Curso Principal) são consideradas média das 6 amostras anuais.

ii. Cálculo dos Rácios de Qualidade Ecológica

O cálculo dos RQE de cada métrica é feito considerando as equações indicadas na secção relativa aos grandes rios. Os valores de referência aplicáveis constam no Quadro 4.1.

Quadro 4.1 – Valores de referência das métricas e fronteira Bom/Razoável do índice NMASRP em albufeiras.

Métrica	Albufeiras do Norte		Albufeiras do Sul		Albufeiras de Curso Principal	
	Valor de Referência	Bom/Razoável	Valor de Referência	Bom/Razoável	Valor de Referência	Bom/Razoável
Clorofila <i>a</i> (mg/m ³)	1,70	7,90	1,74	9,66	1,60	7,88
Biovolume total (mm ³ /L)	1,20	2,80	0,42	5,84	0,63	2,86
Biovolume de Cianobactérias (mm ³ /L)	0,02	0,80	0,01	4,33	0,002	0,14
IGA	2,00	37,60	1,15	14,37	1,00	2,15

iii. Transformação dos RQE em escalas numéricas equivalentes

A normalização dos RQE para cada métrica é efetuada através de transformações que diferem de acordo com o tipo de sistema em análise (Albufeiras do Norte, Albufeiras do Sul e Albufeiras de Curso Principal).

➤ Albufeiras do Norte

Para a métrica **clorofila *a***

Se o valor obtido (bruto) $\geq 7,90$ (mg/m ³):	RQE Normalizado = 2,7882 x RQE
Se o valor obtido (bruto) $< 7,90$ (mg/m ³):	RQE Normalizado = (0,5097 x RQE) + 0,4903

Para a métrica **Biovolume Total**

Se o valor obtido (bruto) $\geq 2,80$ (mm ³ /L):	RQE Normalizado = 1,4 x RQE
Se o valor obtido (bruto) $< 2,80$ (mm ³ /L):	RQE Normalizado = (0,7 x RQE) + 0,3

Para a métrica **Biovolume de Cianobactérias**

Se o valor obtido (bruto) $\geq 0,80$ (mm ³ /L):	RQE Normalizado = 24 x RQE
Se o valor obtido (bruto) $< 0,80$ (mm ³ /L):	RQE Normalizado = (0,4103 x RQE) + 0,5897

Para a métrica **Índice de Grupo de algas (IGA)**

Se o valor obtido (bruto) $\geq 37,60$:	RQE Normalizado = $0,6589 \times \text{RQE}$
Se o valor obtido (bruto) $< 37,60$:	RQE Normalizado = $(4,4719 \times \text{RQE}) - 3,4719$

➤ **Albufeiras de Curso Principal**

Para a métrica **clorofila α**

Se o valor obtido (bruto) $\geq 7,88$ (mg/m ³):	RQE Normalizado = $2,9550 \times \text{RQE}$
Se o valor obtido (bruto) $< 7,88$ (mg/m ³):	RQE Normalizado = $(0,5019 \times \text{RQE}) + 0,4981$

Para a métrica **Biovolume Total**

Se o valor obtido (bruto) $\geq 2,86$ (mm ³ /L):	RQE Normalizado = $2,7238 \times \text{RQE}$
Se o valor obtido (bruto) $< 2,86$ (mm ³ /L):	RQE Normalizado = $(0,5130 \times \text{RQE}) + 0,4870$

Para a métrica **Biovolume de Cianobactérias**

Se o valor obtido (bruto) $\geq 0,14$ (mm ³ /L):	RQE Normalizado = $41,8950 \times \text{RQE}$
Se o valor obtido (bruto) $< 0,14$ (mm ³ /L):	RQE Normalizado = $(0,4058 \times \text{RQE}) + 0,5942$

Para a métrica **Índice de Grupo de algas (IGA)**

Se o valor obtido (bruto) $\geq 2,15$:	RQE Normalizado = $0,6017 \times \text{RQE}$
Se o valor obtido (bruto) $< 2,15$:	RQE Normalizado = $(138,7826 \times \text{RQE}) - 137,7826$

➤ **Albufeiras do Sul**

Para a métrica **clorofila α**

Se o valor obtido (bruto) $\geq 9,66$ (mg/m ³):	RQE Normalizado = $3,3310 \times \text{RQE}$
Se o valor obtido (bruto) $< 9,66$ (mg/m ³):	RQE Normalizado = $(0,4879 \times \text{RQE}) + 0,5121$

Para a métrica **Biovolume Total**

Se o valor obtido (bruto) $\geq 5,84$ (mm ³ /L):	RQE Normalizado = $8,3429 \times \text{RQE}$
Se o valor obtido (bruto) $< 5,84$ (mm ³ /L):	RQE Normalizado = $(0,4310 \times \text{RQE}) + 0,5690$

Para a métrica **Biovolume de Cianobactérias**

Se o valor obtido (bruto) $\geq 4,33$ (mm ³ /L):	RQE Normalizado = $259,8 \times \text{RQE}$
Se o valor obtido (bruto) $< 4,33$ (mm ³ /L):	RQE Normalizado = $(0,4009 \times \text{RQE}) + 0,5991$

Para a métrica **Índice de Grupo de algas (IGA)**

Se o valor obtido (bruto) $\geq 14,37$:	RQE Normalizado = $0,6206 \times RQE$
Se o valor obtido (bruto) $< 14,37$:	RQE Normalizado = $(12,0681 \times RQE) - 11,0681$

iv. Cálculo do índice NMASRP

Por fim, o cálculo do índice NMASRP é obtido através do cálculo da média aritmética entre os valores de RQE normalizados das componentes Biomassa e Composição e Abundância.

O valor do NMASRP obtém-se assim de acordo com a seguinte equação:

$$NMARSP = \frac{\left(\frac{RQEnorm(Cla) + RQEnorm(BVt)}{2}\right) + \left(\frac{RQEnorm(IGA) + RQEnorm(BVcian)}{2}\right)}{2}$$

Onde:

$RQEnorm(Cla)$ – RQE normalizado da concentração de clorofila a ;

$RQEnorm(BVt)$ – RQE normalizado do Biovolume Total;

$RQEnorm(IGA)$ – RQE normalizado do Índice de Grupo de Algas;

$RQEnorm(BVcian)$ – RQE normalizado do Biovolume Total de Cianobactérias.

No Quadro 4.2 são apresentados os valores de fronteira para as classes de qualidade do índice NMASRP, expressos em RQE, para as albufeiras. Quando o valor do RQE corresponde ao valor-fronteira, considera-se a classe de qualidade superior (p.e., 0,80 corresponde a Máximo potencial ecológico).

Quadro 4.2 – Fronteiras de qualidade do índice NMASRP em albufeiras.

Tipo nacional	Máximo/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
Albufeiras do Norte Albufeiras de Curso Principal Albufeiras do Sul	0,80	0,60	0,40	0,20

Atendendo às diferenças no número de amostras integradas nos cálculos entre as albufeiras do Norte e as albufeiras de Curso Principal e do Sul, aplicam-se critérios diferenciados para atribuição da confiança à classificação, conforme o Quadro 4.3 e o Quadro 4.4.

Quadro 4.3 – Níveis de confiança associados ao índice NMASRP em albufeiras do Norte.

Níveis de confiança		Critério
1	Muito elevada	Resultados concordantes e com nível de confiança 2, em mais de 1 ano por massa de água
2	Elevada	3 amostragens de verão/ano
3	Média	2 amostragens de verão/ano
4	Baixa	1 amostragem de verão/ano
5	Muito baixa	Não definido

Quadro 4.4 – Níveis de confiança associados ao índice NMASRP em albufeiras de Curso Principal e albufeiras do Sul.

Níveis de confiança		Critério
1	Muito elevada	Resultados concordantes e com nível de confiança 2, em mais de 1 ano por massa de água
2	Elevada	6 amostragens/ano (pelo menos 1 no outono, 1 no inverno, 1 na primavera, 3 no verão)
3	Média	5 amostragens/ano (1 no outono, 1 no inverno, 1 na primavera, 2 no verão)
4	Baixa	<ul style="list-style-type: none"> • 4 amostragens/ano (1 no outono, 1 no inverno, 1 na primavera, 1 no verão) • 4 ou 5 amostragens/ano (distribuídas sem abranger o outono ou o inverno ou a primavera)
5	Muito baixa	Número menor de amostras ou com outro tipo de distribuição pelas estações do ano

4.2.2 Elementos físico-químicos de suporte aos biológicos

Para as albufeiras foram desenvolvidos limiares para todas as componentes requeridas no Anexo V da DQA, conforme consta no Quadro 4.5.

Quadro 4.5 – Fronteiras de qualidade dos parâmetros físico-químicos gerais aplicáveis em albufeiras.

Grupo de parâmetros	Parâmetro	Unidades	Albufeiras do Norte		Albufeiras do Sul		Albufeiras de Curso Principal		
			Máximo/ Bom	Bom/ Razoável	Máximo/ Bom	Bom/ Razoável	Rios	Máximo/ Bom	Bom/ Razoável
Condições relativas a nutrientes	Fósforo total	mg/l P	0,030	0,040	0,050	0,070	Douro, Tejo e Guadiana	0,050	0,070
	Fosfato	mg/l PO ₄	0,08	0,12	0,10	0,20		0,10	0,20
	Azoto total	mg/l N	0,55	1,00	1,00	1,50		1,50	2,00
	Azoto amoniacal	mg/l NH ₄	0,10	0,20	0,20	0,40		0,10	0,17
	Nitrato	mg/l NO ₃	2,0	3,0	3,0	5,0		3,0	5,0
	Nitrito	mg/l NO ₂	0,010	0,020	0,030	0,050		0,030	0,100
Condições de oxigenação	Carência Bioquímica em Oxigénio aos 5 dias (CBO ₅)	mg/l O ₂	3,0	4,0	3,0	5,0		3,0	4,0
	Oxigénio dissolvido	mg/l O ₂	8,0 - 12,0	6,0	8,0 - 12,0	5,0		8,0 - 12,0	6,0
	Oxigénio dissolvido	% sat	80 - 115	70 - 125	70 - 130	60 - 140		80 - 115	70 - 125
	Sólidos suspensos totais	mg/l	12,5	25,0	12,5	25,0		12,5	25,0
Estado de acidificação	pH	escala de Sorensen	6,5 - 8,5	6,0 - 9,0	6,5 - 8,5	6,0 - 9,0	6,5 - 8,5	6,0 - 9,0	
Condições de transparência	Transparência	m	--	2,3	--	1,0	--	1,5	
Condições térmicas	Temperatura	°C	--	6,5 - 25,5	--	10,0 - 27,0	--	6,5 - 25,5	
Salinidade	Condutividade a 20°C	µS/cm	--	100	--	1000	Douro	--	420
							Tejo e Guadiana	--	700

Os limiares indicados aplicam-se à média das amostras recolhidas no período analisado, devendo a amostragem ser realizada em paralelo com a amostragem de fitoplâncton.

As restantes regras de agregação e classificação dos parâmetros físico-químicos gerais aplicáveis em albufeiras são as mesmas atrás apresentadas para os rios de pequena a média-grande dimensão, referidas no ponto 3.1.2. Adicionalmente, importa notar que também para o parâmetro transparência os limiares indicados podem ser ultrapassados caso ocorram naturalmente.

Os parâmetros sólidos suspensos totais, condutividade, transparência e temperatura são integrados na avaliação da qualidade dos elementos físico-químicos gerais de forma complementar, sendo apenas considerados como penalizadores quando a qualidade inferior a Bom é igualmente verificada para outro dos parâmetros apresentados no Quadro 4.5.

Os limiares de condutividade aplicáveis a albufeiras de Curso Principal diferem conforme os dados estejam associados a massas de água do rio Douro ou dos rios Tejo e Guadiana, dada a variabilidade natural deste parâmetro.

Os limiares apresentados referem-se a valores máximos que devem ser cumpridos, exceto para oxigénio dissolvido e transparência, que se referem a valores mínimos. No caso de intervalos, os extremos estão incluídos (p.e., 6,0 – 9,0, significa $\geq 6,0$ e $\leq 9,0$).

Relativamente aos poluentes específicos, a respetiva lista e NQA aplicáveis podem ser consultadas no capítulo 7 deste documento.

4.2.3 Elementos hidromorfológicos de suporte aos biológicos

Relativamente à [qualidade hidromorfológica das albufeiras](#), a variabilidade das condições decorrentes dos usos e o seu carácter fortemente modificado têm vindo a condicionar o estabelecimento de metodologias de avaliação.

No decorrer deste ciclo foi realizada a identificação de indicadores a considerar para diferenciar o Máximo potencial ecológico do Bom potencial ecológico em albufeiras, designados por [Indicadores de qualidade hidromorfológica de albufeiras \(InQHA\)](#). Os indicadores selecionados são relativos a medidas de gestão e mitigação, pressões, usos do solo e usos da água, flutuações de nível e alteração do regime hidrológico (Quadro 4.6).

Quadro 4.6 – Indicadores de qualidade integrados na abordagem InQHA.

1. Medidas de gestão e mitigação	1.1	Existência de passagem para peixes
	1.2	Classificação das Albufeiras de Águas Públicas
	1.3	Existência de Planos de Ordenamento de Albufeiras de Águas Públicas
2. Pressões e usos da água	2.1	N.º de concessões de pesca e aquaculturas
	2.2	Uso para navegação
	2.3	N.º de estruturas artificiais
3. Usos do solo e alterações na envolvente	3.1	Proporção de territórios artificializados

	3.2	Proporção de uso agrícola
	3.3	Proporção de área ardida
4. Flutuações de nível	4.1	Índice RLLF (<i>Relative Lake Level Fluctuation</i>)
	4.2	Índice HVI (<i>Height Variation Index</i>) – Níveis de alerta e emergência
	4.3	Índice HVI – Alternância entre classes
5. Alteração do regime hidrológico	5.1	Índice de regularização
	5.2	Tempo de residência

A avaliação baseia-se na sistematização de informação em gabinete, com recursos a ferramentas SIG, dados históricos e dados de caracterização das albufeiras. Cada indicador é pontuado numa de três classes, sendo posteriormente calculada a média por grupo de indicadores. Do somatório dos valores médios dos cinco grupos de indicadores resulta o valor de InQHA, que é classificado de acordo com o limiar apresentado no Quadro 4.7.

Quadro 4.7 – Fronteira de qualidade para classificação da hidromorfologia em albufeiras.

Tipo nacional	Limite para a classe Máximo
	InQHA
Albufeiras do Norte	≥11
Albufeiras de Curso Principal	
Albufeiras do Sul	

Os critérios para a determinação dos indicadores considerados na abordagem InQHA, bem como os respetivos limiares de qualidade podem ser consultados em <https://www.apambiente.pt/dqa/hidromorfologia.html>

4.3 Massas de água artificiais da categoria rios

A classificação do estado das **massas de águas artificiais** foi baseada nos seguintes critérios:

- As normas de qualidade utilizadas tiveram como base os parâmetros e respetivos Valores Máximos Recomendados (VMR) constantes no Anexo XVI do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto, referentes às águas destinadas à rega, atualizadas de forma a aproximarem-se aos limiares usados no âmbito da DQA (águas superficiais interiores).
- Os parâmetros foram classificados individualmente, com base na média aritmética dos resultados disponíveis para o período em avaliação (2014 a 2019), encontrando-se os parâmetros e respetivos limiares representados no Quadro 4.8.
- Nas massas de água sem monitorização, usaram-se os dados das respetivas origens de água superficiais.

- Nos resultados inferiores ao limite de quantificação, aplicou-se metade desse valor para o cálculo das médias, conforme o disposto no Art. 5.º, Decreto-Lei n.º 83/2011, de 20 de junho.
- Os resultados em que o limite de quantificação foi superior à norma, não foram utilizados.
- A classificação do estado químico teve por base os metais e respetivas normas de qualidade ambiental que derivam da Diretiva das Substâncias Prioritárias e que se encontram assinalados no Quadro 4.8.
- Os restantes parâmetros e limiares do Quadro 4.8. permitem efetuar a classificação do potencial ecológico destas massas de água.
- A classificação final da massa de água segue o princípio *one-out, all-out*. Quando todos os parâmetros cumprem as normas de qualidade, o estado é apresentado como “Bom”, caso contrário é “Razoável”.

Quadro 4.8 – Normas de qualidade para as massas de águas artificiais.

Grupo de parâmetros	Parâmetro	Unidade	Limiar
Físico-químicos gerais	Temperatura	°C	10 a 27
	Azoto amoniacal	mg/l NH ₄	2,5
	Azoto total	mg/l N	8,0
	Carência Bioquímica de Oxigénio a 5 dias (CBO ₅)	mg/l O ₂	7,0
	Cloreto	mg/l	70
	Condutividade a 20°C	µS/cm	1100
	Fosfato	mg/l PO ₄	1,0
	Fósforo total	mg/l P	0,6
	Nitrato	mg/l NO ₃	20
	Nitrito	mg/l NO ₂	0,7
	pH	Escala pH	6 a 9
	Sólidos dissolvidos totais	mg/l	640
	Sólidos suspensos totais	mg/l	45
Sulfato	mg/l	575	
Elementos de qualidade biológicos	Clorofila <i>a</i>	µg/l	9,66
Poluentes específicos	Arsénio dissolvido	mg/l	0,05
	Cobre dissolvido	mg/l	0,0078
	Crómio dissolvido	mg/l	0,0047
	Lítio dissolvido	mg/l	1,65
	Zinco dissolvido	mg/l	0,0078
Outros poluentes	Alumínio total	mg/l	5,0
	Ferro total	mg/l	5,0
	Manganês total	mg/l	0,2
Substâncias prioritárias	Cádmio dissolvido	mg/l	0,00025
	Chumbo dissolvido	mg/l	0,0012
	Níquel dissolvido	mg/l	0,004

5. Sistemas de classificação do estado ecológico – águas de transição e costeiras

5.1 Elementos de qualidade biológicos

Conforme já foi referido, o **processo de classificação** permite indexar a cada massa de água uma classe de estado, que representará uma estimativa do grau de alteração do ecossistema devido às diferentes pressões antrópicas a que a massa de água se encontra sujeita.

Para assegurar a comparabilidade dos sistemas de classificação, os resultados dos elementos biológicos devem ser expressos em **Rácios de Qualidade Ecológica**. Estes rácios representam a relação entre os valores observados para um determinado parâmetro biológico numa determinada massa de água e o valor desse parâmetro na condição de referência para o tipo de massa de água em questão. Os RQE devem ser expressos num valor numérico entre 0 (situação de degradação extrema) e 1 (situação de referência).



Figura 5.1 – Escala de classificação dos elementos de qualidade biológicos, ilustrando desvio face às condições de referência

Conforme também já foi referido, para efeitos de classificação do estado ecológico dos elementos biológicos, os RQE são divididos em 5 classes de qualidade: **Excelente**, **Bom**, **Razoável**, **Medíocre** e **Mau** (Figura 5.1). Os valores das fronteiras entre as classes de qualidade foram aferidos e validados através da participação no Exercício de Intercalibração.

Por outro lado, de acordo com a DQA, a cada classificação deverá corresponder um **nível de confiança** associado à classificação.

A classificação das massas de água com base em programas de monitorização está sujeita a erros derivados de: (i) não ser possível monitorizar toda a extensão da massa de água em todos os momentos e (ii) ocorrerem erros humanos e dos equipamentos durante os trabalhos de monitorização. Assim, haverá sempre algum erro associado ao processo de amostragem o que conduz a uma incerteza na estimativa do RQE.

Uma vez que as massas de água com estado inferior a bom devem ser sujeitas a um programa de medidas para a sua recuperação, os erros na classificação podem levar a que: (i) sejam desperdiçados recursos com massas de água classificadas num estado inferior ao que realmente apresentam; ou (ii) não sejam implementadas as medidas necessárias em massas de água classificadas com estado superior ao que realmente apresentam.

Desta forma, e para ajudar a compreender a classificação e gerir o risco de ter ocorrido uma classificação incorreta, foram definidos níveis de confiança associados a cada classificação.

De reforçar que a aplicação dos índices pressupõe o correto planeamento e **cumprimento rigoroso dos protocolos de amostragem e processamento laboratorial** estabelecidos, conforme apresentados no documento autónomo que integra os PGRH3 designado *Critérios para a Monitorização das Massas de Água*.

Descrevem-se de seguida os sistemas de classificação dos vários elementos biológicos em águas de transição e costeiras.

5.1.1 Fitoplâncton

Neste subcapítulo é apresentado o procedimento para avaliação do elemento de qualidade biológica **fitoplâncton**, em águas de transição e costeiras, nos termos da DQA, através da avaliação da biomassa pela **concentração de clorofila *a*** (Brito *et al.*, 2020a; Brito *et al.*, 2012a; Brito *et al.*, 2012b; Coutinho, *et al.*, 2012). Esta métrica aplica-se a todas as tipologias de massas de água de transição e costeiras nacionais: A1 - Estuário mesotidal estratificado, A2 - Estuário mesotidal homogêneo com descargas irregulares de rio, A3 - Lagoas costeiras semifechadas, A4 - Lagoas costeiras abertas, A5 - Costa atlântica mesotidal exposta, A6 - Costa atlântica mesotidal moderadamente exposta e A7 - Costa atlântica abrigada. A metodologia aqui apresentada encontra-se intercalibrada para o tipo europeu comum NEA11 (estuários tipo A1) e tipo europeu comum NEA1/26e (águas costeiras tipo A5, A6 e A7). São aplicados sistemas de classificação nacionais para os estuários do tipo A2 e as lagoas costeiras dos tipos A3 e A4. No caso dos estuários, foram definidas as subtipologias estreitos/largos e a classificação é realizada atendendo a classes de salinidade. No caso das lagoas costeiras há que ter em consideração se se encontram abertas ou fechadas ao mar (subtipologia aberta/fechada).

O fitoplâncton é composto por organismos unicelulares microscópicos, com capacidade fotossintética, que vivem em suspensão na coluna de água e que podem ser solitários ou coloniais, de dimensões inferiores a 1 µm até colónias maiores do que 500 µm. Devido à dependência que apresentam da luz solar habitam a zona eufótica, otimizando o tempo de residência nos estratos superiores da coluna de água através de diversas estruturas ou mecanismos (e.g., flagelos, vacúolos de gás, aumento da relação área superficial/volume). Abrange um conjunto de microorganismos diversificado do ponto de vista taxonómico, morfométrico e fisiológico, que apresentam diferentes requisitos e respostas a parâmetros físicos e químicos, como a luz, a temperatura, a alcalinidade e a concentração de nutrientes. Esta multiplicidade fisiológica do fitoplâncton permite a coexistência de diversas espécies em interação contínua num mesmo volume de água e uma distribuição espacial e sucessão sazonal da comunidade em resposta a variações dos parâmetros ambientais.

O fitoplâncton marinho e estuarino é frequentemente dominado por diatomáceas e dinoflagelados, sendo ainda de destacar os seguintes grupos: Cyanobacteria (cianobactérias), Chlorophyceae (algas verdes), Chrysophyceae (crisofíceas), Cryptophyceae (criptofíceas), Euglenophyceae (euglenofíceas) e Haptophyta (haptófitas).

O fitoplâncton apresenta ciclos de vida curtos (4/5 dias). Obtêm os nutrientes necessários para o seu desenvolvimento diretamente do meio envolvente, sendo, por isso, um indicador biológico indireto de alterações da sua concentração e de pressões associadas ao processo de eutrofização que ocorrem na coluna de água. A comunidade fitoplanctónica apresenta elevada sensibilidade a alterações de pequena escala nas condições ambientais, sendo a sua dinâmica, biomassa, composição e abundância, regulados por fatores físicos, químicos e biológicos.

O impacto da entrada de nutrientes em águas costeiras e de transição não está limitado ao aumento das concentrações disponíveis, também pode levar à alteração da proporção em que os diferentes elementos ocorrem. Estas alterações podem conduzir à modificação da estrutura e diversidade das comunidades. Por outro lado, alterações na composição das comunidades podem ter efeitos significativos na cadeia trófica. Por exemplo, a proliferação de microalgas de reduzidas dimensões pode levar ao colapso de níveis tróficos superiores, caso esses organismos não tenham capacidade de processar essa biomassa.

As definições normativas da DQA, relativas ao fitoplâncton, indicam que a degradação da qualidade ecológica está associada ao incremento da biomassa fitoplanctónica, às alterações na composição taxonómica e abundância dos grupos presentes, bem como ao aumento da frequência e intensidade de florescências fitoplanctónicas. Segundo o anexo V desta diretiva, devem ser considerados três atributos da comunidade fitoplanctónica para a avaliação da qualidade ecológica:

- Biomassa fitoplanctónica;
- Composição e abundância fitoplanctónicas;
- Intensidade e frequência de florescências fitoplanctónicas (*blooms*).

No entanto, atendendo às bases de dados disponíveis, durante os trabalhos de intercalibração ficou definido que a classificação do elemento de qualidade biológica fitoplâncton se faria apenas com base na avaliação da sua biomassa, através da avaliação da concentração de clorofila *a*, um reconhecido indicador de biomassa fitoplanctónica. A definição da metodologia baseou-se em dados históricos, campanhas de monitorização, artigos científicos e avaliação pericial (*expert judgement*). A métrica escolhida foi o P90 (percentil 90) de forma a considerar a variabilidade natural e sazonal do fitoplâncton, que tem tipicamente um período de crescimento, com um ou vários picos anuais.

Na definição de condições de referência para as águas de transição (Quadro 5.3) foram consideradas as duas tipologias nacionais (A1 e A2). Esta divisão teve por base a influência climática existente que afeta particularmente as massas de água costeiras, e que por efeito da maré, têm uma influência significativa nas massas de água de transição. Adicionalmente, estes grupos são ainda divididos em sistemas “estreitos” e “largos”, visto que as condições de hidrodinâmica são distintas (Quadro 5.1).

Quadro 5.1 – Subtipologias dos sistemas estuarinos

Subtipologia	Sistemas estuarinos
A1.1 Norte-estritos	Minho, Lima, Neiva*, Cávado, Ave, Leça*, Douro, Mondego, Lis
A1.2 Norte-largos	Ria de Aveiro
A2.1 Sul-estritos	Mira, Guadiana, Aljezur*, Arade*
A2.2 Sul-largos	Tejo, Sado

*Sistemas não incluídos no tratamento de dados que originou as condições de referência

Os sistemas de transição são muito dinâmicos e complexos, sendo as suas propriedades físico-químicas também muito variáveis temporal e espacialmente. Uma das propriedades mais importantes na ecologia destes sistemas é a salinidade, que é temporalmente muito dinâmica e pode ter uma forte influência na determinação da comunidade fitoplanctónica existente. Desta forma, para simplificar os critérios a usar nas áreas a classificar, foi efetuada a divisão das massas de água de transição de acordo com as três classes de salinidade seguintes: (i) 0-5; (ii) 5-25 e (iii) >25.

A avaliação do valor de referência da biomassa fitoplanctónica foi feita com base na determinação do índice percentil 90 das concentrações de clorofila *a* (P90 Chl-*a*) para as várias tipologias definidas.

Para o cálculo do percentil 90 de clorofila *a* nas massas de água de transição procede-se da seguinte forma:

- Para cada massa de água, criar ficheiro com valores de clorofila *a* e salinidade para o ano ou conjunto de anos a avaliar;
- Eliminar todos os valores que correspondam aos meses de novembro, dezembro ou janeiro (ou seja, para o cálculo é considerado apenas o período de crescimento do fitoplâncton – meses de fevereiro a outubro);
- Caso existam valores <LQ, é considerado metade do valor do LQ. Se o LQ for superior ao valor de referência aplicável, os dados devem ser excluídos;
- Organizar o conjunto de dados por massa de água e classe de salinidade (<5, 5-25 ou ≥25);
- Determinar o valor representativo de clorofila *a* em cada campanha de amostragem, por massa de água e classe de salinidade. Caso só exista um ponto de amostragem (ou uma medida) na massa de água, o valor medido é considerado como representativo da massa de água. Caso a massa de água tenha mais do que um ponto de amostragem ou mais que uma medida na mesma data (e.g. preia-mar e baixa-mar), o valor representativo é calculado pela média dos valores medidos;
- O número de pontos de amostragem por massa de água ou a opção de amostrar marés diferentes dependem da dimensão e heterogeneidade da massa de água e objetivos da monitorização;

- Calcular o percentil 90 dos valores representativos de clorofila a por ano(s), massa de água e classe de salinidade. No limite podem existir 3 valores de P90 (que vão originar 3 RQEs) para cada massa de água, correspondentes às 3 classes de salinidade, se estas estiverem todas presentes na mesma massa de água; se assim for, pode fazer-se a média ponderada dos resultados.

No caso das lagoas costeiras, ocorrem duas situações distintas: i) lagoas costeiras da tipologia nacional A3 que podem estar em situação “aberta” ou “fechada”, isto é, podem ter ou não uma ligação direta ao mar, dependendo da época do ano ou intervenção humana; e ii) as lagoas costeiras da tipologia A4 que estão em ligação permanente com o mar (Quadro 5.2).

Quadro 5.2 – Tipologias das lagoas costeiras

Tipologia	Lagoas costeiras
A3	Barrinha de Esmoriz, Lagoa de Óbidos, Lagoa de Albufeira e Lagoa de Santo André
A4	Ria do Alvor e Ria Formosa

No caso das lagoas que podem estar abertas ou fechadas, a sua dinâmica está fortemente influenciada pelas condições de circulação e troca de água com o mar, o que tem implicações nas condições físico-químicas do sistema (e.g., salinidade, concentrações de nutrientes) e, por consequência, no desenvolvimento das comunidades fitoplanctónicas. Desta forma, para estas lagoas, foram definidas condições de referência distintas para as fases “aberta” ou “fechada” (Quadro 5.4).

A avaliação do valor de referência da biomassa fitoplanctónica foi feita com base na determinação do índice percentil 90 das concentrações de clorofila a (P90 Chl- a) para as várias tipologias definidas.

Para o cálculo do percentil 90 de clorofila a nestes tipos de massas de água procede-se da seguinte forma:

- Para cada massa de água, criar ficheiro com valores de clorofila a e condição aberta/fechada para o ano ou conjunto de anos a avaliar;
- Eliminar todos os valores que correspondam aos meses de novembro, dezembro ou janeiro (ou seja, para o cálculo é considerado apenas o período de crescimento do fitoplâncton – meses de fevereiro a outubro);
- Caso existam valores $<LQ$, é considerado metade do valor do LQ. Se o LQ for superior ao valor de referência aplicável, os dados devem ser excluídos;
- Organizar o conjunto de dados por massa de água e condição aberta ou fechada;
- Determinar o valor representativo de clorofila a em cada campanha de amostragem, por massa de água e condição aberta/fechada. Caso só exista um ponto de amostragem (ou uma medida) na massa de água, o valor medido é considerado como representativo da massa de água. Caso a massa de água tenha mais do que um ponto de amostragem ou mais que uma medida na mesma data (e.g. preia-mar e baixa-mar), o valor representativo é calculado pela média dos valores medidos;
- O número de pontos de amostragem por massa de água ou a opção de amostrar marés diferentes dependem da dimensão e heterogeneidade da massa de água e objetivos da monitorização;
- Calcular o percentil 90 dos valores representativos por ano(s), massa de água e condição aberta/fechada. No limite podem existir 2 valores de P90 (que vão originar 2 RQEs) para cada massa de água, correspondentes às 2 condições aberta ou fechada. Se assim for, pode fazer-se a média ponderada dos resultados.

Para as águas costeiras de costa aberta foram consideradas as três tipologias nacionais (A5, A6 e A7). A avaliação do valor de referência da biomassa fitoplanctónica foi feita com base na determinação do índice percentil 90 das concentrações de clorofila a (P90 Chl- a) para as várias tipologias definidas (Quadro 5.5).

Para o **cálculo do percentil 90 de clorofila α** nestes tipos de massas de água procede-se da seguinte forma:

- Para cada massa de água, criar ficheiro com valores de clorofila α para o ano ou conjunto de anos a avaliar;
- Eliminar todos os valores que correspondam aos meses de novembro, dezembro ou janeiro (ou seja, para o cálculo é considerado apenas o período de crescimento do fitoplâncton – meses de fevereiro a outubro);
- Caso existam valores <LQ, é considerado metade do valor do LQ. Se o LQ for superior ao valor de referência aplicável, os dados devem ser excluídos.
- Determinar o valor representativo de clorofila α em cada campanha de amostragem, por massa de água. Caso só exista um ponto de amostragem (ou uma medida) na massa de água, o valor medido é considerado como representativo da massa de água. Caso a massa de água tenha mais do que um ponto de amostragem ou mais que uma medida na mesma data (e.g. preia-mar e baixa-mar), o valor representativo é calculado pela média dos valores medidos.
- O número de pontos de amostragem por massa de água ou a opção de amostrar marés diferentes dependem da dimensão e heterogeneidade da massa de água e objetivos da monitorização.

Na avaliação do fitoplâncton, o **valor do RQE** é calculado dividindo o valor de referência para o tipo de massa de água em estudo pelo valor do percentil 90 dos dados obtidos na monitorização da massa de água:

$$RQE = REF/P90$$

Caso o valor do RQE seja superior a 1, considera-se 1. Caso exista mais do que um RQE para a massa de água faz-se a média (aritmética se o número de amostragens for o mesmo ou ponderada se o número de amostragens for diferente) dos RQE.

As **fronteiras de qualidade** que definem a classe de qualidade da massa de água são definidas por tipo de massa de água e apresentam-se nos quadros seguintes (Quadro 5.3, Quadro 5.4, Quadro 5.5).

Quadro 5.3 – Valores de referência e fronteiras de qualidade da métrica Clorofila α , aplicáveis em águas de transição.

Tipo nacional	Classe de Salinidade	Valor de referência (P90 Chla ug/l)	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
A1.1 Norte-estritos	0-5	6,67	0,667	0,467	0,300	0,200
	5-25	6,67				
	>25	6,00				
A1.2 Norte-largos	0-5	6,67	0,670	0,440	0,300	0,200
	5-25	6,67				
	>25	6,00				
A2.1 Sul-estritos	0-5	8,00	0,670	0,440	0,300	0,200
	5-25	6,67				
	>25	5,30				
A2.2 Sul-largos	0-5	8,00	0,670	0,440	0,300	0,200
	5-25	8,00				
	>25	6,67				

Quadro 5.4 – Valores de referência e fronteiras de qualidade da métrica Clorofila α , aplicáveis em lagoas costeiras.

Tipo nacional	Lagoa aberta/fechada	Valor de referência	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
A3	aberta	6,7	0,670	0,440	0,300	0,200
	fechada	20,0				
A4	aberta	5,3	0,670	0,440	0,300	0,200

Quadro 5.5 – Valores de referência e fronteiras de qualidade da métrica Clorofila α , aplicáveis em águas costeiras.

Tipo nacional	Valor de referência	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
A5	5,3	0,670	0,440	0,300	0,200
A6	4	0,880	0,490	0,300	0,200
A7	4	0,880	0,490	0,300	0,200

No caso do fitoplâncton, o **nível de confiança** (Quadro 5.6) na avaliação está diretamente relacionado com a frequência anual das amostragens e a sua distribuição temporal por época do ano. A amostragem para o elemento biológico fitoplâncton deve ter uma frequência de 6 colheitas anuais, devendo coincidir uma colheita por cada período sazonal (outono/primavera/verão) da época de crescimento (meses de fevereiro a outubro), sendo que três colheitas deveriam ter um intervalo mínimo de 3 semanas no período potencialmente crítico, normalmente, entre julho e setembro (período de maior probabilidade de ocorrência de blooms). Esta frequência permite contemplar a variabilidade sazonal e garantir uma precisão adequada na classificação da qualidade da massa de água.

Nas massas de água em que existam diversas classes de salinidade o índice de confiança para a totalidade da massa de água corresponderá ao índice de confiança mais elevado entre as classes de salinidade.

A interpretação dos resultados da aplicação do índice para classificação do fitoplâncton deve ter em consideração a variabilidade espacial e temporal da ocorrência destas espécies e os potenciais erros associados à aplicação destas metodologias.

Quadro 5.6 – Níveis de confiança associados à classificação do fitoplâncton.

Níveis de confiança		Critério
1	Muito elevada	Não definido
2	Elevada	Avaliação baseada em 6 ou mais amostragens realizadas num ano. Uma amostragem em cada período sazonal (outono/primavera/verão) da época de crescimento (fevereiro a outubro). Pelo menos 3 amostragens realizadas no período de julho a outubro, com intervalo mínimo de 3 semanas entre colheitas. Nota: no caso dos estuários todas as amostragens devem referir-se à mesma classe de salinidade; no caso das lagoas costeiras tipo A3 todas as amostragens devem referir-se à mesma condição: aberta ou fechada.
3	Média	Avaliação baseada em 3 a 5 amostragens num ano, com pelo menos uma amostragem em cada período sazonal (outono/primavera/verão) da época de crescimento (fevereiro a outubro). Nota: no caso dos estuários todas as amostragens devem referir-se à mesma classe de salinidade; no caso das

Níveis de confiança		Critério
4	Baixa	lagoas costeiras tipo A3 todas as amostragens devem referir-se à mesma condição: aberta ou fechada.
		Avaliação baseada em 2 ou menos amostragens por ano, realizadas durante a época de crescimento (fevereiro a outubro). Nota: no caso dos estuários todas as amostragens devem referir-se à mesma classe de salinidade; no caso das lagoas costeiras tipo A3 todas as amostragens devem referir-se à mesma condição: aberta ou fechada.
5	Muito baixa	Não definido

Por forma a clarificar o procedimento de classificação do fitoplâncton, apresentam-se **dois exemplos de cálculos do índice**, um para estuários e outro para lagoas costeiras.

No que se refere aos **estuários**, apresenta-se um exemplo de uma situação hipotética para um estuário do tipo A2, subtipo largo, onde foram realizadas três campanhas de amostragem em duas estações localizadas na mesma massa de água, nos meses de maio, agosto e setembro. Esta campanha produziu os dados fictícios constantes do Quadro 5.7.

Quadro 5.7 – Conjunto de dados para exemplo de cálculo em estuários

Estação	Mês de amostragem	Salinidade	Classe de Salinidade	Chl a ($\mu\text{g/l}$)	Média Chl a ($\mu\text{g/L}$)
Ponto 1	Maio	30,9	>25	8,52	6,27
Ponto 2	Maio	32,8	>25	4,02	
Ponto 1	Agosto	30,9	>25	4,31	3,42
Ponto 2	Agosto	33,2	>25	2,53	
Ponto 1	Setembro	26,7	>25	5,81	4,48
Ponto 2	Setembro	30,3	>25	3,15	

O primeiro passo consiste no cálculo da concentração média de clorofila a por massa de água (Média Chl a ($\mu\text{g/L}$)) por mês de amostragem, calculada através da média dos valores obtidos em cada campanha nos dois pontos de amostragem (caso só exista um ponto de amostragem na massa de água, esse valor é considerado representativo da mesma). A partir destas médias por massa de água é calculado o valor do percentil 90 dos dados de todas das campanhas (P90 anual). Uma vez que todos os dados se encontram na mesma classe de salinidade, é calculado apenas um RQE para a massa de água (caso os dados se encontrassem em classes de salinidades diferentes, as médias por massa de água e os percentis 90 teriam que ser calculados por classe de salinidade). Os resultados são os apresentados no Quadro 5.8.

Quadro 5.8 – Exemplo de cálculo num estuário

Número de amostragens	Classe Salinidade	Média Chl a ($\mu\text{g/L}$)	P90 Chl a	Referência Chl a	RQE	Classificação	Confiança
3	>25	6,27	5,91	6,67	1	EXCELENTE	MÉDIO
	>25	3,42					
	>25	4,48					

A partir do valor do P90 e do valor de referência, é calculado o RQE através da equação $RQE = REF/P90$. Ou seja, $RQE = 6,67/5,91 = 1,13 = 1$. Uma vez que o valor do RQE é superior a 0,67, a classificação é Excelente. O grau de confiança é determinado com base no número de amostragens.

Caso existisse mais do que uma classe de salinidade e, portanto, mais do que um RQE, o valor do RQE final seria obtido a partir da média ponderada dos RQE considerando o número de amostragens que contribuem para o cálculo.

Como **exemplo de cálculo para uma lagoa costeira**, apresenta-se uma situação hipotética para uma lagoa costeira do tipo A3 onde foram realizadas cinco campanhas de amostragem em duas estações localizadas na mesma massa de água, nos meses de maio, julho, agosto, setembro e outubro. Em três das amostragens a lagoa estava em situação ‘fechada’ e em duas amostragens estava em situação ‘aberta’. Esta campanha produziu os dados fictícios constantes no Quadro 5.9.

Quadro 5.9 – Conjunto de dados para exemplo de cálculo em lagoas costeiras

Estação	Mês de amostragem	Abertura ao mar	Chl a (ug/l)	Média Chl a (ug/L)
Ponto 1	Maio	Fechada	15,81	18,41
Ponto 2	Maio	Fechada	21,01	
Ponto 1	Julho	Aberta	5,31	5,82
Ponto 2	Julho	Aberta	6,33	
Ponto 1	Agosto	Aberta	9,89	10,22
Ponto 2	Agosto	Aberta	10,54	
Ponto 1	Setembro	Fechada	15,66	15,95
Ponto 2	Setembro	Fechada	16,23	
Ponto 1	Outubro	Fechada	19,98	20,15
Ponto 2	Outubro	Fechada	20,31	

O primeiro passo consiste no cálculo da concentração média de clorofila a por massa de água (Média Chl a (ug/L)) por mês de amostragem, calculada através da média dos valores obtidos em cada campanha nos dois pontos de amostragem. A partir destas médias por massa de água são calculados os valores do percentil 90 dos dados de todas as campanhas (P90 anual), para cada situação: lagoa aberta ou fechada. Os resultados são os apresentados no Quadro 5.12.

Quadro 5.10 – Exemplo de cálculo em lagoas costeiras

Número de amostragens	Abertura ao mar	Média Chl a (ug/L)	P90 Chl a	Referência Chl a	RQE	Classificação	Confiança
3	Fechada	18,41	19,80	20	1	EXCELENTE	MÉDIO
	Fechada	15,95					
	Fechada	20,15					
2	Aberta	5,82	9,78	6,67	0,68	EXCELENTE	BAIXO
	Aberta	10,22					

A partir do valor do P90 e do valor de referência, é calculado o RQE através da equação $RQE = REF/P90$. Ou seja, RQE fechada = $20/19,80 = 1,01 = 1$ e RQE aberta = $6,67/9,78 = 0,68$. Ambos os valores são superiores a 0,67, o que se traduz numa classificação de Excelente, que para uma situação de lagoa aberta, quer para a situação de lagoa fechada.

Para o cálculo do RQE final, procede-se à determinação da média ponderada dos RQE em situação lagoa aberta e lagoa fechada, o que neste caso resulta num $RQE = 0,87$ (Excelente). A utilização da média ponderada permite ter em consideração o peso relativo de cada um dos RQE (neste caso devido ao número diferente de amostragens que o determinam). O grau de confiança é determinado com base no número de amostragens.

5.1.2 Macroalgas oportunistas

Neste subcapítulo é apresentado o procedimento para avaliação do elemento de qualidade biológica macroalgas oportunistas, em águas de transição e lagoas costeiras, nos termos da DQA, através da aplicação do **índice BMI – Blooming Macroalgae Index** (Neto *et al.*, 2020a; Patricio *et al.*, 2007; Scanlon *et al.*, 2007). Este índice aplica-se às águas de transição das tipologias A1 - Estuário mesotidal estratificado e A2 - Estuário mesotidal homogêneo com descargas irregulares de rio e às lagoas costeiras das tipologias A3 - Lagoas costeiras semifechadas e A4 - Lagoas costeiras abertas. O exercício de intercalibração encontra-se concluído para o tipo europeu comum NEA11 (estuários tipo A1), embora os resultados ainda não tenham sido publicados em decisão de intercalibração. É aplicado o sistema de classificação nacional para os estuários dos tipos A2 e as lagoas costeiras dos tipos A3 e A4.

As **macroalgas**, juntamente com o subelemento das angiospérmicas (ervas marinhas e vegetação de sapal), integram o elemento biológico **outra flora aquática**.

As **macroalgas oportunistas** são organismos que normalmente podem ser encontrados integrados nas comunidades de macroalgas costeiras e estuarinas, em densidades razoavelmente baixas que podem, inclusive, não ser das mais abundantes no seio da comunidade. No entanto, quando as condições ambientais assim o permitem, como a existência de uma boa luminosidade, temperatura elevada e concentração de nutrientes, há macroalgas que conseguem tirar vantagem relativamente à maioria das outras macroalgas da comunidade. Proliferam e apresentam uma abundância elevada, formando normalmente espessos mantos, que muitas vezes se depositam sobre as restantes, dominando-as.

As macroalgas oportunistas são maioritariamente formadas por indivíduos da Família Ulvaceae e, embora outras também possam ser encontradas em abundâncias comparavelmente elevadas (e.g., Gracilariaceae), quando estimuladas pelas condições ótimas e favoráveis, desenvolvem-se a um ritmo acima da sua taxa normal de crescimento. O excesso de nutrientes, combinado com fatores abióticos como sendo a temperatura, hidrodinamismo e tipo de substrato promove a proliferação de macroalgas oportunistas.

O **índice BMI** é composto pelas seguintes **métricas**:

- **Composição taxonómica** – confirmação da presença de *taxa* identificados como macroalgas oportunistas acumulados no intermareal das massas de água a avaliar;
- **Área total de intermareal disponível** - estimativa da área intermareal disponível (ha) - obtida por intermédio de fotos verticais ou outra ferramenta SIG. São áreas intermareais que correspondem a substratos de areia fina, areia vasosa, vasa, vasa cascalhenta ou bancos de conchas, devendo ser excluídas as áreas onde o crescimento de macroalgas não é possível ou as áreas com um uso específico que modifique consideravelmente a dinâmica geral do sistema (e.g., tanques, ilhas, reservatórios, etc.);
- **Área ocupada por macroalgas oportunistas** - corresponde ao número de hectares (ha) efetivamente ocupados por macroalgas oportunistas - obtido após a subtração das áreas correspondentes aos espaços vazios no interior das suas manchas. Deverão ser registadas as subáreas que apresentam diferentes densidades de cobertura (e.g., 1-25%, 26-50%, 51-75%, 76-100%), de forma a permitir a quantificação efetiva da área coberta por macroalgas oportunistas, como mostra a equação 1:

$$A \text{ (ha)} = (a*(1+25)/100/2) + (b*(26+50)/100/2) + (c*(51+75)/100/2) + (d*(76+100)/100/2)$$

Onde: A = área ocupada, em ha; a = área com densidade de cobertura de 1-25%; b = área com densidade de cobertura de 26-50%; c = área com densidade de cobertura de 51-75%; d = área com densidade de cobertura de 76-100%.

- **Percentagem de cobertura de oportunistas (%)** – corresponde à área de macroalgas oportunistas relativamente à área total de intermareal disponível, que se obtém seguindo a equação 2:

$$P (\%) = A * 100 / ID$$

Onde: P = percentagem de cobertura de oportunistas, expresso em %; A = área ocupada por oportunistas, expresso em ha; ID = área total de intermareal disponível expresso em ha.

As **condições de referência** para o estado Excelente relativo às métricas Percentagem de Cobertura de Oportunistas e Área Ocupada são apresentadas no Quadro 5.11.

Quadro 5.11 – Condições de referência para o índice BMI

Métrica	Condições de Referência
Percentagem de Cobertura (%)	<5%
Área Ocupada (ha)	<100 ha

Embora o índice BMI tenha sido desenvolvido com dados provenientes maioritariamente de **sistemas estuarinos**, devido à semelhança verificada no comportamento do elemento biológico, propõe-se que se faça uso dos **mesmos valores e condições para as lagoas costeiras**, onde a maré possibilite o aparecimento de uma área intermareal significativa, que permita a eventual expressão de macroalgas oportunistas.

A **classificação das macroalgas oportunistas** é calculada pela aplicação das seguintes equações:

- **Aplicação da Equação 1: Cálculo da área ocupada**

$$A (\text{ha}) = (a * (1+25)/100/2) + (b * (26+50)/100/2) + (c * (51+75)/100/2) + (d * (76+100)/100/2)$$

Onde: A = área ocupada, em ha; a = área com densidade de cobertura de 1-25%; b = área com densidade de cobertura de 26-50%; c = área com densidade de cobertura de 51-75%; d = área com densidade de cobertura de 76-100%.

- **Aplicação da Equação 2: Cálculo da percentagem de cobertura**

$$P (\%) = A * 100 / ID$$

Onde: P = percentagem de cobertura de oportunistas, expresso em %; A = área ocupada por oportunistas, expresso em ha; ID = área total de intermareal disponível expresso em ha.

A partir dos resultados da percentagem de cobertura por macroalgas oportunistas é possível determinar o EQS_base (estado de qualidade base). No entanto, pode ser necessário o cálculo do RQE-base.

- **Aplicação da Equação 3: Cálculo do RQE_base**

$$RQE_base = 1 - A/ID$$

A partir destes resultados é determinado o EQS_base, de acordo com o Quadro 5.12.

Quadro 5.12 – Determinação do RQE e do EQS_base de acordo com o índice BMI

Percentagem Cobertura (%)	RQE_base	EQS_base
<5	0,951-1,000	EXCELENTE
5-15	0,851-0,950	BOM
16-25	0,751-0,850	RAZOÁVEL
26-75	0,251-0,750	MEDÍOCRE
>75	0,000-0,250	MAU

O cálculo do índice BMI, pressupõe que sistemas com uma grande parte da sua superfície intermareal coberta por macroalgas oportunistas estarão em piores condições do que os sistemas que apresentem

uma menor área afetada. Posto isto, após a determinação do RQE-base, verifica-se se há lugar a **depreciação do EQS_base** usando a métrica Área Ocupada. Desta forma, é tida em consideração a área efetivamente ocupada por estas macroalgas, ajustando-se a classificação em função disto. Assim, se a área ocupada for inferior a 500 ha, não há lugar a depreciação na classificação. Se área ocupada pelas macroalgas oportunistas for igual a superior a 500 ha, há lugar a depreciação de acordo com o 5.13.

Quadro 5.13 – Depreciação na classificação em função da Área Ocupada

Área Ocupada (ha)	Depreciação EQS_base
<500	EQS_base 0 classes
500-999	EQS_base 1 classes
1000-2500	EQS_base 2 classes
>2500	EQS_base 3 classes

Esta abordagem foi selecionada porque permite estimar que parte do sistema está afetada pela proliferação e acumulação de macroalgas oportunistas nas suas plataformas intermareais, em comparação com a área total disponível da massa de água.

Da combinação da determinação de RQE com a Área Ocupada por macroalgas oportunistas, resulta a classificação final, de acordo com o Quadro 5.14.

Quadro 5.14 – Classificação da massa de água de acordo com o índice BMI

RQE_base	Área Ocupada (ha)	Classificação
0,951-1,000	<500	EXCELENTE
	500-999	BOM
	1000-2500	RAZOÁVEL
	>2500	MEDIOCRE
0,851-0,950	<500	BOM
	500-999	RAZOÁVEL
	1000-2500	MEDIOCRE
	>2500	MAU
0,751-0,850	<500	RAZOÁVEL
	500-999	MEDIOCRE
	1000-2500	MAU
	>2500	MAU
0,251-0,750	<500	MEDIOCRE
	500-999	MAU
	1000-2500	MAU
	>2500	MAU
0,000-0,250	<500	MAU
	500-999	MAU
	1000-2500	MAU
	>2500	MAU

No caso das macroalgas oportunistas, o **nível de confiança na avaliação** (Quadro 5.15) depende da capacidade de deteção e caracterização dos *blooms* destas espécies. A interpretação dos resultados da aplicação do índice deve ter em consideração a variabilidade espacial e temporal da ocorrência destas espécies e os potenciais erros associados à aplicação destas metodologias.

Quadro 5.15 – Níveis de confiança associados ao índice BMI.

Níveis de confiança		Critério
1	Muito elevada	Não definido
2	Elevada	Avaliação baseada em três ou mais anos de amostragem. Monitorização realizada dentro da época de crescimento (abril a junho)
3	Média	Avaliação baseada em menos de três anos de amostragem. Monitorização realizada dentro da época de crescimento (abril a junho)
4	Baixa	Avaliação baseada em menos de três anos de amostragem. Monitorização realizada fora da época de crescimento (abril a junho)
5	Muito baixa	Não definido

Por forma a clarificar o processo de classificação, apresenta-se como **exemplo o cálculo do BMI** para uma massa de água de transição. A área intermareal disponível estimou-se em cerca de 75 ha, tendo sido feito o levantamento das condições da mancha de macroalgas oportunistas pelo método direto (com GPS no terreno). Como resultado desta avaliação registou-se uma área ocupada de 0,616 ha com 26-50% de cobertura e uma área 0,070 ha com 76-100% de cobertura.

Substituindo aqueles valores na equação 1: $A \text{ (ha)} = (0 \cdot (1+25)/100/2) + (0,616 \cdot (26+50)/100/2) + (0 \cdot (51+75)/100/2) + (0,070 \cdot (76+100)/100/2) = 0,295$

Obtém-se uma área ocupada de 0,295 ha. Substituindo este valor e o da área intermareal disponível, na equação 2: $P \text{ (\%)} = 0,295 \cdot 100 / 75 = 0,393\%$

Assim, obtém-se um valor de 0,393 % de área coberta por macroalgas oportunistas. A partir deste resultado poderia chegar-se à conclusão de que o EQS_base seria Excelente, uma vez que $P < 5\%$.

Calculando o RQE_base através da equação 3, obtém-se $RQE_base = 1 - (0,295/75)$, obtém-se o valor 0,996, que corresponde a um EQS_base de Excelente.

Sendo a área ocupada <100 ha, verifica-se que não há depreciação da classificação inicial (EQS_base). A massa de água obtém uma classificação de Excelente.

5.1.3 Macroalgas de substrato rochoso

Neste subcapítulo é apresentado o procedimento para avaliação do elemento de qualidade biológica **macroalgas de substrato rochoso**, em águas costeiras, nos termos da DQA, através da aplicação do **índice P-MarMAT - Portuguese Marine Macroalgae Assessment Tool** (Gaspar *et al.*, 2020; Neto *et al.*, 2012; Orfanidis *et al.*, 2011). Este índice aplica-se às águas costeiras das tipologias A5 - Costa atlântica mesotidal exposta, A6 - Costa atlântica mesotidal moderadamente exposta e A7 - Costa atlântica abrigada, onde existam praias com áreas de intertidal rochoso, necessário ao desenvolvimento destas macroalgas. Este método foi intercalibrado o tipo europeu comum NEA1/26 (correspondente às águas costeiras dos tipos nacionais A5, A6 e A7).

As macroalgas são organismos essencialmente sésseis que vivem fixos a um substrato, e, como tal, refletem a qualidade da água onde estão mergulhados ao longo do tempo.

A composição taxonómica é, de um modo geral, muito diversa em Portugal continental. Ao longo da linha de costa faz-se sentir um pronunciado gradiente latitudinal, verificando-se, de norte para sul do país, uma diminuição da exposição à ondulação, uma diminuição dos nutrientes dissolvidos, um

aumento da temperatura superficial da água e um aumento da radiação fotossinteticamente ativa; por sua vez, estes fatores influenciam fortemente a distribuição das comunidades macroalgais ao longo do país.

As comunidades de macroalgas respondem às pressões antropogénicas, como a poluição por nutrientes ou contaminantes, a sedimentação ou o pisoteio, através de alterações na composição taxonómica e na abundância das suas espécies. A resposta a um aumento de poluição orgânica no meio é, muitas vezes, manifestada através da diminuição do número de espécies ou através do aumento da cobertura de espécies oportunistas.

O método é baseado no princípio de que as pressões causadas pelas atividades antropogénicas podem alterar a composição e abundância de espécies de macroalgas que ocorrem nas zonas costeiras, refletindo-se estas alterações no valor do índice.

O índice P-MarMAT é composto por sete métricas, representativas das características estruturais e funcionais das comunidades de macroalgas de substratos rochosos de zonas do intermareal de águas costeiras:

- **Métrica 1: Riqueza taxonómica** - Número de espécies. Métrica relacionada com a complexidade e diversidade dos habitats. Uma redução do número de espécie é representativa de perda ou degradação de habitats.
- **Métrica 2: Proporção de taxa de Chlorophyta** – Razão entre o número de taxa de chlorophyta e a riqueza taxonómica, calculado através da equação:

$$\text{Proporção de CHLOROPHYTA} = \frac{\text{Número de CHLOROPHYTA}}{\text{Riqueza taxonómica}}$$

- **Métrica 3: Número de taxa de Rhodophyta** – Número de taxa de rhodophyta
- **Métrica 4: Rácio de Grupo de estado ecológico** - Proporção entre o número de taxa dos grupos de estado ecológico ESG I e ESG II (Tabela I) e refere-se à proporção de formas perenes (ESG I) e formas anuais ou efémeras com estratégias oportunistas (ESG II):

$$\text{Ratio ESG} = \frac{\text{Número de ESG 1}}{\text{Número de ESG 2}}$$

- **Métrica 5: Proporção de taxa oportunistas** – Razão entre o número de taxa considerados oportunistas e a riqueza taxonómica

$$\text{Proporção de Oportunistas} = \frac{\text{Número de Oportunistas}}{\text{Riqueza taxonómica}}$$

- **Métrica 6: Percentagem de cobertura de taxa oportunistas** - Percentagem de cobertura dos taxa considerados oportunistas na zona intermareal de substrato rochoso
- **Métrica 7: Descrição do local de amostragem** - Fator de correção para as diferentes características dos locais amostrados.

As [condições de referência](#) para as métricas do P-MarMAT são comuns a todas as tipologias nacionais de águas costeiras (Quadro 5.16).

Quadro 5.16 – Condições de referência para o índice P-MarMAT

Métrica	Condição de referência
Métrica 1 - Riqueza taxonómica*	≥28
Métrica 2 - Proporção de taxa de Chlorophyta	<0,1 (<10%)
Métrica 3 - Número de taxa de Rhodophyta	≥18
Métrica 4 - Rácio de Grupo de estado ecológico	≥2,0
Métrica 5 - Proporção de taxa oportunistas	<0,1 (<10%)
Métrica 6 - Percentagem de cobertura de taxa oportunistas*	<10%

Métrica	Condição de referência
Métrica 7 - Descrição do local de amostragem	≤7

*estas métricas são ponderadas com um fator de 2

O cálculo do P-MarMAT é realizado da seguinte forma:

- A partir da ficha de campo com a lista das espécies identificadas, é feita a correspondência com a **Lista Reduzida de Taxa (RTL)** constante do Anexo II e determinada a estrutura da comunidade.
- A partir desta lista RTL são calculadas as métricas: Métrica 1 - Riqueza taxonómica, Métrica 2 - Proporção de *taxa* de CHLOROPHYTA, Métrica 3 - Proporção de *taxa* de RHODOPHYTA, Métrica 4 - Rácio de Grupo de estado ecológico e Métrica 5 - Proporção de *taxa* oportunistas.
- A Métrica 6 – Percentagem de cobertura de *taxa* oportunistas é determinada seguindo a metodologia descrita no protocolo de amostragem desenvolvido para a monitorização deste elemento biológico no âmbito da DQA (ver documento *Crítérios para a Monitorização das Massas de Água*)
- A Métrica 7 – Descrição do local de amostragem realiza-se durante a amostragem de cada local, através do preenchimento da ficha constante do Anexo II (e de acordo com o estabelecido no protocolo de amostragem).
- A partir do Quadro 5.17, é feita a correspondência entre os valores das métricas e a pontuação obtida. O P-MarMAT é o somatório das pontuações das várias métricas.

Quadro 5.17 – Esquema de pontuações associadas ao índice P-MarMAT

Métricas	Estado de Qualidade Ecológica				
	EXCELENTE	BOM	RAZOÁVEL	MEDÍOCRE	MAU
1 - Riqueza taxonómica*	≥28	21-27	14-20	7-13	0-6
2 - Proporção de <i>taxa</i> de Chlorophyta	<0,1	0,1-0,19	0,2-0,29	0,30-0,39	≥0,4
3 - Número de <i>taxa</i> de Rhodophyta	≥18	13-17	9-12	4-8	0-3
4 - Rácio de Grupo de Estado Ecológico	≥2	1-1,99	0,5-0,99	0,25-0,49	<0,24
5 - Proporção de <i>taxa</i> oportunistas	<0,1	0,1-0,19	0,2-0,29	0,3-0,39	≥0,4
6 - Cobertura de <i>taxa</i> oportunistas em percentagem*	<10%	10-19%	20-29%	30-70%	>70%
7 - Descrição do local de amostragem	1-7	8-11	12-14	15-18	---
Pontuação	4	3	2	1	0
Soma de pontuações	0-7	8-14	15-21	22-28	29-36

*métrica com um peso duplo relativamente ao somatório final

Note-se que as pontuações das métricas “1- Riqueza taxonómica” e “6- Cobertura de Oportunistas” são contabilizadas duas vezes (x2) nas pontuações finais. O P-MarMAT será o valor resultante da soma das pontuações. Para a determinação do RQE, este valor é por 36 (valor máximo que o P-MarMAT pode assumir).

No caso do P-MarMAT, o **valor do RQE** é calculado a partir do índice através da fórmula:

$$RQE = P\text{-MarMAT} / P\text{-MarMAT max.}$$

A partir do valor do RQE e de acordo com o Quadro 5.18, é determinado o estado de qualidade da massa de água: Excelente, Bom, Razoável, Medíocre ou Mau.

Quadro 5.18 – Fronteiras de qualidade do índice P-MarMAT, aplicável em águas costeiras.

Tipo nacional	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
A5	0,800	0,610	0,460	0,280
A6	0,800	0,610	0,460	0,280
A7	0,800	0,610	0,460	0,280

Caso exista mais do que um local de amostragem na mesma massa de água, a classificação da massa de água é dada pela média aritmética dos RQEs calculados para os vários pontos de amostragem.

No caso das macroalgas de substrato rochoso, o **nível de confiança** (Quadro 5.19) na avaliação depende da capacidade de determinação das métricas que compõem o P-MarMAT. A interpretação dos resultados da aplicação do índice deve ter em consideração a variabilidade espacial e temporal da ocorrência destas espécies e os potenciais erros associados à aplicação destas metodologias.

Quadro 5.19 – Níveis de confiança associados ao índice P-MarMAT.

Níveis de confiança		Critério
1	Muito elevada	Não definido
2	Elevada	(i) Classificação baseada em três ou mais anos de amostragem por cada ciclo de 6 anos de avaliação; (ii) Monitorização realizada dentro da época de amostragem recomendada (junho setembro); (iii) Utilização no terreno de 3 estações de amostragem por massa de água, sempre que a distribuição do substrato rochoso disponível o permita; (iv) Avaliação realizada por peritos com experiência de trabalho no sistema em avaliação.
3	Média	Cumprido pelo menos dois dos critérios anteriores
4	Baixa	Cumprido menos de dois dos critérios anteriores
5	Muito baixa	Não definido

Para **exemplificar o cálculo do P-MarMAT**, considerou-se o conjunto de dados de campo do Quadro 5.20. Ao conjunto de 47 *taxa* registados, correspondem 35 entradas na Lista Reduzida de *Taxa* (RTL), já que alguns *taxa* identificados no campo são contabilizados por uma mesma entrada na RTL (por exemplo, a presença dos *taxa Ceramium spp.*, *Callithamnion tetricum* e *Halurus equisetifolius* identificados no campo são contabilizados pela mesma entrada na RTL denominada por Ceramiales; a espécie *Rhodothamniella floridula* não foi contabilizada uma vez que não tem correspondência na RTL). Cada entrada da RTL corresponde a um dado Filo, um dado EGS e característica oportunista.

Quadro 5.20 – Conjunto de dados para exemplo de cálculo do P-MarMAT

<i>Taxa</i> registados na amostragem	Entradas correspondentes na RTL	Filo	ESG	Oportunista
<i>Codium erectos</i>	<i>Codium erectos</i>	CHLOROPHYTA	II	
Ulvaes laminares	Ulvaes	CHLOROPHYTA	II	Sim
Ulvaes tubulares	Ulvaes	CHLOROPHYTA	II	Sim

Taxa registados na amostragem	Entradas correspondentes na RTL	Filo	ESG	Oportunista
<i>Bifurcaria bifurcata</i>	<i>Bifurcaria bifurcata</i>	OCHROPHYTA	I	
Castanhas filamentosas, Ectocarpales	Castanhas filamentosas, Ectocarpales	OCHROPHYTA	II	Sim
<i>Cladostephus spongiosus</i>	<i>Cladostephus spongiosus</i>	OCHROPHYTA	II	
<i>Gongolaria baccata</i>	<i>Cystoseira /Ericaria / Gongolaria spp.</i>	OCHROPHYTA	I	
<i>Dictyopteris polypodioides</i>	<i>Dictyopteris polypodioides</i>	OCHROPHYTA	I	
<i>Dictyota dichotoma</i>	<i>Dictyota dichotoma</i>	OCHROPHYTA	II	
<i>Halopteris scoparia</i>	<i>Halopteris spp.</i>	OCHROPHYTA	II	
<i>Saccorhiza polyschides</i>	<i>Saccorhiza polyschides</i>	OCHROPHYTA	II	
<i>Sargassum muticum</i>	<i>Sargassum muticum</i>	OCHROPHYTA	I	
<i>Undaria pinnatifida</i>	<i>Undaria pinnatifida</i>	OCHROPHYTA	I	
<i>Anhfeltiopsis devoniensis</i>	<i>Anhfeltiopsis devoniensis</i>	RHODOPHYTA	II	
<i>Corallina spp./Ellisolandia elongata</i>	<i>Calcarias eretas</i>	RHODOPHYTA	I	
<i>Lithophyllum incrustans</i>	<i>Calcarias crostosas</i>	RHODOPHYTA	I	
<i>Calliblepharis jubata</i>	<i>Calliblepharis spp.</i>	RHODOPHYTA	I	
<i>Caulacanth usustulatus</i>	<i>Caulacanthus ustulatus</i>	RHODOPHYTA	II	
<i>Ceramium spp.</i>	Ceramiales	RHODOPHYTA	II	
<i>Callithamnion tetricum</i>	Ceramiales	RHODOPHYTA	II	
<i>Halurus equisetifolius</i>	Ceramiales	RHODOPHYTA	II	
<i>Gastroclonium ovatum</i>	Champiaceae	RHODOPHYTA	II	
<i>Chondracanthus acicularis</i>	<i>Chondracanthus spp.</i>	RHODOPHYTA	II	
<i>Chondracanthus teedei</i>	<i>Chondracanthus spp.</i>	RHODOPHYTA	II	
<i>Chondrus crispus</i>	<i>Chondrus crispus</i>	RHODOPHYTA	I	
<i>Cryptopleura ramosa</i>	Delesseriaceae	RHODOPHYTA	II	
<i>Hypoglossum hypoglossoides</i>	Delesseriaceae	RHODOPHYTA	II	
<i>Gelidium pulchellum</i>	Gelidiales	RHODOPHYTA	I	
<i>Gigartina pistillata</i>	<i>Gigartina pistillata</i>	RHODOPHYTA	II	
<i>Gracilaria gracilis</i>	<i>Gracilaria spp.</i>	RHODOPHYTA	I	
<i>Gracilaria multipartita</i>	<i>Gracilaria spp.</i>	RHODOPHYTA	I	
<i>Grateloupia filicina</i>	<i>Grateloupia spp.</i>	RHODOPHYTA	II	
<i>Grateloupia turuturu</i>	<i>Grateloupia turuturu</i>	RHODOPHYTA	II	
<i>Hildenbrandia spp.</i>	<i>Hildenbrandia spp.</i>	RHODOPHYTA	II	
<i>Osmundea pinnatifida</i>	<i>Laurencia spp., Osmundea spp., Chondria spp.</i>	RHODOPHYTA	II	
<i>Chondria coerulescens</i>	<i>Laurencia spp., Osmundea spp., Chondria spp.</i>	RHODOPHYTA	II	
<i>Chondria scintillans/dasyphylla</i>	<i>Laurencia spp., Osmundea spp., Chondria spp.</i>	RHODOPHYTA	II	
<i>Lomentaria articulata</i>	<i>Lomentaria articulata</i>	RHODOPHYTA	II	
<i>Mastocarpus stellatus</i> (Incluindo fase <i>Petrocelis cruenta</i>)	<i>Mastocarpus stellatus</i> (Incluindo fase <i>Petrocelis cruenta</i>)	RHODOPHYTA	I	
<i>Ophidocladus simpliciusculus</i>	Outras Rhodomelaceae	RHODOPHYTA	II	
<i>Polysiphonia spp.</i>	Outras Rhodomelaceae	RHODOPHYTA	II	
<i>Pterosiphonia complanata</i>	Outras Rhodomelaceae	RHODOPHYTA	II	
<i>Vertebrata spp. (V. fruticulosa/V. thuyoides)</i>	Outras Rhodomelaceae	RHODOPHYTA	II	
<i>Peyssonelia spp.</i>	<i>Peyssonelia spp.</i>	RHODOPHYTA	I	
<i>Plocamium cartilagineum</i>	<i>Plocamium cartilagineum</i>	RHODOPHYTA	I	
<i>Porphyra spp.</i>	<i>Porphyra spp.</i>	RHODOPHYTA	II	Sim
<i>Rhodothamniella floridula</i>	Sem Correspondência			

A partir do Quadro 5.20, organiza-se a estrutura da comunidade através da determinação da riqueza taxonómica (aqui entendida como o número de entradas na tabela RTL), número de CHLOROPHYTA, número de OCHROPHYTA, número de RHODOPHYTA, número de Oportunistas, número de *taxa* ESG I e o número de *taxa* ESG II (Quadro 5.21).

Quadro 5.21 – Exemplo de cálculo do P-MarMAT

Estrutura da comunidade	
Riqueza taxonómica	35
Número de CHLOROPHYTA	2
Número de OCHROPHYTA	10
Número de RHODOPHYTA	23
Número de Oportunistas	3
ESG 1	14
ESG 2	21

A partir da estrutura da comunidade são calculadas as métricas: Métrica 1 - Riqueza taxonómica, Métrica 2 - Proporção de *taxa* de CHLOROPHYTA, Métrica 3 - Proporção de *taxa* de RHODOPHYTA, Métrica 4 - Rácio de Grupo de estado ecológico e Métrica 5 - Proporção de *taxa* oportunistas (Quadro 5.22).

Quadro 5.22 – Resultados do cálculo das métricas do P-MarMAT

Métrica	Resultado
Métrica 1 - Riqueza taxonómica	35
Métrica 2 - Proporção de <i>taxa</i> de Chlorophyta	$N.^{\circ} \text{ CHLOROPHYTA} / \text{Riqueza taxonómica} = 0,057$
Métrica 3 - Número de <i>taxa</i> de Rhodophyta	23
Métrica 4 - Rácio de Grupo de estado Ecológico	$\text{ESG 1} / \text{ESG 2} = 0,667$
Métrica 5 - Proporção de <i>taxa</i> oportunistas	$N.^{\circ} \text{ Oportunistas} / \text{Riqueza taxonómica} = 0,086$

Para o cálculo da Métrica 6 – Percentagem de cobertura de *taxa* oportunistas, são utilizados os registos fotográficos de uma área de 0,20 x 0,20 m (subdividida em 16 áreas de 0,05 x 0,05 m) obtidos no trabalho de campo (ver protocolo de amostragem).

Para cada uma das réplicas de 0,20 x 0,20 m (T1R1, T1R2, ... etc.) foram calculadas as respetivas áreas sem cobertura de macroalgas (EQ), as áreas com cobertura de macroalgas oportunistas (QCO) e a respetiva cobertura de oportunistas em % (CO), usando a equação:

$$\text{CO (\%)} = \text{QCO} \times 100 / (16 - \text{EQ})$$

O valor final da métrica resulta da média aritmética de todas as réplicas do local (Quadro 5.25). Note-se que, para cada réplica de 0,20 x 0,20 m, é utilizada uma resolução de ¼ de cada subárea de 0,05 x 0,05 m para os cálculos. Por exemplo, na réplica T1R7, a área ocupada por macroalgas oportunistas (neste caso *Ulva* spp.) era vestigial e correspondia a cerca de ¼ de uma subárea de 0,05 x 0,05 cm, sendo assim contabilizada como 0,25, e a área vazia, i.e. sem quaisquer macroalgas, corresponde a 0,5 (que corresponde a metade de uma subárea de 0,05 x 0,05 m).

Quadro 5.23 – Conjunto de dados para cálculo da métrica cobertura de oportunistas

Réplica	EQ	QCO	CO (%)
T1R1	0,5	15	97

T1R2	3,5	10	80
T1R3	1	8	53
T1R4		3,5	22
T1R5		2	13
T1R6		3	19
T1R7	0,5	0,25	1,6
T2R1		16	100
T2R2	1	14	93
T2R3		5	31
T2R4		2,5	16
T2R5		3	19
T2R6		1,5	9,4
T2R7		0	0
T3R1		16	100
T3R2	2	4	29
T3R3		7	44
T3R4		5	31
T3R5		4	25
T3R6		1	6,3
T3R7		2	13
Média aritmética (Cobertura de Oportunistas)			38,1

Para a determinação do valor da Métrica 7 - Descrição do local de amostragem, preencheu-se a ficha de campo constante do Anexo II e somou-se a pontuação obtida (ver protocolo de amostragem no documento *Crítérios para a Monitorização das Massas de Água*). Note-se que os campos “biota dominante” e “comentários” são informações extra que não entram para os cálculos. No caso deste exemplo de aplicação, o somatório dos campos da ficha resultou num valor de 13 para a métrica 7.

Realizados os cálculos dos valores das sete métricas, estes são comparados com a tabela de referência para atribuição das respetivas pontuações no índice final. Os resultados finais deste exemplo de aplicação são apresentados no Quadro 5.26.

Quadro 5.24 – Cálculo final do P-MarMAT, determinação do RQE e do estado de qualidade

Métricas	Valor	Pontuações	Fator x2	Pontuações finais
1- Riqueza taxonómica	35	4	x2	8 (4x2)
2- Proporção de CHLOROPHYTA	0,057	4		4
3- Número de RHODOPHYTA	23	4		4
4-Rácio ESG	0,7	2		2
5- Proporção de Oportunistas	8,6	4		4
6- Cobertura de Oportunistas	38,1	1	x2	2
7- Descrição local de amostragem	13	2		2
TOTAL (P-MarMAT)				26
RQE				26/36 = 0,72
Classificação				BOM

5.1.4 Ervas marinhas

Este subcapítulo apresenta o procedimento para avaliação do elemento de qualidade biológica **ervas marinhas (ou prados marinhos)**, em águas de transição e lagoas costeiras, nos termos da DQA, através da aplicação do **índice SQI - Seagrass Quality Index** (Neto *et al.*, 2020b; Neto *et al.*, 2013). Este índice aplica-se às águas de transição das tipologias A1 - Estuário mesotidal estratificado e A2 - Estuário mesotidal homogéneo com descargas irregulares de rio e às lagoas costeiras das tipologias A3 - Lagoas costeiras semifechadas e A4 - Lagoas costeiras abertas. O índice encontra-se intercalibrado para o tipo

européu comum NEA11 (estuários tipo A1). Para os estuários do tipo A2 e as lagoas costeiras dos tipos A3 e A4 foi definido o sistema de classificação nacional.

No contexto da DQA, as **ervas marinhas**, juntamente com a vegetação de sapais constituem o subelemento das **angiospérmicas**, que com as macroalgas integram o elemento biológico **outra flora aquática**.

O elemento biológico ervas marinhas é um dos elementos de qualidade avaliados no âmbito da DQA mais sensíveis às pressões antropogénicas e relevante em termos de conservação e preservação para os ambientes estuarinos e costeiros. Dependendo das espécies, os prados marinhos desenvolvem-se em plataformas arenosas desde as zonas intermédias das áreas expostas na maré baixa até às zonas sempre submersas mais superficiais dos sistemas estuarinos e costeiros. São organismos perfeitamente adaptados à submersão em água salgada, podendo surgir a maiores ou menores profundidades conforme a transparência da água e o nível de luminosidade apresentado junto ao fundo. Conferem abrigo e alimento a inúmeras espécies que habitam estes sistemas, principalmente a organismos juvenis que as utilizam como berçário (*nursery*), sendo também reconhecidos como importantes agentes de proteção da costa e de sequestro de carbono.

Contudo, dada a sua localização preferencial em estuários e sistemas costeiros abrigados, zonas estas que normalmente se encontram próximas de aglomerados urbanos ou industriais extensos, encontram-se muitas vezes sob a ameaça de diferentes formas de pressão (e.g., nutrientes, turbidez, hidrodinamismo).

Os prados marinhos são um elemento biológico de resposta variável face às alterações ocorridas no meio aquático, oscilando o seu tempo de reação entre meses (e.g., *Zostera noltei*) a décadas (e.g., *Posidonia oceanica*), e estão normalmente associadas a ambientes aquáticos saudáveis. Estas plantas podem ser usadas como indicador para alguns tipos de alterações provocadas por pressões antropogénicas, sendo unanimemente consideradas como um elemento de grande importância na avaliação do estado ecológico das massas de água de transição e costeiras (incluindo lagoas costeiras).

Os prados marinhos podem desaparecer quando a degradação ambiental é grande, com o aumento da turbidez da coluna de água, ou por competição direta com macroalgas oportunistas que proliferam rapidamente sobre as plantas em consequência do enriquecimento em nutrientes da coluna de água.

O excesso de nutrientes constitui uma pressão antropogénica dominante neste tipo de sistemas, que além de se poder traduzir numa forma direta de toxicidade para as plantas, pode igualmente promover o excessivo desenvolvimento de macro e microalgas na coluna de água e na superfície das plantas e do substrato. Como consequência, verifica-se a alteração no ambiente luminoso nestes ecossistemas aquáticos, com a redução na penetração da luz na coluna de água e junto ao fundo, o que acaba por promover a degradação das pradarias de fanerogâmicas.

O **índice SQI** é uma ferramenta multimétrica que combina **três métricas distintas**:

- **Composição taxonómica de ervas marinhas** - Definida como o número de *taxa* identificados durante a amostragem; compara o número de espécies observadas com o número de espécies presentes nos registos históricos;
- **Área coberta** - área intermareal ocupada pelos prados marinhos (ha), definida como a área total que apresenta uma densidade de manchas de vegetação acima de 5% da área superficial de sedimento. Deverão ser registadas as sob áreas que apresentam diferentes densidades de cobertura (e.g., 5-25%, 25-50%, 50-75%, 75-100%), de forma a poder ser avaliada a evolução da pradaria entre monitorizações. Avalia a área de prados marinhos ganha ou perdida na massa de água.
- **Densidade de rebentos** - densidade de indivíduos/meristemas foliares, definida como o número de rebentos por m², quantificado a partir de réplicas representativas das diferentes partes da mancha dos prados marinhos (pelo menos três réplicas; e.g., tubo de amostragem de sedimentos móveis Ø 0,136 m; quadrado de amostragem – lado = 0,2 m).

Dada a falta frequente de dados históricos relativos a algumas das métricas que constituem a SQI, as condições de referência correspondem basicamente às Melhores Condições Atingíveis, ou seja, são equivalentes à condição ecológica expectável para um local sob a menor perturbação, se as melhores práticas de gestão forem usadas por um período de tempo. Note-se que, apesar de se terem definido as condições de referência para as massas de água onde existem prados marinhos, baseadas no melhor conhecimento à época, estas não são definitivas e podem sofrer atualização ao longo do tempo. A recolha de novos dados, aumentando as séries temporais, podem ajudar a definir melhor os valores das condições de referência em cada sistema.

Assim, as **condições de referência**, no geral, podem ser definidas da seguinte forma:

- Composição taxonómica - corresponde ao número máximo de espécies de ervas marinhas alguma vez registado na massa de água;
- Área coberta – corresponde à área coberta, de maiores dimensões alguma vez registada para o sistema, ocupada por manchas de prados marinhos com densidade superior a 5%. Em alternativa, enquanto não há registos históricos de confiança, poder-se-á usar o valor de 5% da área intermareal disponível na massa de água para TW, tal como ficou definido no exercício de intercalibração. Para as lagoas costeiras entendeu-se adequado elevar essa percentagem para 25%.
- Densidade de rebentos – corresponde ao percentil 90 do número de rebentos por m² recolhidos aleatoriamente em pradarias saudáveis. Definiu-se o valor de referência de 12000 ind/m² para as águas de transição, tal como na IC, e de 15000 ind/m² para as lagoas costeiras.

Os valores das **condições de referência** definidos para as métricas incluídas no SQI são os constantes do Quadro 5.25.

Quadro 5.25 – Condições de referência do índice SQI

Massa de Água	Área intermareal disponível (ha)	Composição Taxonómica	Área Coberta (m ²)	Densidade Rebentos (ind/m ²)
Minho-WB1	75	1	37318*	12000
Lima-WB2	71	1	35480	12000
Ria Aveiro-WB1	376	1	400000	12000
Ria Aveiro-WB2	5205	1	2602500*	12000
Ria Aveiro-WB3	949	1	474500*	12000
Ria Aveiro-WB5	21	1	10625	12000
Mondego-WB1	114	1	57000*	12000
Mondego-WB2	134	1	166629	12000
Tejo-WB2	15129	1	7564375	12000
Sado-WB2	1682	1	841000	12000
Sado-WB4	1117	1	558500	12000
Sado-WB5	10793	1	5396500	12000
Sado-WB6	5346	1	2673000	12000
Mira-WB1	100	1	49971	12000
Mira-WB2	171	1	85332	12000
Arade-WB1	312	1	155955*	12000
Guadiana-WB1	537	1	268409*	12000
Ria do Alvor	326	1	814866**	15000
Ria Formosa WB1	320	1	798775**	15000
Ria Formosa WB2	2250	1	5623975**	15000
Ria Formosa WB3	1705	1	4263550**	15000
Ria Formosa WB4	670	1	1674250**	15000
Ria Formosa WB5	421	1	1053525**	15000

*condições de referência para a métrica Área Coberta estimada a partir da área quantificada para o intermareal (5% da área intermareal disponível, no caso das águas de transição).

**condições de referência para a métrica Área Coberta estimada a partir da área quantificada para o intermareal (25% da área intermareal disponível, no caso das lagoas costeiras).

O **cálculo do SQI** é realizado através da aplicação da seguinte equação:

$$SQI = (T/T_{ref}) * 0,2 + (C/C_{ref}) * 0,3 + (D/D_{ref}) * 0,5$$

Onde:

- T é a composição taxonómica;
- C é a área coberta por prados marinhos na massa de água;
- D é a densidade de rebentos (média representativa da mancha de prados marinhos);
- ref é o valor de referência da métrica correspondente.

Caso seja amostrado mais do que um ano, o estado de qualidade final será o resultado da média aritmética das classificações existentes (média dos RQE anuais).

O **valor do RQE** é calculado a partir do índice através da fórmula:

$$RQE = SQI$$

A partir do valor do RQE e de acordo com a tabela abaixo, é determinado o estado de qualidade da massa de água (EQS): Excelente, Bom, Razoável, Medíocre ou Mau (Quadro 5.26).

Quadro 5.26 – Fronteiras de qualidade do índice SQI

Tipo nacional	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
A1	0,80	0,60	0,40	0,20
A2	0,80	0,60	0,40	0,20
A3	0,80	0,60	0,40	0,20
A4	0,80	0,60	0,40	0,20

No caso das ervas marinhas, o **nível de confiança** na avaliação Quadro 5.27 depende do grau de conhecimento das condições de referência para cada sistema ecológico e da capacidade de determinação das métricas que compõem o SQI. A interpretação dos resultados da aplicação do índice deve ter em consideração a variabilidade espacial e temporal da ocorrência destas espécies e os potenciais erros associados à aplicação destas metodologias.

Quadro 5.27 – Níveis de confiança associados ao índice SQI

Níveis de confiança		Critério
1	Muito elevada	Não definido
2	Elevada	Todas as métricas avaliadas e condições de referência para área baseada em dados históricos
3	Média	Todas as métricas avaliadas, mas condições de referência sem registo histórico
4	Baixa	Alguma das métricas estimadas e condições de referência sem registo histórico
5	Muito baixa	Não definido

Para clarificação, apresenta-se um **exemplo do cálculo do SQI** para uma massa de água estuarina.

Dos resultados de campo estimou-se a área intermareal disponível em cerca de 537ha, tendo sido feito o levantamento das condições da pradaria pelo método direto (com GPS no terreno). Foi amostrada uma pradaria e recolheram-se 3 réplicas para quantificação do número médio de rebentos que caracterizam esta mancha de vegetação. Como resultado desta avaliação, registou-se a presença de uma única espécie de erva arinha no intermareal (*Zostera noltei*), com uma área coberta de 113514m² e uma densidade de rebentos (média das três réplicas recolhidas) de 8223 ind/m².

Usando as condições de referência T = 1; C = 268409m²; D = 12000 ind/m² e aplicando os dados recolhidos no sistema à equação de cálculo do SQI obtém-se:

$$SQI = (1/1) * 0,2 + (113514/268409) * 0,3 + (8223/12000) * 0,5 = 0,669$$

O valor de SQI (=RQE) obtido é então comparado com as fronteiras que definem as classes de qualidade. Verifica-se que se enquadra no intervalo definido pelos valores 0,60 - 0,79 o que corresponde a um EQS de Bom para a massa de água em questão.

5.1.5 Sapais

Neste subcapítulo é apresentado o procedimento de avaliação do elemento de qualidade biológica *sapais*, em águas de transição e lagoas costeiras, nos termos da DQA, através da aplicação do índice *AQuA-Index - Angiosperm Quality Assessment Index* (Caçador *et al.*, 2020; Caçador *et al.*, 2013). Este índice aplica-se às águas de transição das tipologias A1 - Estuário mesotidal estratificado e A2 - Estuário mesotidal homogéneo com descargas irregulares de rio e às lagoas costeiras das tipologias A3 - Lagoas costeiras semifechadas e A4 - Lagoas costeiras abertas. O índice encontra-se Intercalibrado para o tipo europeu comum NEA11 (estuários tipo A1) e existem sistemas de classificação nacionais para os estuários do tipo A2 e as lagoas costeiras dos tipos A3 e A4.

Em Portugal, o elemento biológico – *outra flora aquática*, inclui para além das macroalgas, as *angiospérmicas*, compostas pelos prados marinhos (ervas marinhas) e pela *vegetação de sapais*.

O elemento biológico *angiospérmicas* – *vegetação de sapais* – é um dos mais importantes na preservação dos ambientes estuarinos e costeiros. Os sapais desenvolvem-se nas margens dos estuários e em zonas costeiras, em condições de baixo hidrodinamismo, onde a sedimentação permite que solos imaturos e instáveis sejam colonizados por uma sucessão de plantas tolerantes a períodos frequentes de imersão em água salgada. Distinguem-se três zonas de plantas superiores com comunidades associadas características: a zona pioneira ou baixo sapal, que se encontra na cota mais baixa e onde poucas espécies podem crescer; o sapal do meio ou mais maduro, que se encontra numa cota intermédia e mais consolidada que apresenta uma flora mais rica que a anterior; e a zona alta do sapal, mais estruturada e onde as suas espécies são parcialmente substituídas por espécies características de habitats não salgados ou por halófitas que suportam curtos e não frequentes períodos de submersão.

A *vegetação de sapais* não é um elemento biológico de resposta rápida face às alterações ocorridas no meio aquático sendo, por isso, mais adequado à deteção de pressões de atuação mais prolongada no tempo. Estas plantas podem ser usadas como indicadoras para alguns tipos de alterações provocadas por pressões antropogénicas, que atuam de forma mais permanente sobre os sistemas aquáticos onde se encontram, como por exemplo, o aumento de matéria orgânica e consequente eutrofização, dando informação sobre condições degradativas a que o meio possa estar sujeito, bem como sobre a recuperação que possa ocorrer nos sistemas em que estão presentes, através do estudo da sua estrutura florística.

O movimento de sedimentos – por consequência de pressões urbanísticas, dragagens, alteração do regime de marés, contaminação dos sapais, alteração da sua morfologia – traz graves consequências sobre o sapal, levando à sua degradação e à redução da biodiversidade.

O *AQuA-Index* é composto por cinco *métricas* representativas da estrutura do sapal calculadas através da abundância relativa das espécies de plantas de sapal em cada massa de água:

- **Métrica 1** - Índice de Diversidade de Shannon (H'): Calculado pela fórmula $H' = -\sum p_i \log_2 p_i$, onde $p_i = n_i/N$; n_i – número de indivíduos da espécie i ; N – número total de indivíduos
- **Métrica 2** - Diversidade Máxima de Shannon (H'max): Calculado pela fórmula $H'_{max} = \ln(S)$ onde S = número de espécies amostradas
- **Métrica 3** - Índice de Equitabilidade de Pielou (J): Calculado pela fórmula $J = H'/H'_{max}$ onde $H'_{max} = \ln(S)$ = diversidade máxima; S = número de espécies amostradas
- **Métrica 4** - Índice de Diversidade de Margalef (d) onde $d = (S-1)/\ln N$; S – número de espécies; N – número total de indivíduos
- **Métrica 5** - Riqueza específica (S) número total de espécies vegetais presentes na massa de água a avaliar.

Os estudos que estiveram na base do desenvolvimento do AQuA-Index, usando dados dos principais estuários e lagoas costeiras nacionais (Caçador *et al.*, 2013), permitiram mostrar os valores entre os quais oscilam as métricas selecionadas na perspetiva geral dos sistemas estuarinos (máximo, média e mínimo), bem como calcular o valor das ponderações associadas a cada uma destas métricas, conforme o Quadro 5.28.

Quadro 5.28 – Condições de referência para o índice AQuA-Index

Métricas	Ponderação	Máximo	Mínimo	Média
Índice Diversidade Shannon	0,410	1,977	0,110	1,416
Diversidade Máxima Shannon	0,406	2,708	1,099	2,182
Índice Equitabilidade Pielou	0,293	0,844	0,100	0,645
Índice Diversidade de Margalef	0,368	1,044	0,151	0,636
Riqueza Específica	0,397	15	3	9,455

Os valores máximos e mínimos são os valores de referência para cada métrica usada no AQuA-Index. Quando harmonizados e operados com o valor de ponderação, a sua variação ocorre entre 0 e 1, (conforme preconizado na DQA), e corresponde ao RQE gerado para o elemento biológico.

No **cálculo do valor do AQuA-Index** não se consideram os valores absolutos das variáveis ecológicas, mas sim o seu valor ponderado por um valor determinado (peso), usando como base os estuários da costa portuguesa (Caçador *et al.*, 2013). Este valor (peso) foi obtido através de uma análise de componentes principais (PCA) e correspondem ao eigenvalue obtido para cada variável (Quadro 5.28). Assim, o AQuA-Index pode ser calculado da seguinte forma:

$$AQuA - Index = \sum_{i=1}^n W_i E_i$$

onde W_i é o valor do peso da variável ecológica determinado pela PCA e E_i o seu respetivo valor normalizado entre 0 e 1.

Para a normalização aplicou-se uma equação sigmoïdal com a forma:

$$E = \frac{a}{1 + \left(\frac{x}{x_0}\right)^b}$$

onde a é um valor normalizador de 0,535 para que o índice final composto por cinco variáveis varie entre 0 e 1; x_0 é o valor médio para a variável em causa; x é o valor da variável; b é o declive da equação (-2,5).

O AQuA-Index final será calculado como:

$$AQua - Index = 0,410 \times E_{H'} + 0,406 \times E_{H'_{max}} + 0,397 \times E_S + 0,368 \times E_{Margalef} + 0,293 \times E_J$$

No caso do AQuA-Index, o valor do RQE é igual ao valor do índice, uma vez que este já varia de 0 a 1:

RQE = AQuA-Index

A partir do valor do RQE e de acordo com o Quadro 5.29, é determinado o estado de qualidade da massa de água (EQS): Excelente, Bom, Razoável, Medíocre ou Mau.

Quadro 5.29 – Fronteiras de qualidade para o índice AQuA-Index

Tipo nacional	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
A1	0,80	0,60	0,40	0,20
A2	0,80	0,60	0,40	0,20
A3	0,80	0,60	0,40	0,20
A4	0,80	0,60	0,40	0,20

No caso dos sapais, o **nível de confiança** na avaliação (Quadro 5.30) depende do grau de conhecimento das condições de referência dos sistemas ecológicos e da capacidade de determinação das métricas que compõem o AQuA-Index. A interpretação dos resultados da aplicação do índice deve ter em consideração a variabilidade espacial e temporal da ocorrência destas espécies e os potenciais erros associados à aplicação destas metodologias.

Quadro 5.30 – Níveis de confiança associados ao índice AQuA-Index

Níveis de confiança		Critério
1	Muito elevada	Não definido
2	Elevada	(i) Escolha prévia e criteriosa da área de sapal representativa da mancha a estudar através da utilização de fotografia aérea e a utilização no terreno de pelo menos três transetos por massa de água para a determinação da cobertura e sociabilidade das espécies presentes; (ii) Monitorização realizada uma vez a cada três anos, condições de referência para área baseadas em dados históricos; (iii) Todas as métricas avaliadas com dados de campo e dentro da época de amostragem recomendada (verão); (iv) Avaliação realizada por peritos com experiência de trabalho no sistema em avaliação.
3	Média	Cumprido pelo menos três dos critérios anteriores
4	Baixa	Cumprido dois ou menos dos critérios anteriores
5	Muito baixa	Não definido

Para clarificação do processo de classificação, apresenta-se como **exemplo um cálculo do AQua-Index** para uma massa de água onde ocorrem áreas de sapal. Depois de amostrada, a massa de água apresenta uma determinada lista de espécies, com as respetivas áreas de cobertura por espécie e, relativamente à área total do sapal, as abundâncias relativas de cada uma das espécies registadas. Os valores de cobertura e abundância relativos obtidos são os apresentados no Quadro 5.31.

Quadro 5.31 – Conjunto de dados para exemplo de cálculo do AQuA-Index

Espécies	Cobertura (m ²)	Abundância relativa (%)
<i>Arthrocnemum macrostachyum</i>	1214,8	1
<i>Halimione portulacoides</i>	4859,3	4
<i>Juncus maritimus</i>	8503,8	7
<i>Limonium vulgare</i>	1214,8	1
<i>Sarcocornia fruticosa</i>	87468,1	72
<i>Sarcocornia perennis</i>	12148,3	10
<i>Spartina maritima</i>	3644,5	3
<i>Suaeda vera</i>	1214,8	1
<i>Salicornia ramosissima</i>	1214,8	1
	121483,2	100

A abundância de uma espécie relativamente à área total do sapal existente na massa de água é obtida do valor correspondente à soma das áreas ocupadas por essa mesma espécie em cada tipo de mancha de vegetação que se identifique no sapal. Desta forma, somam-se todas as parcelas correspondentes à área ocupada pela espécie em cada um dos diferentes tipos de mancha de vegetação (com diferentes composições específicas) e calcula-se a proporção relativamente à área total ocupada pelo sapal. Concretizando para a espécie *Sarcocornia fruticosa*, por exemplo, verifica-se que após somar todas as parcelas correspondentes à sua presença nos diferentes tipos de vegetação, se obtém uma área total 87468,1 m², num total de 121483,2m² para todo o sapal nessa massa de água (soma da área de todas as espécies registadas no sapal). Proporcionalmente ao total, a área de *Sarcocornia fruticosa* representa uma abundância relativa de 72%.

Com base nos dados de abundância relativa, são calculados os valores correspondentes a cada métrica que integra o AQuA-Index que, operados segundo a equação descrita acima para a normalização das métricas, dão origem ao score normalizado de cada métrica. Estes scores normalizados são em seguida operados com os valores de ponderação das respetivas métricas, para que, quando somados, originem o valor do RQE (entre 0 e 1) correspondente ao elemento biológico (Quadro 5.32).

Quadro 5.32 – Exemplo de cálculo do AQuA-Index

Métricas	Valor	Score Normalizado	AQuA-Index	Classificação
Índice de Diversidade de Shannon (H')	1,07	0,18	0,5378612684	RAZOÁVEL
Diversidade Máxima de Shannon (H'max)	2,2	0,27		
Índice de Equitabilidade de Pielou (J)	2,05	0,51		
Índice de Diversidade de Margalef (d)	0,68	0,29		
Riqueza específica (S)	9	0,25		

Concretizando para a riqueza específica (S), o score normalizado E será estimado usando a fórmula apresentada anteriormente $E = a / (1 + (x/x_0)^b)$. Assim, com a = 0,535; b = -2,5; x = 9 espécies registadas; e x₀ = 9,455 (correspondente ao valor médio estimado para a riqueza específica dos sapais Portugueses) obtém-se o resultado de 0,25 para valor do score normalizado da riqueza específica. Este valor é multiplicado pelo valor da ponderação estimada para a riqueza específica (0,397), de forma que somado com todos os outros valores ponderados das métricas que integram o AQuA-Index, dão origem ao valor do RQE = 0,538 (correspondente a uma classificação Razoável).

5.1.6 Macroinvertebrados bentônicos

Neste subcapítulo é apresentado o procedimento para avaliação do elemento de qualidade biológica **macroinvertebrados bentônicos**, em águas de transição e costeiras, nos termos da DQA, através da aplicação do **índice BAT – Benthic Assessment Tool** (Neto *et al.*, 2020c; Teixeira *et al.*, 2009). Este índice aplica-se a todas as tipologias de massas de água de transição e costeiras nacionais: A1 - Estuário mesotidal estratificado, A2 - Estuário mesotidal homogêneo com descargas irregulares de rio, A3 - Lagoas costeiras semifechadas, A4 - Lagoas costeiras abertas, A5 - Costa atlântica mesotidal exposta, A6 - Costa atlântica mesotidal moderadamente exposta e A7 - Costa atlântica abrigada. O índice foi Intercalibrado para o tipo europeu comum NEA11 (estuários tipo A1) e o tipo europeu comum NEA1/26 (águas costeiras dos tipos A5, A6 e A7). Para as restantes tipologias foram definidos sistemas de classificação nacionais (estuários do tipo A2 e as lagoas costeiras dos tipos A3 e A4). São definidos subtipos de massas de água, para efeitos de cálculos (Anexo III).

O elemento biológico macroinvertebrados bentônicos é um dos mais importantes na estruturação dos habitats estuarinos e costeiros. As comunidades macrobentônicas desenvolvem-se em estreita associação com os leitos dos estuários e de todas as zonas costeiras, sofrendo influência direta das condições físicas e físico-químicas apresentadas pela coluna de água (e.g., salinidade, hidrodinamismo, partículas em suspensão) e pelo sedimento (e.g., granulometria, mineralogia, acumulação de matéria orgânica), bem como pelas condições biológicas (e.g., cobertos vegetais, fitobentos).

Os macroinvertebrados bentônicos apresentam uma enorme diversidade de organismos, com ciclos de vida que vão desde os relativamente rápidos (meses) até aos mais longos (anos), e de sensibilidade também muito variável em relação às pressões ambientais que os rodeiam. Podem ser usados como indicador para alguns tipos de alterações provocados por pressões antropogénicas, que atuam de forma mais permanente ou intermitente sobre os sistemas aquáticos onde se encontram, como por exemplo, o aumento de matéria orgânica e consequente eutrofização do meio.

São organismos que, pela baixa mobilidade que no geral apresentam, acumulam os efeitos das pressões ambientais a que estão expostos, principalmente as de origem antropogénica. Verifica-se que os *taxa* mais sensíveis apresentam uma redução na abundância, podendo mesmo desaparecer quando as alterações no meio aquático atingem alguma magnitude, e que o contrário poderá acontecer com espécies mais tolerantes ou pouco sensíveis a determinados tipos de pressão. Neste contexto, o elemento biológico macroinvertebrados bentônicos apresenta-se como um dos mais relevantes na avaliação da qualidade dos sistemas aquáticos, dando respostas concretas, tanto quando o sistema se encontra em regressão, como quando em recuperação da sua boa condição ecológica.

O elemento biológico macroinvertebrados bentônicos pode ser encontrado em todas as categorias e diferentes tipologias de massa de água, pelo que constitui um elemento fundamental na avaliação de qualidade no âmbito da DQA. Este reconhecimento conferiu-lhe grande projeção e importância na avaliação do estado ecológico das massas de água de transição, costeiras e lagoas costeiras.

Os parâmetros usados na determinação da classificação do “estado ecológico” são indicadores sobre a composição taxonómica, a densidade das diferentes espécies e a sensibilidade que demonstram perante diferentes níveis de pressão antropogénica.

O **BAT** é um **índice multimétrico** que articula os resultados de **três métricas** ecológicas:

- **Métrica 1 - Índice de Margalef (d)** - mede a riqueza específica, articulando o número de espécies e a abundância total de indivíduos amostrados

$$\text{Equação 1: riqueza específica } d = (S-1)/\ln N$$

S – número de espécies e N – número total de indivíduos

- **Métrica 2 - Índice de Shannon-Wiener [H'(log2)]** - centra-se essencialmente na abundância proporcional das espécies na comunidade

Equação 2: $H' = -\sum p_i \log_2 p_i$, onde $p_i = n_i/N$, n_i – número de indivíduos da espécie i , N – número total de indivíduos

- **Métrica 3 - Índice AMBI AZTI's Marine Biotic Index** - baseia-se na presença relativa de espécies sensíveis e indicadoras de perturbação numa comunidade.

$$\text{Equação 3: } BC = [(0)(\%GI)+(1,5)(\%GII)+(3)(\%GIII)+(4,5)(\%GIV)+(6)(\%GV)]/100$$

Grupos Ecológicos:

- GI: espécies muito sensíveis ao enriquecimento orgânico e presentes em condições não poluídas
- GII: espécies indiferentes ao enriquecimento, presentes sempre em densidades baixas e sem variações significativas ao longo do tempo
- GIII: espécies tolerantes ao enriquecimento excessivo de matéria orgânica, podendo ocorrer em condições normais, mas sendo estimuladas pelo enriquecimento orgânico
- GIV: espécies oportunistas de segunda-ordem, maioritariamente poliquetas de pequenas dimensões
- GV: espécies oportunistas de primeira-ordem, essencialmente detritívoros.

A aplicação das metodologias de avaliação, no âmbito da DQA, tem de ter um valor máximo, expectável, para cada uma das métricas que a constituem, e que corresponde ao valor obtido por uma réplica representativa de um local que se encontra em excelentes condições ambientais, ou onde os desvios face a estas condições são insignificantes. Este valor de referência (de excelente condição ecológica) vai balizar superiormente o estado de qualidade e é em relação a este que vão ser determinados os desvios da comunidade a avaliar e, conseqüentemente, o valor de qualidade que depois poderá alcançar a classificação do elemento biológico. Para os macroinvertebrados bentónicos, tanto as condições ambientais (coluna de água e sedimento), como as condições em que decorrem as amostragens (área de amostragem e malha do crivo), poderão condicionar de forma determinante os valores de cada métrica que integra a ferramenta de avaliação. Por este motivo, as **condições de referência** são específicas para habitats submareais, de características vasosas / arenosas e para cada gama de salinidade existente nos sistemas (segundo o Sistema de Veneza). O Quadro 5.33 mostra os valores de referência definidos para as métricas (Margalef, Shannon-Wiener e AMBI) que integram a metodologia BAT, para amostragens de sedimentos areno vasosos de cerca de 0,1 m² passadas por crivos de 1 mm de malha. Para as tipologias A3 e A4 os valores de referência referem-se a amostras de cerca de 0.05 m² de área.

Quadro 5.33 – Condições de referência para o índice BAT

Tipologia	Ecótopo	Salinidade	Margalef	Shannon-Wiener	AMBI
A1.1 - Norte estreitos	Arenoso	Oligohalino	1,9	2,30	2,50
		Mesohalino	2,1	2,40	2,40
		Polihalino	4,0	4,00	1,50
		Euhalino	5,0	4,10	0,80
	Vasoso	Oligohalino	--	--	--
		Mesohalino	--	--	--
		Polihalino	4,0	4,00	1,00
		Euhalino	5,0	4,10	0,80
A1.2 - Norte largos	Arenoso	Oligohalino	1,9	2,30	2,50
		Mesohalino	2,1	2,40	2,40
		Polihalino	4,1	2,80	1,00
		Euhalino	5,6	3,80	0,60
	Vasoso	Oligohalino	1,9	1,80	2,90
		Mesohalino	2,1	2,30	2,60
		Polihalino	3,8	3,00	1,50

Tipologia	Ecótopo	Salinidade	Margalef	Shannon-Wiener	AMBI
		Euhalino	4,2	3,20	1,20
A2.1 - Sul estreitos	Arenoso	Oligohalino	1,9	2,30	2,50
		Mesohalino	2,1	2,40	2,40
		Polihalino	4,1	3,20	1,00
		Euhalino	8,2	4,40	0,60
	Vasoso	Oligohalino	2,5	2,80	2,90
		Mesohalino	2,5	2,80	2,60
		Polihalino	4,1	3,00	1,50
		Euhalino	6,6	4,40	1,20
A2.2 - Sul largos	Arenoso	Oligohalino	1,9	2,30	2,50
		Mesohalino	2,1	2,40	2,40
		Polihalino	4,1	3,20	1,00
		Euhalino	10,9	4,40	0,60
	Vasoso	Oligohalino	--	--	--
		Mesohalino	2,5	2,80	2,60
		Polihalino	4,6	3,00	1,50
		Euhalino	9,0	4,40	1,20
A3.1 – Abertura intermitente ao mar	Arenoso / Vasoso	Oligohalino	1,9	2,30	2,50
		Mesohalino	--	--	--
		Polihalino	2,1	2,50	3,00
		Euhalino	1,7	1,60	0,15
A3.2 - Aberta	Arenoso / Vasoso	Euhalino	6,1	4,20	0,60
A4	Arenoso / Vasoso	Euhalino	6,4	4,30	0,40
A5	Arenoso / Vasoso	Euhalino	5,0	4,10	0,00
A6	Arenoso / Vasoso	Euhalino	5,0	4,10	0,00
A7	Arenoso / Vasoso	Euhalino	5,0	4,10	0,00

Após a determinação dos valores dos índices de Margalef, Shannon-Wiener e AMBI para cada réplica, estes são submetidos a uma análise fatorial (FA), que tem a análise de componentes principais (PCA) como método de extração dos “factor scores”. Como forma de aumentar a resolução dos valores obtidos, é usado o método de rotação “varimax” (Statgraphics Plus 5.1) e os “factor loadings” são utilizados no processo de extração dos “scores”.

Para cada uma das métricas indicadas foram definidos os valores de referência Excelente e Mau entre os quais é de esperar a sua variação, para comunidades bentónicas submareais de substrato móvel. Estes são incluídos nas análises, quer no processo acima descrito, quer no passo seguinte que corresponde à projeção da comunidade representada por cada réplica sobre um eixo virtual que liga os pontos correspondentes aos estados de Mau e Excelente. São estes que definem o espectro de valores possíveis de serem encontradas para o Elemento Biológico no habitat definido da Tipologia em causa, podendo ser calculados com recurso à folha de cálculo auxiliar e que usa os valores dos “factor scores” calculados para projetar as réplicas na escala 0-1 do RQE.

Estes dois pontos marcam os extremos do referencial, distam de uma unidade, e o rácio entre a situação de referência (Excelente) e o valor da comunidade (réplica) em análise, determina a posição (distância) a que cada ponto (réplica) se encontra da origem do referencial (distância euclidiana). Este valor constitui o chamado rácio de qualidade ecológica (RQE), que, por sua vez, permitirá a obtenção da classe de qualidade. Quanto mais próximo de zero, pior será o resultado da amostra, verificando-

se o contrário para amostras que apresentem valores de RQE mais elevados, mais próximos do excelente (RQE = 1).

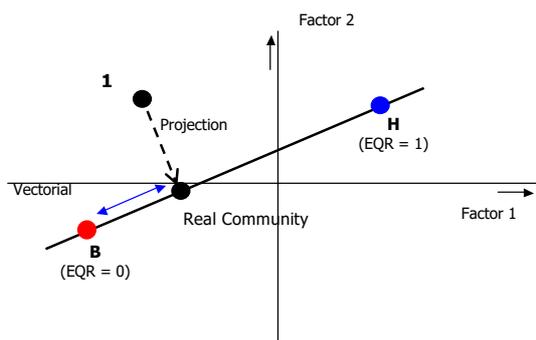


Figura 5.2 – Análise fatorial para cálculo do BAT

No caso do BAT, o **valor do RQE é calculado** a partir do índice através da fórmula:

$$\text{RQE} = \text{BAT}$$

A partir do valor do RQE e de acordo com o Quadro 5.34, é determinado o estado de qualidade da massa de água: Excelente, Bom, Razoável, Medíocre ou Mau.

Quadro 5.34 – Fronteiras de qualidade para o índice BAT

Tipo nacional	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
A1.1	0,790	0,530	0,440	0,270
A1.2	0,840	0,600	0,440	0,270
A2.1	0,790	0,530	0,440	0,270
A2.2	0,840	0,600	0,440	0,270
A3.1	0,790	0,580	0,440	0,270
A3.2	0,840	0,600	0,440	0,270
A4	0,840	0,600	0,440	0,270
A5	0,790	0,580	0,440	0,270
A6	0,790	0,580	0,440	0,270
A7	0,790	0,580	0,440	0,270

No caso dos macroinvertebrados bentónicos, o **nível de confiança** na avaliação (Quadro 5.35) depende do grau de conhecimento das condições de referência para cada sistema ecológico e da capacidade de determinação das métricas que compõem o BAT. A interpretação dos resultados da aplicação do índice deve ter em consideração a variabilidade espacial e temporal da ocorrência destas espécies e os potenciais erros associados à aplicação destas metodologias.

Quadro 5.35 – Níveis de confiança associados ao índice BAT

Níveis de confiança		Critério
1	Muito elevada	Não definido
2	Elevada	Classificação baseada em 3 ou mais anos de amostragem, num ciclo de avaliação de 6 anos; Monitorização realizada dentro da época de amostragem recomendada (águas costeiras - inverno; lagoas costeiras e águas de transição metade final do verão); Número mínimo de estações de amostragem (E)

Níveis de confiança		Critério
3	Média	adequado à área (A) da massa de água (A/E = R; tipologia A1.1 R<5; A1.2 R<20; A2.1 R<5; A2.2 R<50; A3.1 R<1; A3.2 R<2; A4 R<20). Nos sistemas com uma só massa de água deverão existir, no mínimo, duas estações de amostragem; Condições de referência baseadas em dados históricos.
		Cumprido pelo menos dois dos critérios anteriores
4	Baixa	Cumprido menos de dois dos critérios anteriores
5	Muito baixa	Não definido

5.1.7 Fauna piscícola

Neste subcapítulo é apresentado o procedimento para monitorização e avaliação do elemento de qualidade biológica **fauna piscícola**, em águas de transição, nos termos da DQA, através da aplicação do **índice EFAI – Estuarine Fish Assessment Index** (Fonseca et al., 2020; Cabral et al., 2012; Franco et al., 2012; Froese et al., 2019; Luenda et al., 2009; Venice System, 1958). Este índice aplica-se às águas de transição das tipologias A1 - Estuário mesotidal estratificado e A2 - Estuário mesotidal homogéneo com descargas irregulares de rio. O índice foi intercalibrado para o tipo europeu comum NEA11 (estuários tipo A1) e foi desenvolvido um sistema de classificação nacional para os estuários do tipo A2 (adotaram-se os mesmos valores de referência e fronteiras de qualidade definidos para a tipologia A1). Foram ainda adotadas classes de salinidade oligohalina, mesohalina e polihalina para efeitos de definição das condições de referência.

A importância da fauna piscícola como elemento indicador de qualidade biológica está diretamente relacionada com os aspetos fundamentais da biologia e ecologia destes organismos. Os peixes apresentam uma vasta dispersão no ambiente aquático, diversidade de unidades funcionais, uma elevada importância ecológica na teia alimentar e na estrutura das comunidades aquáticas, um ciclo de vida suficientemente longo para refletir efeitos deletérios de longo prazo, e um papel de relevo para as comunidades humanas como fonte de alimento.

De entre os elementos usados na DQA para a avaliação do estado ecológico, os peixes são o elemento de qualidade biológica que apresenta maior mobilidade, podendo ser residentes em zonas de transição, ou organismos que apenas fazem uso desses locais para se alimentarem, reproduzirem ou encontrarem abrigo temporário. Consequência da sua capacidade locomotora, os peixes podem responder a perturbações que se fazem sentir nos sistemas estuarinos, simplesmente evitando-os, e/ou deslocando-se para locais que apresentem condições menos degradadas.

As metodologias de análise do estado ecológico para os peixes dependem fortemente da diversidade específica, da abundância de determinados grupos de espécies com elevada importância ecológica (e.g., espécies residentes, espécies que utilizam as zonas de transição como berçário ou viveiro), da presença de espécies sensíveis a perturbações ambientais e de espécies indicadoras de pressões antropogénicas, conforme os critérios definidos na DQA. Assim, a avaliação da qualidade ecológica dos peixes em águas de transição centra-se na ponderação de múltiplas métricas de caracterização funcional e estrutural da comunidade ictica, de acordo com as definições normativas da DQA.

O índice EFAI foi inicialmente desenvolvido para ser aplicado aos estuários como um todo, tendo depois sido adaptado para ser aplicado à escala da massa de água. Neste processo consideraram-se massas de água com características polihalinas, mesohalinas ou oligohalinas por forma a incluir todas as massas de água nacionais.

O EFAI é composto por **seis métricas** representativas das características estruturais e funcionais das comunidades piscícolas de zonas de transição:

- **Métrica 1 - Riqueza específica:** Número total de espécies. Métrica relacionada com a complexidade e diversidade dos habitats. Uma redução do número de espécie é representativa de perda ou degradação de habitats.
- **Métrica 2 - Percentagem de indivíduos que utilizam o estuário como viveiro:** Percentagem do número total de indivíduos de espécies de Peixes marinhos que utilizam o estuário como área de viveiro, face ao total de indivíduos capturados. Uma das funções mais importantes dos estuários é o seu papel como área de viveiro para Peixes. Nos estuários portugueses os indivíduos presentes destas espécies são representados quase exclusivamente por juvenis, pelo que esta métrica representa a função de viveiro das águas de transição estudadas.
- **Métrica 3 - Percentagem de indivíduos de espécies residentes:** Percentagem do número total de indivíduos de espécies que completam todo o seu ciclo de vida no ambiente estuarino. São normalmente espécies abundantes nos sistemas de transição, sendo que a sua dominância ou pequena representatividade percentual do total da comunidade ictíca podem indicar perturbações nos sistemas.
- **Métrica 4 - Espécies piscívoras:** Combina duas sub-métricas: (4.1) relativa ao número de espécies que se alimentam de Peixes, mas que podem não ser estritamente piscívoras; e (4.2) referente à percentagem de indivíduos das espécies piscívoras. Esta métrica avalia a complexidade da cadeia trófica e a presença ou abundância de indivíduos dos níveis tróficos superiores.
- **Métrica 5 - Espécies diádromas:** Refere-se ao número de espécies e abundância de peixes migradores diádromos. As espécies migradoras constituem uma componente importante da fauna piscícola e são habitualmente sensíveis a perturbações de origem humana, apesar de usarem o ambiente estuarino por um período limitado; *i.e.* muitas vezes, apenas durante as suas migrações para áreas a montante (espécies anádromas) ou a jusante (espécies catádromas). Como a captura de exemplares destas espécies é relativamente ocasional ou rara em águas estuarinas, a sua avaliação é feita através da apreciação pericial.
- **Métrica 6 - Espécies sensíveis a perturbações:** Avalia o número de espécies e abundância de Peixes que são, habitualmente, sensíveis a perturbações de origem humana, em particular a perda e/ou degradação de habitat. De entre as espécies residentes nos estuários portugueses, o grupo considerado como indicador foi o dos Peixes pertencentes à família Syngnathidae. A captura de exemplares destas espécies é relativamente ocasional, ou limitada a áreas restritas, pelo que a sua avaliação é efetuada através da apreciação por peritos.

As métricas selecionadas para integrarem o EFAI descrevem diferentes aspetos das associações de peixes, em particular a sua composição e riqueza específica, diversidade funcional e padrão de utilização do habitat. Foram ainda integradas métricas referentes a espécies-chave que são indicadoras de impactes antrópicos específicos.

A análise de dados históricos foi insuficiente para estabelecer **condições de referência** para os peixes nos estuários nacionais, pelo que os valores de referência das métricas basearam-se na apreciação de peritos a partir do conjunto de dados históricos disponíveis. Assim, foram definidas características TEÓRICAS que as associações de Peixes de águas de transição, no estado de qualidade Excelente, deveriam apresentar. Os restantes estados de qualidade foram estabelecidos como desvios a essas condições ideais.

Neste contexto, como **condição de referência** para a avaliação da qualidade ecológica de um estuário, considerou-se um estuário HIPOTÉTICO que apresentasse as seguintes características:

- Riqueza específica: superior a 28 espécies;
- Percentagem de indivíduos que utilizam o estuário como viveiro: superior a 60%;
- Percentagem de indivíduos residentes: entre 30% e 50%;
- Percentagem de indivíduos piscívoros (exclusivamente ou não): entre 40% e 60%; e Número de espécies piscívoras (exclusivamente ou não): superior a 5

OU

- Número de espécies piscívoras (exclusivamente ou não): superior a 12; e Percentagem de indivíduos piscívoros (exclusivamente ou não): não inferior a 20% ou não superior a 80%;
- Espécies diádromas: com possibilidade de completarem os seus ciclos de vida; sem redução na abundância; sem redução no número de espécies;
- Espécies sensíveis a perturbações: sem redução na abundância; sem redução no número de espécies.

O cálculo do EFAI é realizado da seguinte forma:

- Cada métrica é pontuada em 1, 3 ou 5 conforme disposto no Quadro 5.36.
- A **métrica 1 – Riqueza específica** é calculada através do número de espécies encontrado no conjunto dos arrastos;
- As **métricas 2 - Percentagem de indivíduos que utilizam o estuário como viveiro e 3 - Percentagem de indivíduos residentes** são calculadas a partir do número de indivíduos de cada grupo ecológico (ver tabela do Anexo IV)
- A **métrica 4 – Espécies piscívoras** é calculada a partir do número de indivíduos de cada grupo funcional (ver tabela do Anexo IV). Como esta métrica é composta por duas sub-métricas, o valor a considerar é obtido da seguinte forma: 1 quando ambas as sub-métricas têm valor 1; 3 – quando uma das sub-métricas tem o valor 1 e a outra 3 ou 5; 5 – quando uma das sub-métricas tem valor 5 e a outra tem, pelo menos, um valor de 3.
- As **métricas 5 – Espécies diádromas e 6 - Espécies sensíveis a perturbações** apresentam limitações quanto a uma avaliação quantitativa uma vez que a captura destas espécies através de metodologias não específicas de amostragem é ocasional ou limitada a áreas específicas. Desta forma, a avaliação destas métricas é realizada através da consulta a peritos no estudo destas espécies que dispõem de dados mais representativos da estrutura populacional e abundância destas espécies em cada estuário.

O EFAI é o somatório das pontuações das várias métricas e o EFAI max é o valor que o EFAI teria se todas as métricas tivessem pontuação máxima.

Quadro 5.36 – Condições de referência para o índice EFAI (aplicação ao nível do estuário)

Métrica		Pontuação		
		1	3	5
1	Riqueza específica	≤16	17 - 28	>28
2	Percentagem de indivíduos que utilizam o estuário como viveiro	≤20%	>20% - 60%	>60%
3	Percentagem de indivíduos residentes	≤10% e >90%	>10% - <30% e >50% - 90%	30% - 50%
4	Espécies piscívoras (exclusivamente ou não)	1&1	1&3; 1&5; 3&1; 3&3; 5&1	3&5; 5&3; 5&5
4.1	Espécies piscívoras (exclusivamente ou não): Percentagem de indivíduos	≤20% e >80%	>20% <40% e >60% - 80%	40% - 60%
4.2	Espécies piscívoras (exclusivamente ou não): Número de espécies	≤5	6-12	>12
5	Espécies diádromas	Redução no número de espécies / Impossibilidade de completar o ciclo de vida	Redução na abundância	Sem redução
6	Espécies sensíveis a perturbações	Redução no número de espécies	Redução na abundância	Sem redução

No caso do EFAI, o valor do RQE é calculado a partir do índice através da fórmula:

$$RQE = EFAI / EFAI \text{ max.}$$

A partir do valor do RQE e de acordo com a tabela abaixo, é determinado o estado de qualidade da massa de água: Excelente, Bom, Razoável, Medíocre ou Mau (Quadro 5.37).

Quadro 5.37 – Fronteiras de qualidade para o índice EFAI (aplicação ao nível do estuário)

Tipo nacional	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
A1	0,865	0,700	0,430	0,300
A2	0,865	0,700	0,430	0,300

Para a realização da classificação por massa de água, as condições de referência e os cálculos das métricas foram adaptados às classes de salinidade polihalina, mesohalina e oligohalina.

Assim, como condição de referência para a avaliação da qualidade ecológica de uma massa de água polihalina, considerou-se uma massa de água hipotética que apresentasse as seguintes características:

- Riqueza específica: superior a 20 espécies;
- Percentagem de indivíduos que utilizam o estuário como viveiro: superior a 60 %;
- Percentagem de indivíduos residentes entre 30 % e 50 %;
- Percentagem de indivíduos piscívoros (exclusivamente ou não) entre 40 % e 60 %; e Número de espécies piscívoras (exclusivamente ou não) superior a 2

OU

- Número de espécies piscívoras (exclusivamente ou não) superior a 5; e Percentagem de indivíduos piscívoros (exclusivamente ou não) não inferior a 20 % ou não superior a 80 %;
- Espécies diádromas: com possibilidade de completarem os seus ciclos de vida; sem redução na abundância; sem redução no número de espécies;
- Espécies sensíveis a perturbações: sem redução na abundância; sem redução no número de espécies.

O Quadro 5.38 apresenta a descrição das métricas que constituem o EFAI, quando aplicado a massas de água polihalinas, e as pontuações aplicadas a cada métrica, de acordo com os resultados da amostragem. As pontuações para cada métrica são 1, 3 ou 5 pontos e o valor máximo do EFAI é 30 (6 métricas x 5 pontos).

Quadro 5.38 – Condições de referência para o índice EFAI (massas de água polihalinas)

Métrica	Pontuação		
	1	3	5
1 Riqueza específica	≤ 10	11-20	> 20
2 Percentagem de indivíduos que utilizam o estuário como viveiro	≤ 20%	> 20% 60%	> 60%
3 Percentagem de indivíduos residentes	≤ 10% e > 90%	> 10% < 30% e > 50% 90%	30% 50%
4 Espécies piscívoras (exclusivamente ou não)	1&1	1&3; 1&5; 3&1; 3&3; 5&1	3&5; 5&3; 5&5
4.1 Espécies piscívoras (exclusivamente ou não): Percentagem de indivíduos	≤ 20% e > 80%	> 20% < 40% e > 60% 80%	40% 60%
4.2 Espécies piscívoras (exclusivamente ou não): Número de espécies	≤ 2	3-5	> 5

Métrica		Pontuação		
		1	3	5
5	Espécies diádromas	Redução no número de espécies / Impossibilidade de completar o ciclo de vida	Redução na abundância	Sem redução
6	Espécies sensíveis a perturbações	Redução no número de espécies	Redução na abundância	Sem redução

A partir dos valores do EFAI, é calculado o RQE a partir da fórmula $RQE = EFAI / EFAI \text{ max.}$ A partir do valor do RQE e de acordo com o Quadro 5.39, é determinado o estado de qualidade da massa de água: Excelente, Bom, Razoável, Medíocre ou Mau.

Quadro 5.39 – Fronteiras de qualidade para o índice EFAI (massas de água polihalinas)

Tipo nacional	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
A1	0,860	0,600	0,430	0,300
A2	0,860	0,600	0,430	0,300

Como **condições de referência** para a avaliação da qualidade ecológica de uma massa de água **mesohalina**, considerou-se uma massa de água hipotética que apresentasse as seguintes características:

- Riqueza específica: superior a 15 espécies;
- Percentagem de indivíduos que utilizam o estuário como viveiro: superior a 60 %;
- Percentagem de indivíduos residentes: entre 30 % e 50 %;
- Percentagem de indivíduos piscívoros (exclusivamente ou não) entre 40 % e 60 %; e Número de espécies piscívoras (exclusivamente ou não) superior a 1

OU

- Número de espécies piscívoras (exclusivamente ou não) superior a 3; e Percentagem de indivíduos piscívoros (exclusivamente ou não) não inferior a 20 % ou não superior a 80 %;
- Espécies diádromas: com possibilidade de completarem os seus ciclos de vida; sem redução na abundância; sem redução no número de espécies;
- Espécies sensíveis a perturbações: sem redução na abundância; sem redução no número de espécies.

O Quadro 5.40 apresenta a descrição das métricas que constituem o EFAI, quando aplicado a massas de água mesohalinas, e as pontuações aplicadas a cada métrica, de acordo com os resultados da amostragem. As pontuações para cada métrica são 1, 3 ou 5 pontos e o valor máximo do EFAI é 30 (6 métricas x 5 pontos).

Quadro 5.40 – Condições de referência para o índice EFAI (massas de água mesohalinas)

Métrica		Pontuação		
		1	3	5
1	Riqueza específica	≤ 4	5-15	> 15
2	Percentagem de indivíduos que utilizam o estuário como viveiro	≤ 20%	> 20% 60%	> 60%
3	Percentagem de indivíduos residentes	≤ 10% e > 90%	> 10% < 30% e > 50% 90%	30% 50%
4	Espécies piscívoras (exclusivamente ou não)	1&1	1&3; 1&5; 3&1; 3&3; 5&1	3&5; 5&3; 5&5
4.1	Espécies piscívoras (exclusivamente ou não): Percentagem de indivíduos	≤ 20% e > 80%	> 20% < 40% e > 60% 80%	40% 60%
4.2	Espécies piscívoras (exclusivamente ou não): Número de espécies	≤ 1	2-3	> 3
5	Espécies diádromas	Redução no número de espécies / Impossibilidade de completar o ciclo de vida	Redução na abundância	Sem redução
6	Espécies sensíveis a perturbações	Redução no número de espécies	Redução na abundância	Sem redução

A partir dos valores do EFAI, é calculado o RQE a partir da fórmula $RQE = EFAI / EFAI \text{ max.}$ A partir do valor do RQE e de acordo com o Quadro 5.41, é determinado o estado de qualidade da massa de água: Excelente, Bom, Razoável, Medíocre ou Mau.

Quadro 5.41 – Fronteiras de qualidade para o índice EFAI (massas de água mesohalinas)

Tipo nacional	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
A1	0,860	0,600	0,430	0,300
A2	0,860	0,600	0,430	0,300

Como **condição de referência** para a avaliação da qualidade ecológica de uma massa de água **oligohalina**, considerou-se uma massa de água hipotética que apresentasse as seguintes características:

- Riqueza específica: superior a 8 espécies;
- Percentagem de indivíduos que utilizam o estuário como viveiro: superior a 60%;
- Percentagem de indivíduos residentes: entre 30% e 50%;
- Percentagem de indivíduos piscívoros (exclusivamente ou não): entre 40% e 60%; e Número de espécies piscívoras (exclusivamente ou não): superior a 1

OU

- Número de espécies piscívoras (exclusivamente ou não): superior a 2; e Percentagem de indivíduos piscívoros (exclusivamente ou não): não inferior a 20% ou não superior a 80%;
- Espécies diádromas: com possibilidade de completarem os seus ciclos de vida; sem redução na abundância; sem redução no número de espécies.

No caso das massas de água oligohalinas não existe a métrica “espécies sensíveis a perturbações”, uma vez que as espécies identificadas como pertencentes a esta categoria não ocorrem nestas gamas de salinidade. Desta forma, apesar de as pontuações para cada métrica continuarem a ser de 1,3 ou 5 pontos, o valor máximo do EFAI no caso das massas de água oligohalinas é de 25 (5 métricas x 5 pontos). Isto traduz-se em alterações às fronteiras de qualidade (RQE e resultante classificação) face às restantes classes de salinidade. O Quadro 5.42 apresenta a descrição das métricas que constituem o EFAI quando aplicado a massas de água oligohalinas e as pontuações aplicadas a cada métrica conforme resultados da amostragem encontrados. O valor final do EFAI será o resultado do somatório das pontuações das várias métricas.

Quadro 5.42 – Condições de referência para o índice EFAI (massas de água oligohalinas)

Métrica		Pontuação		
		1	3	5
1	Riqueza específica	≤ 3	4-8	> 8
2	Percentagem de indivíduos que utilizam o estuário como viveiro	≤ 20%	> 20% 60%	> 60%
3	Percentagem de indivíduos residentes	≤ 10% e > 90%	> 10% < 30% e > 50% 90%	30% 50%
4	Espécies piscívoras (exclusivamente ou não)	1&1	1&3; 1&5; 3&1; 3&3; 5&1	3&5; 5&3; 5&5
4.1	Espécies piscívoras (exclusivamente ou não): Percentagem de indivíduos	≤ 20% e > 80%	> 20% < 40% e > 60% 80%	40% 60%
4.2	Espécies piscívoras (exclusivamente ou não): Número de espécies	≤ 1	2	> 2
5	Espécies diádromas	Redução no número de espécies / Impossibilidade de completar o ciclo de vida	Redução na abundância	Sem redução

A partir dos valores do EFAI, é calculado o RQE a partir da fórmula $RQE = EFAI / EFAI \text{ max}$, sendo o EFAI max para massas de água oligohalinas 25. A partir do valor do RQE e de acordo com o Quadro 5.43, é determinado o estado de qualidade da massa de água: Excelente, Bom, Razoável, Medíocre ou Mau.

Quadro 5.43 – Fronteiras de qualidade para o índice EFAI (massas de água oligohalinas)

Tipo nacional	Excelente/ Bom	Bom/ Razoável	Razoável/ Medíocre	Medíocre/ Mau
A1	0,840	0,600	0,420	0,320
A2	0,840	0,600	0,420	0,320

No caso da fauna piscícola, o nível de confiança na avaliação Quadro 5.44 depende da qualidade dos dados recolhidos aquando da realização dos arrastos e é determinado por avaliação pericial face à forma como decorreram as campanhas de amostragem e ao conjunto de resultados obtido. A interpretação dos resultados da aplicação do EFAI deve ter em consideração a variabilidade espacial e temporal da ocorrência destas espécies e os potenciais erros associados à aplicação destas metodologias.

Quadro 5.44 – Níveis de confiança associados ao índice EFAI

Níveis de confiança		Critério
1	Muito elevada	Não definido
2	Elevada	3 a 5 arrastos bem-sucedidos e avaliação realizada por peritos com experiência de trabalho no sistema em avaliação. Métricas periciais avaliadas por especialistas na matéria.
3	Média	3 a 5 arrastos e avaliação realizada por peritos com experiência no sistema em avaliação. Métricas periciais não avaliadas por especialistas.
4	Baixa	Menos de 3 arrastos e avaliação não realizada por peritos com experiência no sistema em avaliação.
5	Muito baixa	Não definido

Apresentam-se como [exemplo dois cálculos do EFAI](#), uma para estuários e outro para massas de água oligohalinas.

No caso do exemplo de cálculo do EFAI para um [sistema estuarino](#) foram realizados três a cinco arrastos em cada massa de água sendo os dados apresentados neste exemplo relativos ao conjunto dos 24 arrastos. Os dados das capturas foram organizados numa tabela onde constam as espécies encontradas, o número de indivíduos de cada espécie e os respetivos grupos ecológicos e funcionais (Quadro 5.45).

Quadro 5.45 – Conjunto de dados para exemplo de cálculo do EFAI em estuários

Espécies	Número de indivíduos	Grupo ecológico*	Grupo funcional*
<i>Ameiurus melas</i>	1	FW	Bmi, BMa
<i>Anguilla anguilla</i>	5	C	PL
<i>Atherina presbyter</i>	4	MM	Bmi, BMa, HP
<i>Luciobarbus bocagei</i>	20	FW	PL, HZ
<i>Gobio lozanoi</i>	2	FW	HZ
<i>Dicentrarchus labrax</i>	130	MM	HZ, HP
<i>Diplodus bellottii</i>	13	MM	Bmi, BMa
<i>Diplodus vulgaris</i>	8	MM	Bmi, BMa
<i>Chelon ramada</i>	14	C	DV
<i>Platichthys flesus</i>	4	MM	Bmi, BMa, HP
<i>Pomatoschistus microps</i>	1258	ES	Bmi
<i>Pomatoschistus minutus</i>	68	ES	Bmi
<i>Sardina pilchardus</i>	10	MS	PL
<i>Solea senegalensis</i>	2	MM	Bmi, BMa
<i>Solea solea</i>	366	MM	Bmi, BMa
<i>Sparus aurata</i>	2	MS	OV
	Total =1907		

*ver Anexo IV

A partir destes resultados foram calculados os valores das métricas que integram o EFAI, com base nos limiares e condições de referência definidos para os estuários. As pontuações atribuídas às métricas “Espécies diádromas” e “Espécies sensíveis” foram baseadas em análise pericial. Os resultados da aplicação do índice encontram-se descritos no Quadro 5.46.

Quadro 5.46 – Exemplo de cálculo do EFAI em estuários

Métricas	Valores	Pontuações
Riqueza específica	16	1
% Viveiro	23,63	3
% Residentes	69,53	3
Espécies piscívoras		1
N.º espécies piscívoras	3	1
% Piscívoros	7,23	1
Espécies diádromas		3
Espécies sensíveis		3
EFAI		14
RQE		0,47
Qualidade Ecológica		RAZOÁVEL

Neste exemplo, o resultado da aplicação do EFAI resultou na pontuação final 14 (somatório das pontuações das várias métricas). O RQE é calculado através da fórmula $RQE = EFAI / EFAI \text{ max}$, ou seja, $RQE = 14 / 30 = 0,47$ que corresponde ao estado ecológico “Razoável”.

Apresenta-se de seguida o [exemplo do cálculo do EFAI para uma massa de água oligohalina](#). Foram realizados 4 arrastos cujos resultados produziram os dados constantes do Quadro 5.47 (os dados são relativos ao conjunto dos arrastos).

Quadro 5.47 – Conjunto de dados para exemplo de cálculo do EFAI em massas de água oligohalinas

Espécies	Número de indivíduos	Grupo ecológico*	Grupo funcional*
<i>Ameiurus melas</i>	1	FW	Bmi, BMa
<i>Luciobarbus bocagei</i>	14	FW	PL, HZ
<i>Gobio lozanoi</i>	1	FW	HZ
<i>Dicentrarchus labrax</i>	5	MM	HZ, HP
<i>Chelon ramada</i>	8	C	DV
<i>Platichthys flesus</i>	2	MM	Bmi, BMa, HP
<i>Pomatoschistus microps</i>	404	ES	Bmi
<i>Solea solea</i>	83	MM	Bmi, BMa
	Total = 518		

A partir dos resultados das capturas são calculados os valores das métricas que integram o EFAI e derivados os respetivos RQE e classificação, com base nos limiares e condições de referência definidas para massas de água oligohalinas. Nota: a pontuação atribuída à métrica “Espécies diádromas” é baseada em análise pericial. Os resultados da aplicação do índice encontram-se descritos no Quadro 5.48.

Quadro 5.48 – Exemplo de cálculo do EFAI em massas de água oligohalinas

Métricas	Valores	Pontuações
Riqueza específica	8	3

Métricas	Valores	Pontuações
% Viveiro	17,37	1
% Residentes	77,99	3
Espécies piscívoras		3
N.º espécies piscívoras	2	3
% Piscívoros	1,35	1
Espécies diádromas	3	3
EFAI		13
RQE		0,52
Qualidade Ecológica		RAZOÁVEL

Neste exemplo, o resultado da aplicação do EFAI resultou na pontuação final 13 (somatório das pontuações das várias métricas). O RQE é calculado através da fórmula $RQE = EFAI / EFAI \text{ max}$, ou seja, $RQE = 13 / 25 = 0,52$ que corresponde ao estado ecológico “Razoável”.

5.2 Elementos físico-químicos de suporte aos biológicos

Neste subcapítulo é apresentado o procedimento para avaliação dos **elementos físico-químicos de suporte aos biológicos** em águas de transição e costeiras, nos termos da DQA (Brito *et al.*, 2020; Vale *et al.*, 2014; Vale *et al.*, 2015). Esta metodologia aplica-se a todas as tipologias de massas de água de transição e costeiras nacionais: A1 - Estuário mesotidal estratificado, A2 - Estuário mesotidal homogéneo com descargas irregulares de rio, A3 - Lagoas costeiras semifechadas, A4 - Lagoas costeiras abertas, A5 - Costa atlântica mesotidal exposta, A6 - Costa atlântica mesotidal moderadamente exposta e A7 - Costa atlântica abrigada. Os elementos físico-químicos de suporte aos biológicos não foram intercalibrados pelos estados-membros embora esteja prevista a realização da intercomparação dos valores das fronteiras de qualidade entre os vários países da mesma região geográfica.

Conforme referido anteriormente, a DQA define como **elementos físico-químicos de suporte aos elementos biológicos** e ao Bom estado das massas de água de transição e costeiras, os seguintes parâmetros e condições:

- Condições de transparência
- Condições térmicas
- Condições de salinidade
- Condições de oxigenação
- Condições relativas aos nutrientes

A **transparência** descreve a penetração da radiação solar na coluna de água, possibilitando o desenvolvimento das comunidades fitoplanctónicas e de outros produtores primários. A turbidez resulta principalmente das partículas em suspensão que podem provir da erosão da camada superficial de sedimentos, da mistura de água doce e água salgada na parte superior dos estuários, e da presença de plâncton.

As **condições térmicas** descrevem a temperatura em que ocorrem os equilíbrios químicos no sistema a que os organismos que aí vivem estão sujeitos. As condições térmicas são expressas através do perfil de temperatura da coluna de água. Nas zonas costeiras mais profundas é comum registar-se um decréscimo da temperatura com a profundidade. Nos sistemas estuarinos, menos profundos e dominados pela maré, a mistura vertical das águas não facilita a ocorrência de grandes gradientes de temperatura.

A **salinidade** representa a quantidade de sais em solução e indica o grau de mistura entre a água doce, resultante principalmente das descargas fluviais, e a água do mar, transportada pela maré. Nas zonas costeiras mais profundas a variação da salinidade pode indicar a presença de águas oceânicas de

diferentes proveniências. A salinidade é um dos fatores mais importantes para a adaptação dos organismos ao ecossistema. A salinidade em águas costeiras afastadas das plumas dos rios e estuários apresenta uma pequena variabilidade espacial e temporal. Em contrário, os estuários apresentam um elevado gradiente longitudinal da salinidade em resultado da mistura dos dois tipos de água. A morfologia, o regime hidrológico e as marés condicionam o campo de distribuição da salinidade.

As **condições de oxigenação** descrevem a disponibilidade e o balanço de oxigénio dissolvido nas águas. A concentração de oxigénio condiciona as reações de oxidação da matéria orgânica, quer seja originada no ecossistema e, portanto, a regeneração dos nutrientes, quer a proveniente dos rios, tributários das descargas de efluentes e fontes difusas na bacia de drenagem. A presença de oxigénio nas águas é indispensável para a saúde dos ecossistemas costeiros, estando o grau de oxigenação relacionado com o balanço entre a fotossíntese e a respiração dos produtores primários. Assim, os valores de oxigénio dissolvido nas águas resultam do balanço entre a dissolução do gás presente na atmosfera, produção fotossintética, consumo pela respiração biológica e oxidação da matéria orgânica. Os valores mínimos de oxigénio dissolvido são geralmente encontrados antes do nascer do sol, junto ao fundo.

A concentração e composição dos **nutrientes** na água descrevem a disponibilidade dos elementos biologicamente mais ativos para o desenvolvimento dos produtores primários, sendo o azoto (N) e o fósforo (P) os mais importantes. Os nutrientes nos sistemas estuarinos decrescem, em geral, com a salinidade refletindo a mistura da água doce com a água do mar. A esta variação natural acrescentam os *inputs* de fontes localizadas, como sejam os efluentes urbanos, e as fontes difusas na bacia de drenagem. A troca de nutrientes com os sedimentos ou zonas de sapal pode também influenciar a sua distribuição nos estuários. Contudo, o consumo biológico dos nutrientes é, em geral, o principal fator explicativo da sua variação sazonal. Na zona costeira, os nutrientes presentes na zona fótica provem principalmente dos *inputs* dos estuários e rios e de episódios de afloramento de águas ricas em nutrientes. O consumo pelas espécies fitoplanctónicas compensa estes incrementos e dá origem à produção primária. A variação da concentração de nutrientes em função da salinidade pode ser atribuída a processos naturais resultantes da entrada de água doce, enriquecida em nutrientes devido à erosão de campos agrícolas e outras fontes difusas, fontes antropogénicas e tributários que entram diretamente nos estuários, assim como à regeneração interna de nutrientes. Estes *inputs* internos e externos são contrabalançados total ou parcialmente pelo consumo biológico dos nutrientes e pela diluição com a água do mar.

A estimativa dos **valores de referência** para os vários parâmetros foi efetuada com base nos resultados da monitorização disponíveis para os diferentes sistemas estuarinos e costeiros. Estes dados incluem amostragens nas diferentes épocas do ano, em situações de precipitação nula, média e elevada, obtidos em preia-mar e baixa-mar, à superfície e junto ao fundo, evitando zonas com efeito direto de descargas de efluentes urbanos ou industriais. A variabilidade destes dados reflete, portanto, os processos estuarinos e costeiros naturais e as modificações resultantes da ação das fontes de poluição pontuais e difusas. A **métrica** escolhida foi o **P90 (percentil 90)** de forma a considerar a variabilidade natural e sazonal dos vários parâmetros.

5.2.1 Transparência, temperatura e salinidade

No que se refere à **classificação das massas de água**, a avaliação dos parâmetros transparência, temperatura e salinidade é realizada de forma pericial através da análise da série temporal de dados, tendo por base o conhecimento científico das características dos sistemas em avaliação. Caso os valores medidos sejam os esperados para um determinado sistema, considera-se que a massa de água se encontra num estado compatível com o suporte à vida biológica, ou seja, a massa de água encontra-se em estado Bom ou superior. Caso sejam encontrados valores anormais que possam gerar alterações ou perturbações nos ecossistemas, a massa de água encontra-se em estado inferior a Bom (razoável).

5.2.2 Saturação de oxigênio

No que se refere ao **oxigênio**, a classificação da massa de água é realizada a partir do cálculo do RIM (Razão para cada parâmetro I na massa de água M), que se obtém dividindo o valor do percentil 90 (P90) dos valores medidos no campo pelo valor de referência (REF) para a tipologia de massa de água em questão: $RIM = P90 / REF$ (Figura 5.3).

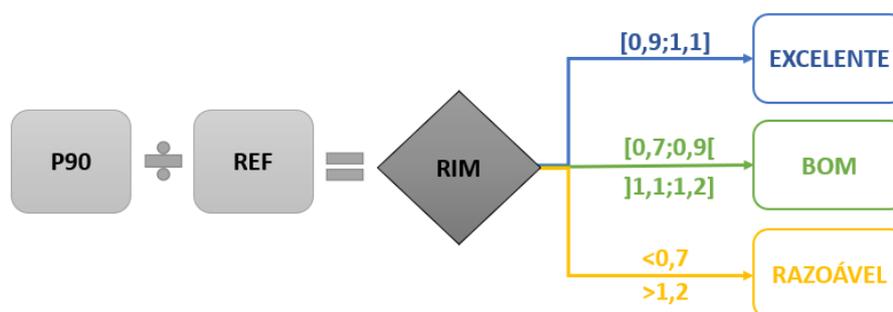


Figura 5.3 – Esquema representativo da classificação do oxigênio

Caso o RIM varie entre 0,9 e 1,1 (inclusive), a massa de água é classificada como Excelente; Caso o RIM varie entre 0,7 (inclusive) e 0,9 ou entre 1,1 e 1,2 (inclusive), a massa de água é classificada como Bom; Caso o valor do RIM seja inferior a 0,7 ou superior a 1,2, a massa de água é classificada como Razoável.

Os valores de referência para a saturação de oxigênio, a utilizar nos cálculos da classificação das massas de água, são os apresentados no Quadro 5.49.

Quadro 5.49 – Condições de referência para o oxigênio

Tipo nacional	Valor de referência (% Sat O ₂)
A1	109
A2	109
A3 – aberta ao mar	124
A4	124
A5	117
A6	117
A7	117

Do exposto resultam as fronteiras de qualidade constantes do Quadro 5.50.

Quadro 5.50 – Fronteiras de qualidade para a saturação de oxigênio (% Sat O₂)

Tipo nacional	Fronteiras de qualidade				
	Razoável	Bom	Excelente	Bom	Razoável
A1	<76,3	76,3-98,0	98,1-119,9	120,0-130,8	>130,8
A2	<76,3	76,3-98,0	98,1-119,9	120,0-130,8	>130,8
A3	<86,8	86,8-111,5	111,6-136,4	136,5-148,8	>148,8
A4	<86,8	86,8-111,5	111,6-136,4	136,5-148,8	>148,8
A5	<81,9	81,9-105,2	105,3-128,7	128,8-140,4	>140,4
A6	<81,9	81,9-105,2	105,3-128,7	128,8-140,4	>140,4
A7	<81,9	81,9-105,2	105,3-128,7	128,8-140,4	>140,4

A interpretação das fronteiras de qualidade deve ser a seguinte (exemplo para tipo A1):

- Depois de validados os dados, calcula-se o percentil 90 dos valores medidos
- Se o valor do P90 da saturação de oxigénio for inferior a 76,3 (exclusive) ou superior a 130,8 (exclusive), a massa de água está em estado Razoável;
- Se o valor do P90 se encontrar entre 76,3 e 98 ou entre 120 e 130,8 (inclusive), a massa de água encontra-se em estado Bom;
- Se o P90 se encontrar entre 98,1 e 119,9 a massa de água está em estado Excelente.

Note-se que as lagoas costeiras do tipo A4 (Ria do Alvor e Ria Formosa) encontram-se sempre abertas ao mar. As lagoas costeiras do tipo A3 Lagoas costeiras semifechadas (Barrinha de Esmoriz, Lagoa de Óbidos, Lagoa de Albufeira e Lagoa de Santo André) podem encontrar-se fechadas ao mar por longos períodos. Sem renovação da água a cada ciclo de maré e com as escorrências das chuvas e rios tributários, as lagoas costeiras fechadas ao mar tendem a apresentar uma estratificação vertical da coluna de água, apresentando normalmente pior qualidade junto ao fundo. Desta forma, a classificação do oxigénio dissolvido nas massas de água das lagoas costeiras fechadas ao mar é realizada da seguinte forma (Figura 5.4):

- É feita a avaliação à superfície e junto ao fundo, separadamente;
- Para a avaliação à superfície é utilizada a metodologia descrita acima para as lagoas abertas ao mar;
- Para a avaliação junto ao fundo, é calculado o P90 dos dados junto ao fundo. Se o valor do P90 junto ao fundo for superior a 80% a massa de água é classificada como Excelente; Se o valor do P90 junto ao fundo for superior a 50% e inferior a 80% a massa de água é classificada como Bom; Se o P90 junto ao fundo é inferior a 50% a massa de água é classificada como Razoável;
- A classificação final da massa de água é a pior destas classificações (superfície ou fundo).

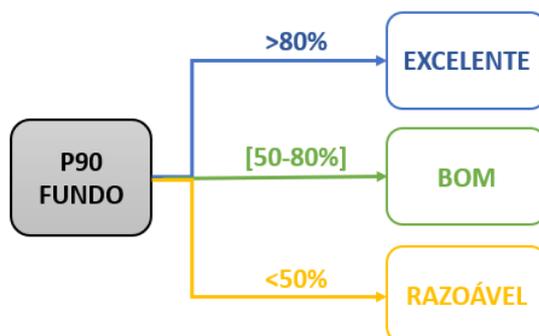


Figura 5.4 – Esquema representativo da classificação do oxigénio em lagoas fechadas

Caso no período em avaliação as lagoas tenham estado abertas e fechadas devem aplicar-se ambas as metodologias e ponderar os resultados.

5.2.2 Nutrientes

No que se refere aos nutrientes, foram definidos sistemas de classificação para o nitrato+nitrito, azoto amoniacal e fosfato. De forma semelhante, a classificação da massa de água é realizada a partir do cálculo do RIM, que se obtém dividindo o valor do percentil 90 dos valores medidos no campo pelo valor de referência para a tipologia de massa de água em questão: $RIM = P90 / REF$ (Figura 5.5).

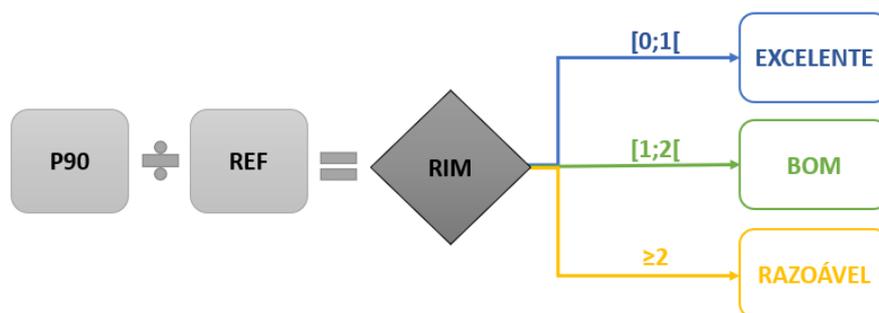


Figura 5.5 – Esquema representativo da classificação dos nutrientes

Caso o RIM varie entre 0 e 1, a massa de água é classificada como Excelente; Caso o RIM varie entre 1 (inclusive) e 2, a massa de água é classificada como Bom; Caso o valor do RIM seja igual ou superior a 2, a massa de água é classificada como Razoável.

No caso das massas de água estuarinas, os valores de referência para os nutrientes foram estabelecidos atendendo a diferentes classes de salinidade. Efetivamente, uma vez que a distribuição dos nutrientes pode ser atribuída a processos estuarinos naturais, fontes naturais na bacia de drenagem ou ação de fontes antropogênicas, a estimativa dos valores limites correspondentes a ausência de pressões deve ter em consideração a salinidade, ou seja, o grau de mistura com a água do mar. Nesse sentido, foram estabelecidas as classes de salinidade <10, [10-20[, [20-30[e ≥30 correspondentes a diferentes graus de mistura entre a água doce e a água do mar. Da mesma forma, no caso das lagoas costeiras abertas ao mar, foram definidos valores de referência para as classes de salinidade 20-30 e ≥30 (Quadro 5.51).

Quadro 5.51 – Condições de referência para os nutrientes

Tipo nacional	Classes de Salinidade	Valores de referência		
		Nitrato + Nitrito (mg N/L)	Azoto amoniacal (mg N/L)	Fosfato (mg P/L)
A1	<10	1,00	0,30	0,11
	[10-20[0,50	0,10	0,06
	[20-30[0,60	0,40	0,10
	≥30	0,30	0,20	0,05
A2	<10	1,00	0,30	0,11
	[10-20[0,50	0,10	0,06
	[20-30[0,60	0,40	0,10
	≥30	0,30	0,20	0,05
A3 – aberta ao mar	20-30	0,70	0,10	0,50
	≥30	0,60	0,40	0,06
A4	20-30	0,70	0,10	0,50
	≥30	0,60	0,40	0,06
A5	--	0,13	0,07	0,02
A6	--	0,13	0,07	0,02
A7	--	0,13	0,07	0,02

Do exposto resultam as fronteiras de qualidade constantes dos quadros seguintes.

Quadro 5.52 – Fronteiras de qualidade para o nitrato+nitrito (mg N/L)

Tipo nacional	Classes de Salinidade	Fronteiras de qualidade – nitrato+nitrito (mg N/L)		
		Excelente	Bom	Razoável
A1	<10	<1,00	1,00-2,00	≥2,00
	[10-20[<0,50	0,50-1,00	≥1,00
	[20-30[<0,60	0,60-1,20	≥1,20
	≥30	<0,30	0,30-0,60	≥0,60
A2	<10	<1,00	1,00-2,00	≥2,00
	[10-20[<0,50	0,50-1,00	≥1,00
	[20-30[<0,60	0,60-1,20	≥1,20
	≥30	<0,30	0,30-0,60	≥0,60
A3 – aberta ao mar	20-30	<0,70	0,70-1,40	≥1,40
	≥30	<0,60	0,60-1,20	≥1,20
A4	20-30	<0,70	0,70-1,40	≥1,40
	≥30	<0,60	0,60-1,20	≥1,20
A5	--	<0,13	0,13-0,26	≥0,26
A6	--	<0,13	0,13-0,26	≥0,26
A7	--	<0,13	0,13-0,26	≥0,26

A interpretação das fronteiras de qualidade deve ser a seguinte (exemplo para tipo A1, salinidade <10):

- Depois de validados os dados, calcula-se o percentil 90 dos valores medidos, para cada intervalo de salinidade
- Para o conjunto dos valores medidos em condições de salinidade inferiores a 10:
 - Se o P90 é inferior a 1 mg N/L, a massa de água é Excelente;
 - Se o P90 varia entre 1 mg N/L (inclusive) e 2 mg N/L (exclusive), a massa de água é Bom;
 - Se o P90 é igual ou superior a 2 mg N/L, a massa de água é Razoável.

Quadro 5.53 – Fronteiras de qualidade para o azoto amoniacal (mg N/L)

Tipo nacional	Classes de Salinidade	Fronteiras de qualidade – azoto amoniacal (mg N/L)		
		Excelente	Bom	Razoável
A1	<10	<0,30	0,30-0,60	≥0,60
	[10-20[<0,10	0,10-0,20	≥0,20
	[20-30[<0,40	0,40-0,80	≥0,80
	≥30	<0,20	0,20-0,40	≥0,40
A2	<10	<0,30	0,30-0,60	≥0,60
	[10-20[<0,10	0,10-0,20	≥0,20
	[20-30[<0,40	0,40-0,80	≥0,80
	≥30	<0,20	0,20-0,40	≥0,40
A3 – aberta ao mar	20-30	<0,10	0,10-0,20	≥0,20
	≥30	<0,40	0,40-0,80	≥0,80
A4	20-30	<0,10	0,10-0,20	≥0,20
	≥30	<0,40	0,40-0,80	≥0,80
A5	--	<0,07	0,07-0,14	≥0,14
A6	--	<0,07	0,07-0,14	≥0,14
A7	--	<0,07	0,07-0,14	≥0,14

A interpretação das fronteiras de qualidade deve ser a seguinte (exemplo para tipo A1, salinidade <10):

- Depois de validados os dados, calcula-se o percentil 90 dos valores medidos, para cada intervalo de salinidade
- Para o conjunto dos valores medidos em condições de salinidade inferiores a 10:
 - Se o P90 é inferior a 0,3 mg N/L, a massa de água é Excelente;
 - Se o P90 varia entre 0,3 mg N/L (inclusive) e 0,6 mg N/L (exclusive), a massa de água é Bom;
 - Se o P90 é igual ou superior a 0,6 mg N/L, a massa de água é Razoável.

Quadro 5.54 – Fronteiras de qualidade para o fosfato (mg P/L)

Tipo nacional	Classes de Salinidade	Fronteiras de qualidade – fosfato (mg P/L)		
		Excelente	Bom	Razoável
A1	<10	<0,11	0,11-0,22	≥0,22
	[10-20[<0,06	0,06-0,12	≥0,12
	[20-30[<0,10	0,10-0,20	≥0,20
	≥30	<0,05	0,05-0,10	≥0,10
A2	<10	<0,11	0,11-0,22	≥0,22
	[10-20[<0,06	0,06-0,12	≥0,12
	[20-30[<0,10	0,10-0,20	≥0,20
	≥30	<0,05	0,05-0,10	≥0,10
A3 – aberta ao mar	20-30	<0,50	0,50-1,00	≥1,00
	≥30	<0,06	0,06-0,12	≥0,12
A4	20-30	<0,50	0,50-1,00	≥1,00
	≥30	<0,06	0,06-0,12	≥0,12
A5	--	<0,02	0,02-0,04	≥0,04
A6	--	<0,02	0,02-0,04	≥0,04
A7	--	<0,02	0,02-0,04	≥0,04

A interpretação das fronteiras de qualidade deve ser a seguinte (exemplo para tipo A1, salinidade <10):

- Depois de validados os dados, calcula-se o percentil 90 dos valores medidos, para cada intervalo de salinidade
- Para o conjunto dos valores medidos em condições de salinidade inferiores a 10:
 - Se o P90 é inferior a 0,11 mg P/L, a massa de água é Excelente;
 - Se o P90 varia entre 0,11 mg P/L (inclusive) e 0,22 mg P/L (exclusive), a massa de água é Bom;
 - Se o P90 é igual ou superior a 0,22 mg P/L, a massa de água é Razoável.

Mais uma vez, para as lagoas costeiras do tipo A3 - Lagoas costeiras semifechadas (Barrinha de Esmoriz, Lagoa de Óbidos, Lagoa de Albufeira e Lagoa de Santo André) que se encontrem fechadas ao mar, a classificação é realizada de forma separada. Assim, a classificação dos nutrientes nas massas de água das lagoas costeiras fechadas ao mar é realizada da seguinte forma (Figura 5.6):

- É feita a avaliação à superfície e junto ao fundo, separadamente;
- Para a avaliação à superfície é utilizada a metodologia descrita acima para as lagoas abertas ao mar;
- Para a avaliação junto ao fundo, é calculado o P90 dos dados junto ao fundo, que é depois comparado com os valores do P90 à superfície.

- Se o valor do P90 dos dados junto ao fundo é até 5 vezes inferior ao P90 à superfície, a massa de água é classificada como Excelente; Se o valor do P90 junto ao fundo é entre 5 vezes e 20 vezes superior ao valor à superfície, a massa de água é classificada como Bom; Se o valor do P90 junto ao fundo é 20 vezes ou mais superior ao valor à superfície, a massa de água é classificada como Razoável (ver esquema abaixo);
- A classificação final da massa de água é a pior destas classificações (superfície ou fundo).

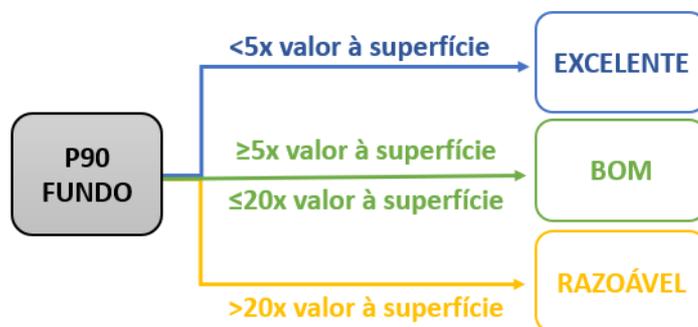


Figura 5.6 – Esquema representativo da classificação dos nutrientes em lagoas fechadas

No caso dos elementos físico-químicos de suporte, o **nível de confiança** na avaliação (Quadro 5.55) está diretamente relacionado com a frequência anual das amostragens e a sua distribuição temporal por época do ano. Por outro lado, no caso dos estuários e lagoas costeiras, importa contemplar colheitas realizadas em baixa-mar e preia-mar, à superfície e junto ao fundo.

Nas massas de água em que existam diversas classes de salinidade o índice de confiança para a totalidade da massa de água corresponderá ao índice de confiança mais elevado entre as classes de salinidade.

A interpretação dos resultados deve ter em consideração a variabilidade espacial e temporal dos parâmetros e os potenciais erros associados à aplicação destas metodologias.

Quadro 5.55 – Níveis de confiança associados à classificação dos elementos físico-químicos

Níveis de confiança		Critério
1	Muito elevada	Não definido
2	Elevada	Avaliação baseada em quatro ou mais amostragens anuais, uma em cada período sazonal, com colheitas realizadas em baixa-mar e preia-mar no caso dos estuários e lagoas costeiras abertas ao mar. Nota: caso o período de avaliação seja superior a um ano, este critério deve ser cumprido em pelo menos um dos anos em avaliação.
3	Média	Avaliação baseada em três ou menos amostragens anuais, realizadas em períodos sazonais diferentes, mas que constituem uma série temporal continua e regular ao longo de pelo menos 3 anos.
4	Baixa	Avaliação baseada em quatro amostragens anuais, mas que no caso dos estuários e lagoas costeiras abertas, não inclui baixa-mar e preia-mar.
5	Muito baixa	Avaliação baseada em três ou menos amostragens em apenas um ano. Nota: considera-se o período que decorre entre o início e o fim das amostragens e não o ano civil.
		Não definido

A componente físico-química inclui ainda a classificação dos **poluentes específicos**, cujas normas de qualidade são apresentadas no capítulo 7 e são aplicáveis a todas as categorias de massas de água de transição e costeiras.

De acordo com a DQA, uma massa de água encontra-se em estado Excelente se, no caso dos poluentes sintéticos, as concentrações são próximas do zero e pelo menos inferiores aos limites de deteção permitidos pelas melhores técnicas analíticas geralmente utilizadas ou, no caso dos poluentes não sintéticos, as concentrações permanecem dentro dos valores normalmente associados às condições não perturbadas (concentrações naturais de referência). Se uma massa de água apresenta concentrações de poluentes não superiores às normas estabelecidas, encontra-se em estado Bom. Assim, na **classificação dos poluentes específicos** nas massas de água de transição e costeiras, consideram-se os seguintes estados:

- Estado Excelente – não é detetada a presença de poluentes na massa de água;
- Estado Bom – as concentrações médias (média aritmética anual) dos poluentes não ultrapassam as normas de qualidade;
- Estado Razoável a média aritmética anual encontra-se acima do valor definido para a norma.

No caso dos poluentes específicos, o **nível de confiança** na avaliação (Quadro 5.56) está diretamente relacionado com a frequência anual das amostragens e a sua distribuição temporal por época do ano. Por outro lado, no caso dos estuários e lagoas costeiras, importa contemplar colheitas realizadas em baixa-mar e preia-mar. Também neste caso, a interpretação dos resultados deve ter em consideração a variabilidade espacial e temporal dos parâmetros e os potenciais erros associados à aplicação destas metodologias.

Quadro 5.56 – Níveis de confiança associados à classificação dos poluentes específicos

Níveis de confiança		Critério
1	Muito elevada	Não definido
2	Elevada	Avaliação baseada em quatro ou mais amostragens anuais, uma em cada período sazonal, com colheitas realizadas em baixa-mar e preia-mar no caso dos estuários e lagoas costeiras abertas ao mar. Nota: caso o período de avaliação seja superior a um ano, este critério deve ser cumprido em pelo menos um dos anos em avaliação.
		Avaliação baseada em três ou menos amostragens anuais, realizadas em períodos sazonais diferentes, mas que constituem uma série temporal contínua e regular ao longo de pelo menos três anos.
3	Média	Avaliação baseada em quatro amostragens anuais, mas que no caso dos estuários e lagoas costeiras abertas, não inclui baixa-mar e preia-mar.
4	Baixa	Avaliação baseada em três ou menos amostragens em apenas um ano. Nota: considera-se o período que decorre entre o início e o fim das amostragens e não o ano civil.
5	Muito baixa	Não definido

5.3 Elementos hidromorfológicos de suporte aos biológicos

Neste subcapítulo é apresentado o procedimento para avaliação dos **elementos hidromorfológicos de suporte aos biológicos** em águas de transição e costeiras. Esta metodologia aplica-se a todas as tipologias de águas de transição e costeiras.

Para a classificação da hidromorfologia não se encontram ainda definidas metodologias quantitativas para a classificação das massas de água. Desta forma, as massas de água são classificadas com base

em metodologias qualitativas, nomeadamente a avaliação pericial das pressões hidromorfológicas a que as massas de água se encontram sujeitas, com base nas orientações que a seguir se descrevem.

A classificação da hidromorfologia abrange apenas as classes Excelente e Bom. Assim, considera-se que uma massa de água não alcança o Estado Excelente quando está submetida a pressões hidromorfológicas significativas que a impedem de alcançar esse estado.

Conforme referido anteriormente, de acordo com a DQA, para as águas de transição e costeiras, os elementos hidromorfológicos a ter em consideração na avaliação do estado ecológico são:

- Condições morfológicas: variação de profundidade, quantidade, estrutura e substrato do leito, e estrutura da zona intermareal
- Regime de marés: fluxo de água doce ou direção das correntes dominantes e exposição às vagas.

Com base na metodologia desenvolvida, as massas de água são avaliadas qualitativamente com base na conjugação das pressões hidromorfológicas significativas a que estão submetidas. Esta metodologia prevê:

- A identificação das alterações morfológicas e hidrodinâmicas que possam dar origem a pressões
- A avaliação da magnitude dessas pressões, sendo que se considera que a massa de água não atinge o estado excelente se está sujeita a pressões hidromorfológicas significativas.

As alterações morfológicas a considerar na avaliação das massas de água englobam todas as intervenções e infraestruturas que supõem uma modificação das características do substrato, da profundidade e da situação de oscilação da zona de maré. Neste tipo de alterações incluem-se as conquistas de áreas ao meio aquático, as dragagens e a fixação de margens, entre outros (Quadro 5.57).

Quadro 5.57 – Alterações morfológicas a considerar na classificação da hidromorfologia

Alterações morfológicas	Descrição e efeitos potenciais
Deposição de materiais de dragagens	Deposição a profundidades baixas pode ser benéfica para minimizar a erosão costeira, mas pode dar origem à suspensão de sedimentos e ao aumento da turbidez e concentração de matéria orgânica, nutrientes e poluentes na coluna de água. Pode provocar alteração dos fundos.
Dragagens	Aprofundamento de bacias portuárias ou de canais de acesso a portos e bacias portuárias: alteram a profundidade (e o volume) da massa de água e podem dar origem à suspensão de sedimentos, matéria orgânica, nutrientes e contaminantes. Alteram os fundos.
Retenções marginais	Retenções marginais de enrocamento ou “perré” destinadas a conter um terraplano ou a proteger da erosão, muros cais de acostagem ou paredes marginais: dão origem à artificialização das margens
Aterros	Terraplanagem ou enchimento artificial: retira área (e volume) à massa de água
Assoreamentos	Enchimentos resultantes da deposição de sedimentos: retira volume à massa de água e pode, nos casos mais graves, retirar área
Erosões litorais	Recuo da linha de costa: pode dar origem a alterações consideráveis na morfologia costeira e ao rompimento de restingas com a consequente alteração de escoamentos e/ou da qualidade da água
Infraestruturas portuárias	Infraestruturas diversas que podem ser terraplenos, cais, docas, marinas e bacias de estacionamento e manobra: alteram a morfologia, artificializando a massa de água e podendo aumentar ou diminuir a sua área e o seu volume
Vegetação invasora	Plantas de crescimento rápido que ocupam as margens, o fundo e a superfície da massa de água: reduzem as velocidades de escoamento e dão origem a assoreamentos e alteração das margens

As **alterações hidrodinâmicas** a considerar na classificação das massas de água incluem os elementos antropogénicos que alteram diretamente o regime de correntes e marés, assim como o fluxo de entrada de água doce. Estas diferenciam-se das alterações morfológicas porque o seu efeito repercute-se principalmente no fluxo de água. Nas alterações hidrodinâmicas incluem-se as barragens, represas e diques, os quebra-mares, esporões, pontões, pontes e emissários submarinos, entre outros (Quadro 5.58).

Quadro 5.58 – Alterações hidrodinâmicas a considerar na classificação da hidromorfologia

Alterações hidrodinâmicas	Descrição e efeitos potenciais
Dragagens	Aprofundamento de bacias portuárias ou de canais de acesso a portos e bacias portuárias: ao modificar a morfologia do fundo e as profundidades podem alterar os escoamentos (velocidade e direção) e aumentar o prisma de maré
Aterros	Terraplanagem ou enchimento artificial: ao modificarem a morfologia da massa de água introduzem alterações nos escoamentos (velocidade e direção) e podem diminuir o prisma de maré
Açudes	Açudes, moinhos de maré e armadilhas de pesca: introduzem alterações no escoamento fluvial, podendo reduzi-lo significativamente, de forma permanente (açudes) ou temporária
Quebra-mares	Obras de proteção de áreas portuárias: introduzem alterações nas correntes litorais e, por conseguinte, nos fluxos sedimentares, podendo alterar os locais de deposição e acreção
Esporões	Obras de proteção costeira: introduzem alterações nas correntes litorais e, por conseguinte, nos fluxos sedimentares, podendo alterar os locais de deposição e acreção
Vegetação invasora	Plantas de crescimento rápido que ocupam as margens e o fundo da massa de água: reduzem as velocidades de escoamento e dão origem a assoreamentos e alteração das margens

As principais **pressões associadas a vegetação invasora**, existentes ou potenciais, prendem-se com espécies já identificadas ou que tem forte probabilidade de vir a existir.

As pressões são consideradas **significativas** quando geram uma modificação das condições hidromorfológicas numa magnitude tal que possa vir a comprometer ser atingido o bom estado da massa de água. Assim, após identificação das alterações morfológicas e hidrodinâmicas presentes na massa de água, é avaliada a significância das mesmas por comparação com a área ou o perímetro da massa de água.

Neste contexto, para cada massa de água é preenchido um quadro com a seguinte informação: identificação da massa de água, tipo de alteração, localização, principais características e caracterização qualitativa (S ou N) que avalia se a alteração é potencialmente significativa ou não.

As alterações avaliadas como potencialmente significativas são sujeitas a nova avaliação, no seu conjunto, para classificação da massa de água. Nesta avaliação qualitativa, foram estabelecidos critérios orientadores para avaliar o impacto de cada pressão sobre a massa de água, conforme constante no Quadro 5.59.

Quadro 5.59 – Critérios orientadores para definição de pressões significativas

Pressão	Critérios orientadores para a pressão ser considerada significativa
Deposição de materiais de dragagens	Quando esta deposição gera uma modificação das condições hidromorfológicas e biológicas que parece impedir, <i>a priori</i> , que a massa de água possa alcançar o bom estado ecológico.
Dragagens	Devem ser consideradas todas as dragagens que se efetuarem fora das bacias portuárias, bem como dragagens de estabelecimento. Quando a dragagem gera uma modificação das condições hidromorfológicas e biológicas que parece impedir, <i>a priori</i> , que a massa de água possa alcançar o bom estado ecológico ou quando a superfície dragada fora das bacias portuárias for superior a 3 hectares.
Retenções marginais	Quando o comprimento total de todas as retenções inventariadas for superior a 15% do perímetro da massa de água/troço de costa ou quando o comprimento total é superior a 1000m.
Assoreamentos/ Aterros	Quando a superfície e a localização contribuem para modificar a hidrodinâmica do estuário ou quando a superfície tem uma área tal que pode contribuir para alterar a dinâmica costeira.
Erosões litorais	Áreas críticas de erosão costeira que possam dar origem ao rompimento de restingas com alteração de escoamentos e/ou qualidade da água.
Infraestruturas Portuárias	Novas infraestruturas, quando correspondem a uma superfície superior a 1% da massa de água ou Superfície total, contemplando tanto a terrestre como a das bacias portuárias, superior a três hectares.
Açudes, moinhos e armadilhas	Quando a área isolada ou com escoamento potencialmente restringido é superior a 15% da massa de água.
Quebra-mares e Esporões	Quando o comprimento da estrutura for superior a 500m ou quando os seus efeitos na hidrodinâmica produzam alterações significativas na morfologia costeira (retenção de sedimentos a barlar, erosão costeira significativa a sotamar).
Vegetação invasora	Quando esta ocupa uma área superior a 10% da superfície total da massa de água.

6. Sistemas de classificação do potencial ecológico – águas de transição e costeiras

Neste capítulo é apresentado o procedimento para avaliação do **Potencial Ecológico**, em águas de transição e costeiras, nos termos da DQA. Este procedimento aplica-se a todas as tipologias de massas de água de transição e costeiras em que sejam designadas Massas de Água Fortemente Modificadas (MAFM).

A DQA prevê a designação de MAFM quando uma massa de água, em resultado de alterações físicas derivadas da atividade humana, adquiriu um carácter substancialmente diferente. Mais especificamente, os estados-membros poderão designar como fortemente modificada uma massa de água de superfície quando:

- A introdução de alterações nas características hidromorfológicas dessa massa de água que seria necessária para atingir um bom estado ecológico se revestiria de efeitos adversos significativos sobre: i) o ambiente em geral, ii) a navegação, incluindo os equipamentos portuários, ou as atividades de recreio, (iii) atividades para as quais a água seja armazenada, como o abastecimento de água potável, produção de energia ou irrigação, (iv) a regulação da água, proteção contra cheias, drenagem dos solos ou (v) outras atividades igualmente importantes para o desenvolvimento humano sustentável.
- Os objetivos benéficos prosseguidos pelas características modificadas da massa de água não possam, por motivos de exequibilidade técnica ou de custos desproporcionados, ser razoavelmente atingidos por outros meios que representem uma melhor opção ambiental.

Conforme referido anteriormente, nas MAFM aplica-se o conceito de **Potencial Ecológico** que representa o desvio que a qualidade do ecossistema aquático da massa de água apresenta

relativamente ao máximo que pode atingir (**Máximo Potencial Ecológico**), após implementação de todas as medidas de mitigação que não têm efeitos adversos significativos sobre os usos específicos ou no ambiente em geral. O **Bom Potencial Ecológico** corresponde a uma classe de qualidade ecológica em que apenas ocorrem ligeiras modificações dos valores dos elementos de qualidade pertinentes em relação aos valores do **Máximo Potencial Ecológico**.

Os elementos de qualidade aplicáveis às massas de água fortemente modificadas são os aplicáveis à categoria de águas de superfície naturais que mais se assemelha à massa de água em questão. Assim, por exemplo, às MAFM em estuários aplicam-se os elementos de qualidade e índices desenvolvidos para a classificação das águas de transição.

Uma vez que as condições de referência para o Máximo Potencial Ecológico e os valores das fronteiras de qualidade para as MAFM não foram ainda definidos, aplica-se uma metodologia para determinação do Potencial Ecológico que **conjuga a aplicação dos índices do estado ecológico com a implementação de medidas de mitigação**.

Assim, para a classificação do Potencial Ecológico, numa primeira fase, aplicam-se os índices desenvolvidos para os vários elementos biológicos de forma equivalente à determinação do estado ecológico. Numa segunda fase, verifica-se se a MAFM tem as medidas de mitigação implementada (CIS WFD, 2019). Caso as medidas de mitigação para a massa de água estejam a ser aplicadas, o resultado sobe uma classe de qualidade. Por exemplo, uma MAFM classificada com estado ecológico razoável para o elemento de qualidade macroinvertebrados bentónicos, mantém o potencial ecológico razoável, caso as medidas de mitigação não estejam a ser implementadas ou atinge o bom potencial ecológico, caso todas as medidas de mitigação passíveis de ser implementadas estejam em curso.

No caso do Potencial Ecológico, o **nível de confiança** associado à classificação é o mesmo que resulta da aplicação dos índices do estado ecológico aos vários elementos de qualidade aplicáveis à massa de água a classificar. Da mesma forma, a interpretação dos resultados deve ter em consideração a variabilidade espacial e temporal dos parâmetros e os potenciais erros associados à aplicação dessas metodologias.

7. Critérios de classificação do estado químico e poluentes específicos

O **estado químico** está relacionado com a presença de substâncias prioritárias e outros poluentes, que em condições naturais não estariam presentes ou estariam presentes em concentrações reduzidas, e que são suscetíveis de causar danos significativos no ambiente aquático, para a saúde humana ou ao nível do biota.

Estas substâncias são identificadas a nível comunitário, de entre as que apresentam um risco significativo para o ambiente aquático ou por seu intermédio. A seleção das substâncias prioritárias resulta de um procedimento de priorização baseado em princípios científicos (em conformidade com o definido no n.º 2 do artigo 16.º da DQA). Seguindo os princípios definidos, a priorização e identificação das substâncias prioritárias baseia-se essencialmente na sua perigosidade e presença no ambiente aquático. Em particular, é tido em consideração o critério Persistência, Toxicidade e Bioacumulação (PTB). As substâncias persistentes, tóxicas ou bioacumuláveis são denominadas por prioritárias. As substâncias persistentes, tóxicas e bioacumuláveis são designadas prioritárias e perigosas. Os outros poluentes (na aceção da Diretiva das Substâncias Prioritárias) são referentes a substâncias que já se encontravam previstos em diplomas legais comunitários.

No âmbito da DQA, a identificação das **substâncias prioritárias** integra-se na estratégia de combate à poluição da água, que prevê o controlo de emissões de substâncias prioritárias, com a adoção das medidas necessárias por parte dos EM para reduzir gradualmente a poluição provocada por substâncias prioritárias e fazer cessar ou suprimir gradualmente as emissões, descargas e perdas de substâncias perigosas prioritárias.

Importa ter presente que a poluição química das águas de superfície representa uma ameaça para o ambiente aquático, com efeitos como toxicidade aguda e crónica para os organismos aquáticos, acumulação no ecossistema e perdas de habitats e de biodiversidade, além de constituir uma ameaça para a saúde humana. Neste enquadramento, o cumprimento, ou não cumprimento, das normas de qualidade ambiental (NQA) que se encontram definidas para as substâncias prioritárias e outros poluentes resulta na classificação do estado químico numa de duas classes: Bom ou Insuficiente. Assim, o Bom estado químico é alcançado quando as concentrações das substâncias prioritárias e outros poluentes no domínio da política da água cumprem as NQA definidas.

Atendendo a que as normas de qualidade ambiental têm em consideração a perigosidade intrínseca das substâncias, em particular a sua ecotoxicidade aquática, pode concluir-se que existe uma relação entre o estado químico e o estado Ecológico.

O normativo de suporte para avaliação do estado químico das águas superficiais inclui as seguintes Diretivas:

- Diretiva 2008/105/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de dezembro, transposta para a ordem jurídica nacional pelo Decreto-Lei n.º 103/2010, de 24 de setembro, relativa a normas de qualidade ambiental no domínio da política da água, que estabelece as Normas de Qualidade Ambiental (NQA) para 33 substâncias prioritárias e 8 outros poluentes da Diretiva 76/464/CEE, de 4 de maio, relativa à poluição causada por determinadas substâncias perigosas lançadas no meio aquático. Além disso, esta Diretiva prevê a identificação de zonas designadas por Zonas de Mistura (ZM), com o objetivo de delimitar áreas adjacentes a pontos de descarga.
- Diretiva 2013/39/UE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de agosto, transposta para a ordem jurídica nacional pelo Decreto-Lei n.º 218/2015, de 7 de outubro, que altera a Diretiva Quadro da Água e a Diretiva 2008/105/CE, de 16 de dezembro, no que respeita às substâncias prioritárias no domínio da política da água, e procede à:
 - Revisão da lista de substâncias prioritárias, nos termos do artigo 16.º, n.º 4, da Diretiva Quadro da Água, e do artigo 8.º da Diretiva 2008/105/CE;
 - Identificação de novas substâncias para ação prioritária ao nível da União, para as quais define as NQA;
 - Atualização das NQA de determinadas substâncias da lista anterior em função do progresso científico;
 - Definição das NQA para o biota, para algumas substâncias prioritárias da lista anterior e para algumas das novas substâncias prioritárias identificadas;
 - Definição de uma análise de tendência das substâncias prioritárias determinadas nos sedimentos.

Assim, o **estado químico** das massas de água é determinado nas matrizes água, biota e sedimentos, de acordo com os critérios que se apresentam nos pontos seguintes.

Adicionalmente, a DQA considera como poluentes quaisquer substâncias que, pela sua introdução nas águas, solo ou ar, sejam suscetíveis de provocar danos para a saúde humana, para os ecossistemas aquáticos ou para outros ecossistemas que deles dependam. Dentro destas substâncias poluentes são denominadas **poluentes específicos** aquelas que, não sendo consideradas como prioritárias a nível comunitário (ou seja, não abrangidas pela Diretiva das Substâncias Prioritárias), são ainda assim descarregadas em quantidade significativa nas massas de água e apresentam capacidade potencial de influenciar os resultados da avaliação do estado Ecológico, motivo pelo qual devem ser sujeitas a controlo de descargas, emissões e perdas. De salientar que, alguns dos parâmetros constantes da lista de poluentes específicos, decorrem da antiga Diretiva das Substâncias Perigosas das Águas Superficiais (Diretiva 76/464/CEE de 4 de maio), atendendo à perigosidade desses poluentes para o meio ambiente.

A avaliação da qualidade ecológica com base nestas substâncias (poluentes específicos) é realizada de acordo com Normas de Qualidade Ambiental (NQA).

Importa referir que, não obstante os poluentes específicos contribuírem para a avaliação do estado ecológico considerou-se pertinente, caracterizar estes poluentes juntamente com as substâncias prioritárias, dado o carácter químico dos mesmos. No entanto, a avaliação final dos poluentes específicos será integrada no estado ecológico.

A lista de **poluentes específicos** foi recentemente atualizada, no contexto dos trabalhos relativos aos PGRH do 3.º ciclo de Planeamento. O processo de revisão teve por base as listas de poluentes passíveis de estarem associados às diversas tipologias de pressão, quer pontuais quer difusas, que possam causar impactes nas massas de água conducentes à degradação da qualidade da água.

Para efeitos de avaliação da qualidade ecológica, considera-se que o Bom estado Ecológico é atingido se a média aritmética para o período analisado for inferior ao valor definido para a norma.

7.1 Matriz água

A lista de Substâncias Prioritárias utilizadas na avaliação do estado químico das massas de água superficiais e as normas de qualidade que devem ser utilizadas para aferir o Bom estado, encontram-se mencionadas na Diretiva das Substâncias Prioritárias. No Quadro 7.1 sintetizam-se as substâncias prioritárias determinadas nas massas de águas superficiais interiores bem como nas massas de água de transição e costeiras. No Anexo V encontram-se as normas de qualidade aplicáveis conforme a categoria de massa de água.

Quadro 7.1– Substâncias prioritárias para avaliação do estado químico nas massas de água superficiais.

Substâncias Prioritárias	N.º CAS	Águas Interiores	Águas de Transição e Costeiras
Alacloro	15972-60-8	X	X
Antraceno	120-12-7	X	X
Atrazina	1912-24-9	X	
Benzeno	71-43-2	X	X
Cádmio e compostos de cádmio	7440-43-9	X	X
Tetracloroeto de carbono	56-23-5	X	X
Clorfenvinfos	470-90-6	X	X
Clorpirifos (Clorpirifos-etilo)	2921-88-2	X	X
DDT total	n.a.	X	X
p, p-DDT	50-29-3	X	X
1,2-Dicloroetano	107-06-2	X	X
Diclorometano	75-09-2	X	X
Ftalato de di(2-etil-hexilo) (DEHP)	117-81-7	X	X
Diurão	330-54-1	X	X
Endossulfão	115-29-7	X	
Fluoranteno	206-44-0	X	X
Hexaclorobenzeno	118-74-1	X	X
Hexaclorobutadieno	87-68-3	X	X
Hexaclorociclo-hexano (lindano)	608-73-1	X	
Isoproturão	34123-59-6	X	X
Chumbo e compostos de chumbo	7439-92-1	X	X
Mercúrio e compostos de mercúrio	7439-97-6	X	X
Naftaleno	91-20-3	X	X
Níquel e compostos de níquel	7440-02-0	X	X

Nonilfenóis (4-nonilfenol)	84852-15-3	X	X
Octilfenóis ((4-(1,1',3,3'-tetrametilbutil)-fenol))	140-66-9	X	
Pentaclorofenol	87-86-5	X	X
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP)	n.a.	-	
Benzo(a)pireno	50-32-8	X	X
Benzo(b)fluoranteno	205-99-2	X	X
Benzo(k)fluoranteno	207-08-9	X	X
Benzo(g,h,i)perileno	191-24-2	X	
Indeno(1,2,3-cd)pireno	193-39-5	X	
Simazina	122-34-9	X	X
Tetracloroeteno	127-18-4	X	X
Tricloroeteno	79-01-6	X	
Triclorometano	67-66-3	X	X
Trifluralina	1582-09-8	X	X
Ácido perfluorooctanossulfónico e seus derivados (PFOS)	1763-23-1	X	X
Quinoxifena	124495-18-7	X	
Aclonifena	74070-46-5	X	X
Bifenox	42576-02-3	X	X
Cibutrina	28159-98-0	X	X
Diclorvos	62-73-7	X	X
Terbutrina	886-50-0	X	

De acordo com o procedimento de classificação disposto na Diretiva supramencionada, o Bom estado químico é atingido quando:

- A média aritmética de cada substância prioritária for inferior à norma de qualidade ambiental, e/ou;
- A concentração máxima admissível de cada substância prioritária não ultrapassa a NQA.

Importa referir que, no respeitante aos metais dissolvidos, quando a média ultrapassa a norma de qualidade ambiental calcula-se a sua biodisponibilidade, tendo-se adotado o método de cálculo PNEC-PRO (www.pnec-pro.com) disponibilizado pela Comissão Europeia. Neste momento, este procedimento só está definido para o cobre, zinco, chumbo e níquel dissolvidos.

Acresce ainda que, para efeitos de cálculo, tanto para as substâncias prioritárias como para os poluentes específicos, os resultados inferiores ao limite de quantificação foi considerado metade deste valor conforme o disposto no Art. 5.º, Decreto-Lei n.º 83/2011, de 20 de junho. Podem ainda considerar-se, para efeitos de cálculo, o seguinte:

- Se o resultado corresponde a uma soma de valores todos quantificáveis, será apresentado pela soma de todas as parcelas.
- Se o resultado corresponde a uma soma de valores inferiores ao limite de quantificação, com pelo menos uma parcela quantificável, será apresentado com o resultado quantificável.

Salienta-se ainda que, nos casos em que o limite de quantificação é superior à norma de qualidade, o resultado não foi considerado em termos de avaliação do estado das massas de água. No respeitante à apresentação de resultados para a soma de isómeros e de substâncias importa referir que, quando todos os valores são inferiores ao limite de quantificação, deverá ser apresentado o valor mais elevado.

No respeitante aos poluentes específicos para as águas superficiais sintetizam-se as substâncias consideradas e respetivas NQA no Quadro 7.2.

Quadro 7.2 – Poluentes específicos para avaliação do estado ecológico nas massas de água superficiais.

Poluentes Específicos	N.º CAS	Norma de Qualidade Ambiental	
		Águas Interiores (µg/l)	Águas de Transição e Costeiras (µg/l)
2, 4, 5-Triclorofenol	95-95-4	0,13	0,13
2, 4, 6-Triclorofenol	88-06-2	0,26	0,26
2,4-D (ácido 2,4-Diclorofenoxiacético sais e ésteres)	94-75-7	0,30	0,30
2,4-Diclorofenol	120-83-2	1,6	0,16
Antimónio dissolvido	7440-36-0	5,6	-
Arsénio dissolvido	7440-38-2	50	25
Bário dissolvido	7440-39-3	140	-
Bentazona	25057-89-0	80	-
Cobre dissolvido ⁽¹⁾	7440-50-8	7,8	-
Crómio dissolvido	7440-47-3	4,7	-
Dimetoato	60-51-5	0,07	0,007
Etilbenzeno	100-41-4	65	10
Fosfato de Tributilo (Tributilfosfato)	126-73-8	66	6,6
Linurão	330-55-2	0,15	-
MCPP (Mecoprope)	7085-19-0	5,5	0,30
Xileno (total)	1330-20-7	2,4	0,24
Tolueno	108-88-3	74	7,4
Zinco dissolvido ⁽¹⁾	7440-66-6	7,8 (para dureza da água ≥ 24 mg/l CaCO ₃); 3,1 (para dureza da água <24 mg/l CaCO ₃)	-
Terbutilazina	5915-41-3	0,22	-
Desetilterbutilazina (metabolito)	30125-63-4	0,14	-
Cianetos Totais (CN)	57-12-5	5,0	5,0
Bisfenol-A	80-05-7	0,20	-
Lítio dissolvido	7439-93-2	1,65 mg/l	-
Amoníaco (NH ₃)	1336-21-6	25; 50 ⁽²⁾	-
Substâncias ativas dos pesticidas, incluindo os respetivos metabolitos e produtos de degradação e de reação ⁽³⁾		0,1	0,1

(1) - Depende de pH, DOC e dureza da água.

(2) - Limiar 50 µg/l aplicável apenas às albufeiras do tipo Sul.

(3) - Entende -se por «pesticidas» os produtos fitofarmacêuticos e os biocidas tal como definidos nas Diretivas n.os 91/414/CEE e 98/8/CE, respetivamente.

Tendo em conta que, nos últimos anos se tem registado um aumento significativo de pesticidas presentes nas massas de água, considerou-se pertinente incluir nos poluentes específicos o grupo pesticidas, englobando as substâncias ativas dos pesticidas bem como os respetivos metabolitos e produtos de degradação e de reação. Pretende-se assim que os pesticidas que sejam detetados no

meio hídrico, mas que não tenham norma de qualidade regulamentada, possam ter uma norma aplicável, com o intuito de proteger a qualidade das massas de água superficiais.

As Normas de Qualidade Ambiental estabelecidas por Portugal para os poluentes específicos tiveram como base a informação resultante de Relatórios de Avaliação de Risco da *Environmental Chemical Agency* (ECHA) e de organizações oficiais a nível Europeu.

Tendo por base os resultados da monitorização para o período em análise, considera-se que uma massa de água está com Bom estado ecológico no âmbito dos poluentes específicos, quando a média aritmética no período não ultrapassa a NQA.

7.2 Matriz biota

No respeitante à matriz biota as substâncias prioritárias e respetivas normas de qualidade para avaliação do estado químico encontram-se no Quadro 7.3.

Quadro 7.3 – Substâncias prioritárias e normas de qualidade para avaliação do estado químico da matriz biota

Substâncias prioritárias	N.º CAS	NQA Peixe de água interior	NQA Bivalves de água costeira
		(µg/kg de peso húmido)	(µg/kg de peso húmido)
Éteres difenílicos bromados (PBDE)	32534-81-9	0,0085	-
Hexaclorobenzeno	118-74-1	10	-
Hexaclorobutadieno	87-68-3	55	-
Mercúrio e compostos de mercúrio	7439-97-6	20	-
Dicofol	115-32-2	33	-
Ácido perfluorooctanossulfónico e seus derivados (PFOS)	1763-23-1	9,1	-
Fluoranteno	206-44-0	-	30
Benzo(a)pireno	50-32-8	-	5
Dioxinas e compostos semelhantes a dioxinas	-	Soma PCDD+PCDF+PCB-DL 0,0065 µg.kg-1 TEQ	Soma PCDD+PCDF+PCB-DL 0,0065 µg.kg-1 TEQ

No que concerne à avaliação do estado químico para a matriz biota considera-se que uma massa de água está com Bom estado, quando a concentração anual não ultrapassa a NQA, conforme orientação vertida no Documento-Guia n.º 32 da Estratégia Comum de Implementação da DQA (European Union, 2014).

7.3 Matriz sedimentos

No respeitante à matriz sedimentos as substâncias prioritárias que serão objeto de avaliação encontram-se no Quadro 7.4.

Importa referir a importância desta matriz como complemento na avaliação do estado químico destas substâncias, dada a sua acumulação preferencial nos sedimentos em detrimento da matriz água. Como exemplo destacam-se as substâncias PBDEs, heptacloro e heptacloro epóxido que se efetuam preferencialmente nos sedimentos por serem um melhor indicador de poluição.

Quadro 7.4 – Substâncias prioritárias para avaliação de tendências na matriz sedimentos.

Substâncias prioritárias	N.º CAS
Antraceno	120-12-7
Éteres difenílicos bromados (PBDE)	32534-81-9
Cádmio e compostos de cádmio	7440-43-9
ftalato de di(2-etil-hexilo) (DEHP)	117-81-7
Fluoranteno	206-44-0
Hexaclorobenzeno	118-74-1
Hexaclorobutadieno	87-68-3
Hexaclorociclo-hexano (lindano)	608-73-1
Chumbo e compostos de chumbo	7439-92-1
Mercúrio e compostos de mercúrio	7439-97-6
Níquel e compostos de níquel	7440-02-0
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP)	n.a.
Benzo(a)pireno	50-32-8
Benzo(b)fluoranteno	205-99-2
Benzo(k)fluoranteno	207-08-9
Benzo(g,h,i)perileno	191-24-2
Indeno(1,2,3-cd)pireno	193-39-5
Compostos de tributilestanho (catião tributilestanho)	36643-28-4
Dioxinas e compostos semelhantes a dioxinas	-
Heptacloro e heptacloro epóxido	76-44-8/1024-57-3

No caso da matriz sedimentos, a Diretiva das Substâncias Prioritárias refere que a avaliação deve ser efetuada recorrendo a uma análise de tendência. Tendo em conta que ainda existem poucos dados de monitorização, para se utilizarem métodos estatísticos robustos, efetua-se uma análise de evolução temporal das concentrações para cada substância analisada.

ÁGUAS SUBTERRÂNEAS



Águas subterrâneas

8. Classificação das massas de água subterrâneas

A DQA estabelece um enquadramento para a proteção das águas subterrâneas que assegura a redução gradual da poluição das águas e evita o agravamento da sua poluição.

O artigo 4.º da DQA diz respeito aos objetivos ambientais e estabelece que os Estados Membros:

- Tomarão as medidas necessárias a fim de evitar ou limitar a descarga de poluentes nas águas subterrâneas e de evitar a deterioração do estado de todas as massas de água;
- Protegerão, melhorarão e reconstituirão todas as massas de água subterrâneas, garantindo o equilíbrio entre as captações e as recargas dessas águas, com o objetivo de alcançar o bom estado das águas subterrâneas;
- Aplicarão as medidas necessárias para inverter quaisquer tendências significativas persistentes para o aumento da concentração de poluentes que resulte do impacto da atividade humana, por forma a reduzir gradualmente a poluição das águas subterrâneas.

A proteção das massas de água subterrâneas é reforçada pela Diretiva 2006/118/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de dezembro, transposta para o direito interno através do Decreto-Lei n.º 208/2008, de 28 de outubro, que estabelece o regime de proteção das águas subterrâneas contra a poluição e deterioração e regulamenta a avaliação do estado químico das massas de água. Esta diretiva foi alterada pela Diretiva 2014/80/EU da Comissão, de 20 de junho de 2014, que altera o anexo II da Diretiva 2006/118/CE tendo sido transporta, para o direito interno, pelo Decreto-Lei n.º 34/2016, de 28 de junho.

Por sua vez, a Portaria n.º 1115/2009, de 29 de setembro, regula o procedimento para a avaliação e monitorização do estado quantitativo das massas de água subterrâneas com o objetivo de assegurar o bom estado quantitativo.

A nível europeu e no âmbito da Estratégia Comum de Implementação da Diretiva Quadro da Água, foram elaborados guias para apoiar os Estados Membros na implementação da DQA. No respeitante às águas subterrâneas, o Documento-Guia n.º 18 da Estratégia Comum de Implementação da DQA (European Communities, 2009) estabeleceu uma metodologia para avaliação dos estados químico e quantitativo. Portugal seguiu as orientações metodológicas preconizadas no guia.

Neste contexto, para se avaliar o estado químico e quantitativo de uma massa de água, torna-se necessário realizar uma série de testes químicos e quantitativos relevantes para os elementos em risco e que se aplicam à massa de água em questão. A classificação final da massa de água é obtida pela pior classificação dos testes, sendo necessário realizar todos aqueles que são relevantes e que se aplicam à massa de água.

O processo de classificação deverá indexar a cada massa de água uma única classe de estado. Para as águas subterrâneas são estabelecidas duas classes de estado, em resultado das pressões a que a massa de água se encontra sujeita: Bom ou Medíocre.

Conforme o Anexo V do Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de março, a apresentação da classificação do estado das massas de água subterrâneas deve seguir o seguinte esquema (Figura 8.1):



Figura 8.1 – Esquema representativo da classificação do estado das massas de água

A avaliação do Estado de uma massa de água subterrânea envolve duas componentes cruciais e indissociáveis: o Estado Quantitativo e o Estado Químico. Para que uma massa de água subterrânea esteja em Bom Estado implica que ambos os estados têm de estar, como Bom.

O processo de classificação do Estado das massas de água é uma etapa fundamental para as políticas de gestão dos recursos hídricos, uma vez que permite realizar avaliações periódicas do panorama nacional e avaliar a evolução da qualidade das massas de água. Neste contexto, possibilita a identificação de massas de água que se encontram em estado inferior a bom e em risco de não cumprir os objetivos ambientais.

8.1 Classificação do estado quantitativo

O bom estado quantitativo, de acordo com o disposto no artigo 4.º da DQA, é o estado de um meio hídrico subterrâneo em que o nível piezométrico é tal que os recursos hídricos subterrâneos disponíveis não são ultrapassados pela taxa média anual de captação a longo prazo, não estando por isso sujeitas a alterações antrópicas.

A definição do bom estado quantitativo das massas de águas subterrâneas deve considerar os critérios previstos na Portaria n.º 1115/2009, de 29 de setembro, que são os seguintes:

- O nível de água na massa de água subterrânea deve ser tal que os recursos hídricos subterrâneos disponíveis não sejam ultrapassados pela taxa média anual de extração a longo prazo, de acordo com o n.º 2.1.2. do anexo V do Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de março;
- A ocorrência de alterações na direção do escoamento subterrâneo em consequência de variações de nível não compromete o bom estado quantitativo, desde que essas alterações:
 - não provoquem intrusões de água salgada, constantes e claramente identificadas;
 - não impeçam que sejam alcançados os objetivos ambientais especificados nos termos do artigo 4.º para as águas de superfície que lhe estão associadas (EDAS);
 - não provoquem danos significativos nos ecossistemas terrestres diretamente dependentes (ETDAS) da massa de água subterrânea.
- Considera-se que uma massa de água subterrânea atinge o bom estado quantitativo quando a taxa média anual de captações a longo prazo for inferior a 80% da recarga média anual a longo prazo. O limiar dos 80% da recarga corresponde aos recursos hídricos subterrâneos disponíveis.

Importa referir que neste 3.º ciclo de planeamento, face à diminuição da precipitação nos últimos 20 anos, considerou-se oportuno diminuir o limiar dos recursos subterrâneos disponíveis de 90% para 80% da recarga média anual a longo prazo, com o intuito de proteger e preservar as águas subterrâneas, face à diminuição das disponibilidades hídricas subterrâneas e aumento das extrações sobre as massas de água.

A metodologia para avaliar o estado quantitativo das massas de água subterrâneas é composta por um conjunto de testes relevantes, de acordo com o Documento-Guia n.º 18 (European Communities, 2009), a saber:

- Teste do balanço hídrico subterrâneo;
- Teste do escoamento superficial;
- Teste da avaliação dos ecossistemas terrestres dependentes das águas subterrâneas (ETDAS);

- Teste da intrusão salina ou outra.

A avaliação final do estado quantitativo será determinada pela pior classificação dos testes quantitativos relevantes, ou seja, por exemplo, se a classificação de um teste for medíocre então a classificação final da massa de água subterrânea é medíocre.

Para avaliação do estado quantitativo das massas de água subterrâneas considera-se crucial a determinação de dois parâmetros: as extrações existentes em cada massa de água e a recarga média anual a longo prazo.

Seguidamente, apresenta-se a metodologia para o cálculo da recarga anual média de água subterrânea a longo prazo.

8.1.1 Avaliação da recarga das massas de água

Entende-se por disponibilidade hídrica subterrânea o volume de água que uma massa de água subterrânea pode fornecer, anualmente, em condições naturais. Este volume está intrinsecamente associado à recarga direta por precipitação. No entanto, ao nível das massas de água subterrâneas poderão ocorrer outras origens de recarga, nomeadamente, as trocas de água com outras massas de água e processos de drenagem. Dado que não se conhece a influência da recarga induzida, os valores de disponibilidade aproximam-se dos valores associados ao regime natural.

No decurso do 3.º ciclo de planeamento, decorreu um projeto do Instituto Superior de Engenharia do Porto (ISEP) com a APA, I.P., designado “Desenvolvimento de métodos específicos para a avaliação da recarga das massas de água subterrâneas, para melhorar a avaliação do estado quantitativo”, com término em julho de 2017. Este trabalho definiu uma metodologia, a nível nacional, para quantificar a recarga das massas de água subterrânea para os diferentes meios litológicos e, consequentemente, hidrogeológicos.

A recarga natural traduz-se num volume de água introduzido no subsolo, sem intervenção humana, sendo uma variável do ciclo hidrológico e define-se como a quantidade de água que é adicionada à massa de água subterrânea. É responsável pela formação e manutenção dos recursos hídricos subterrâneos.

O ISEP desenvolveu um Índice de Potencial de Infiltração (IPI), em que as áreas com maior potencial de infiltração correspondem a áreas que reúnem um conjunto de condições favoráveis à infiltração, tais como a litologia, a estrutura, o grau de alteração das rochas, a densidade de lineamentos tectónicos, a ocupação do solo, a densidade da rede hidrográfica, o declive e a precipitação. Estes fatores foram cruzados em ambiente SIG, de acordo com diferentes fatores de ponderação e diversos pesos específicos dentro de cada fator. Estes pesos e fatores de ponderação foram calculados através do método AHP – Analytical Hierarchy Process (ISEP, 2017).

Tendo os diferentes fatores agrupados nas categorias geológica, geográfica, hidrogeomorfológica e hidroclimatológica, foram construídos mapas de base, com o seu fator de ponderação e peso específico, de cada um dos fatores e utilizados no cálculo das áreas de maior potencial de infiltração, com recurso às ferramentas de análise espacial dos SIG. O resultado final corresponde a um ficheiro, em que cada uma das células tem o valor correspondente ao somatório dos diferentes fatores. Os valores máximos são obtidos nas áreas onde se combinam os valores máximos de cada um dos fatores de ponderação.

No estudo definiram-se 14 zonas piloto, em diferentes meios hidrogeológicos – poroso, cársico e fissurado para aferição dos resultados obtidos através do índice com a avaliação hidrodinâmica de cada uma destas áreas. Foram tidos em consideração os caudais extraídos, área de contribuição e a precipitação média anual da área de estudo para o cálculo da taxa de recarga.

Para cada meio hidrogeológico ajustaram-se os parâmetros que influenciam a recarga, uma vez que estes apresentam importâncias diferentes conforme o tipo de litologia presente. O seu peso relativo foi recalculado através do método AHP, referido anteriormente.

Seguidamente, apresentam-se os esquemas metodológicos definidos para a avaliação da recarga (Figura 8.2, Figura 8.3 e Figura 8.4), nos três meios hidrogeológicos considerados: fissurado, cársico e poroso, utilizando o IPI.

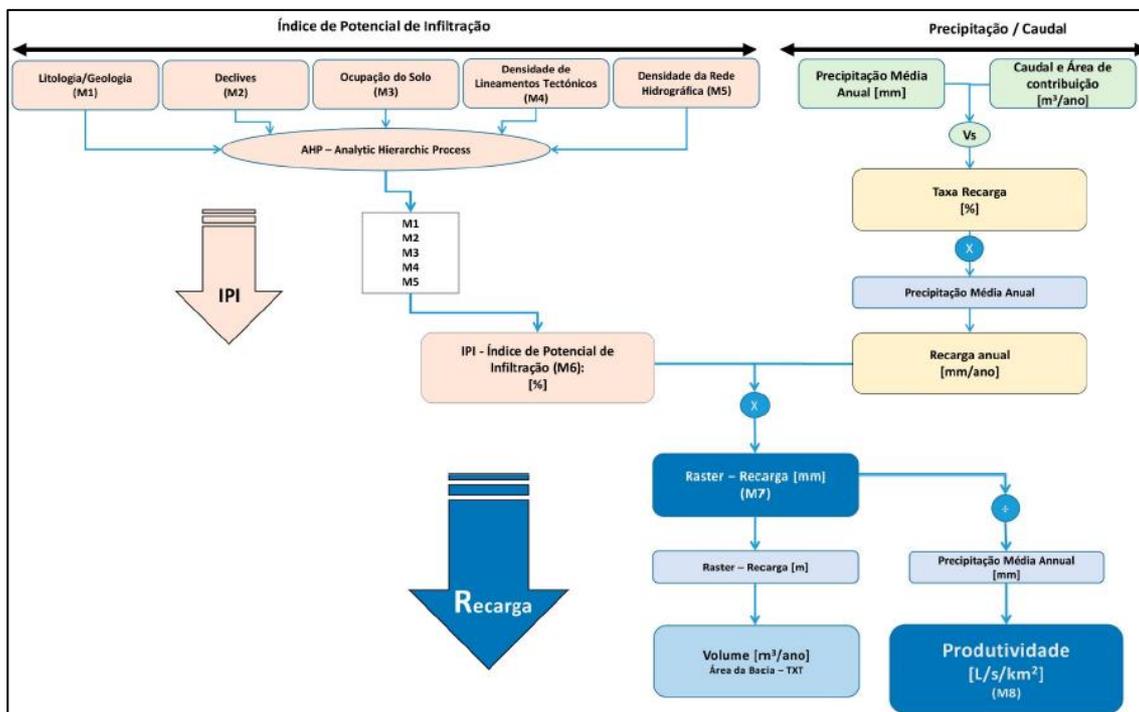


Figura 8.2 – Esquema metodológico para a avaliação da recarga com base no IPI, para meios fissurados (ISEP, 2017)

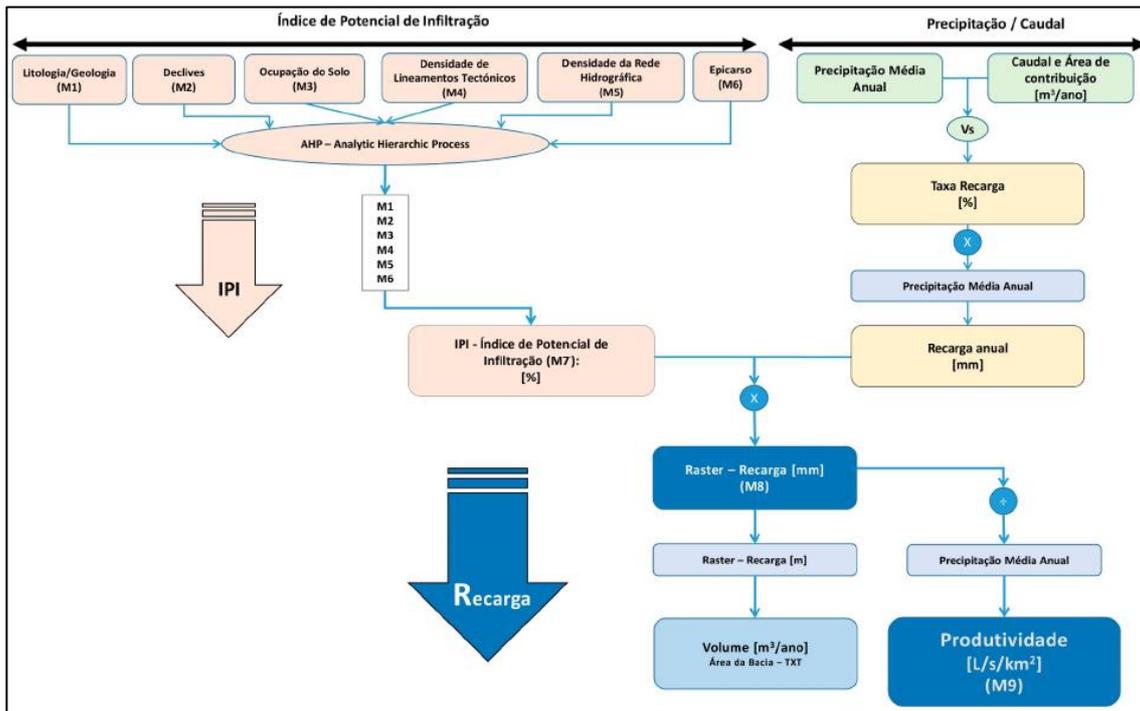


Figura 8.3 – Esquema metodológico para a avaliação da recarga com base no IPI, para meios cársicos (ISEP, 2017)

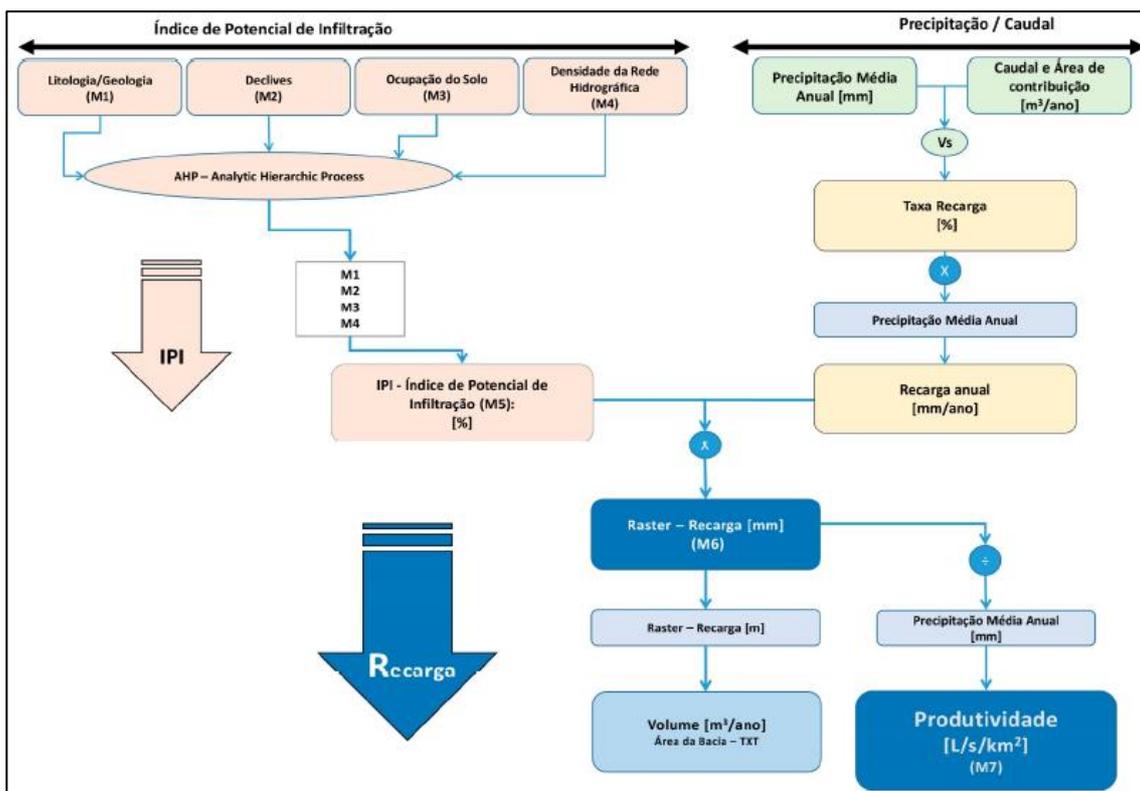


Figura 8.4 – Esquema metodológico para a avaliação da recarga com base no IPI, para meios porosos (ISEP, 2017)

Os fatores que afetam o potencial de infiltração são os seguintes:

- i. Litologia/Geologia

O tipo de litologia, estrutura e grau de alteração têm implicações nas diferentes propriedades das formações geológicas, afetando a infiltração, o fluxo subterrâneo e a sua produtividade.

ii. Densidade de lineamentos tectónicos

Os lineamentos tectónicos podem ser usados para inferir o potencial fluxo e armazenamento de água subterrânea, num determinado maciço, bem como na determinação dos principais parâmetros hidrogeológicos desse mesmo maciço. Os lineamentos indicam possíveis áreas de infiltração e circulação de água.

iii. Ocupação do solo

A ocupação do solo e dos afloramentos rochosos é um fator muito importante nos estudos relacionados com as águas subterrâneas, em especial nos que se focam na infiltração e na recarga. A presença de coberto vegetal retarda o escoamento superficial, aumentando assim a possibilidade de infiltração em profundidade, entre outros aspetos, enquanto a presença de zonas impermeabilizadas contribui para que não ocorra recarga nessas áreas.

iv. Densidade da rede hidrográfica

A análise do padrão e densidade da rede hidrográfica permite complementar a avaliação das áreas potenciais de infiltração, uma vez que a sua estrutura está, em geral, dependente da litologia, o que fornece informações valiosas acerca de percolação da água. Assim, áreas com maior densidade de drenagem terão um peso inferior, uma vez que quanto maior for a quantidade de água que escoar superficialmente, menor é a quantidade disponível para infiltração, assumindo que o escoamento superficial é uma função inversa da circulação subterrânea (aqui não estão quantificadas as interações entre as massas de água superficiais e subterrâneas que ocorrem em determinadas zonas do país).

v. Declive

Este fator é um dos mais importantes que influenciam a infiltração de água e vai condicionar, bastante, o tempo de permanência da água superficial num local, sendo uma função inversa dos valores de declives nesse mesmo local.

vi. Precipitação

Uma vez que a precipitação é a principal origem de água para infiltração, o fator de ponderação atribuído a este parâmetro teve em consideração os valores de precipitação médios, do balanço hídrico mensal bem como as variações espaciais da precipitação.

vii. Epicarso

As rochas carbonatadas apresentam especificidades particulares, relativamente à circulação e armazenamento de água subterrânea. Assim, quanto mais estiverem presentes formações cársicas, como dolinas, sumidouros e mais fraturados se encontrarem, maior é o potencial de infiltração.

Após aferição dos valores obtidos pelo IPI e as zonas piloto, procedeu-se à regionalização para todas as massas de água subterrânea de Portugal Continental. Foi necessário recalcular os pesos para cada um dos fatores acima referidos.

Os valores mais elevados do IPI correspondem, naturalmente, às unidades calcárias na Orla Ocidental e na Orla Meridional, bem como às formações sedimentares das Orlas e das Bacias do Tejo e Sado. No Maciço Antigo identificam-se algumas zonas sedimentares assim como calcários. Quanto à taxa de recarga, foram definidas cinco classes de intervalo (< 8%, 8-16%, 16-24%, 24-32% e > 32%), sendo que a que predomina é a classe inferior a 8%, em 71,7% do território nacional.

Para o cálculo das disponibilidades hídricas por massa de água, utilizou-se a taxa de infiltração e a precipitação média, por ano hidrológico, de uma série com 90 anos de dados (período 1930-2016)

obtidos no âmbito do projeto “Avaliação das disponibilidades hídricas por massa de água e aplicação do Índice de escassez WEI+, visando complementar a avaliação do estado das massas de água”.

Seguidamente, procedeu-se ao cálculo dos recursos hídricos subterrâneos disponíveis, que consistem numa percentagem da recarga que, conforme referido anteriormente, corresponde a 80% da recarga média anual a longo prazo.

8.1.2 Avaliação das extrações nas massas de água subterrâneas

Esta avaliação consiste no terceiro passo do teste do balanço hídrico. Para isso foram calculadas as extrações, por massa de água subterrânea, por setor de atividade: urbano, agrícola, indústria, turismo, e outros.

Esta informação é proveniente dos inventários que se encontram vertidos no capítulo referente às pressões.

8.1.3 Avaliação do estado quantitativo

Tendo como informação de base a avaliação das extrações e os recursos hídricos subterrâneos disponíveis bem como os níveis piezométricos, é possível efetuar os testes preconizados no Documento-Guia n.º 18 (European Communities, 2009) para avaliação do estado quantitativo das massas de água subterrâneas.

Assim, considera-se que a primeira etapa é a avaliação do balanço hídrico, complementada pela aplicação dos outros testes relevantes para cada massa de água subterrânea. Os outros testes que se podem realizar, no âmbito da avaliação do estado quantitativo são: o escoamento superficial; o teste da intrusão salina ou outras e; o teste dos ecossistemas dependentes das águas subterrâneas.

8.1.3.1 Teste do balanço hídrico

Considera-se que o teste do balanço hídrico deve ser aplicado a todas as massas de água subterrânea, uma vez que vai permitir fazer uma primeira avaliação sobre a taxa de entrada e de saída de água subterrânea em cada uma das massas de água.

Neste âmbito, e no sentido de averiguar se as extrações não ultrapassam os recursos hídricos subterrâneos disponíveis, o procedimento gizado começou pelo cálculo do balanço entre a recarga média anual a longo prazo e as extrações, conforme a Figura 8.5.

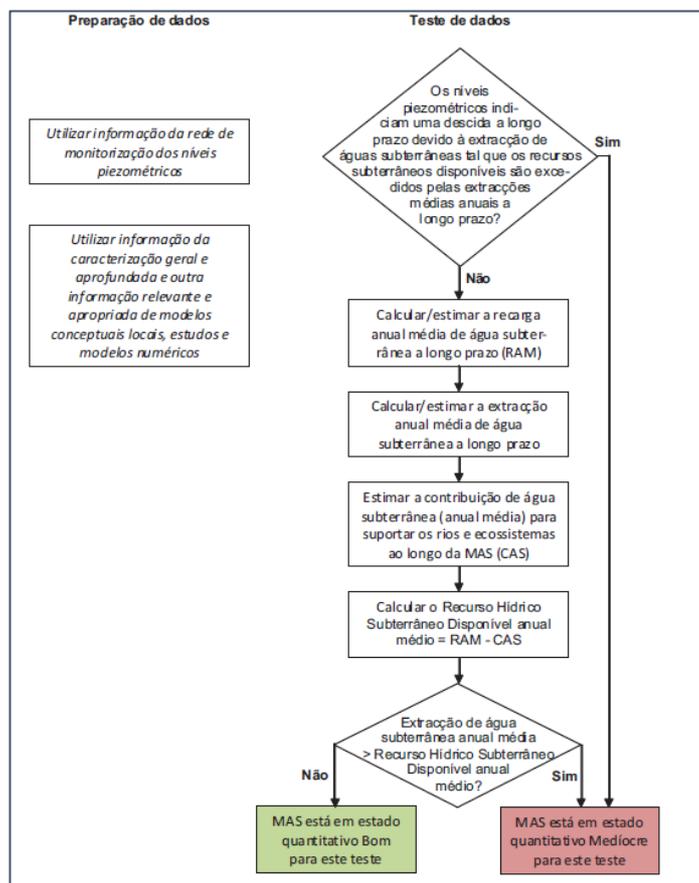


Figura 8.5 - Teste do balanço hídrico (adaptado do Documento-Guia n.º 18 (European Communities, 2009))

De acordo com o fluxograma da Figura 8.5, a primeira etapa corresponde à verificação se ocorre descida, a longo prazo, dos níveis piezométricos indiciando que os recursos hídricos disponíveis, a longo prazo, são excedidos pelas extracções, a longo prazo. Assim, foi feita a seguinte análise:

- ✓ a nível espacial, com a análise das superfícies piezométricas para os anos hidrológicos correspondentes ao período 2014-2019 no sentido de detetar se existem eventuais inversões de fluxo subterrâneo;
- ✓ a nível temporal, utilizou-se a série geral piezométrica para análise de evolução do nível piezométrico e análise de tendências.

Em termos de análise temporal, nomeadamente, para análise de tendência dos níveis piezométricos utilizou-se o método de estatística, não paramétrica, Mann-Kendall com o declive Sen, utilizando a ferramenta desenvolvida no âmbito do Projeto “Avaliação de análise de tendências para o aumento da concentração de poluentes nas massas de água subterrânea e do inverso da tendência para os poluentes responsáveis pelo estado medíocre das massas de água” (IST, 2017).

Tendo por base os recursos hídricos subterrâneos disponíveis e as extracções, por massa de água, então procedeu-se ao cálculo do balanço, sendo que é positivo quando a taxa de recarga é superior às extracções e é negativo, quando a taxa de extracções é superior à taxa de recarga. Conforme o resultado do teste, assim a massa de água se encontra em estado quantitativo bom ou medíocre, respetivamente.

8.1.3.2 Teste de escoamento superficial

Neste teste consideraram-se as massas de água superficial associadas (EDAS) e o seu estado ecológico. Para além disso, observou-se se na massa de água superficial existe uma pressão significativa.

8.1.3.3 Teste da intrusão salina ou outra

O teste da intrusão salina ou outras aplica-se nas massas de água em que se verifique alteração do nível piezométrico, devido ao aumento de extração de água subterrânea por ação antrópica. Este teste é o mesmo que se realiza na avaliação do estado químico e verifica se existe intrusão salina em massas de água subterrâneas costeiras ou de outro tipo, como seja a provocada pela circulação da água subterrânea em evaporitos presentes em profundidade (formações adjacentes), ou intrusão proveniente de uma massa de água superficial com uma qualidade de água medíocre. Para este teste não se pode considerar quando existe um rebaixamento do nível piezométrico devido a causas naturais, como o que ocorre quando há diminuição da recarga de água subterrânea, devido à diminuição da precipitação.

8.1.3.4 Teste dos ETDAS (ecossistemas terrestres dependentes das águas subterrâneas)

Este teste só se realiza para aquelas massas de água onde tenham sido identificados os ETDAS.

8.1.4 Avaliação final do estado quantitativo

A avaliação final do estado quantitativo é determinada pela pior classificação dos testes que se aplicam à massa de água subterrânea, ou seja, se por exemplo, a classificação de um teste for medíocre, então a classificação final da massa de água é medíocre.

Acresce-se ainda que, com o intuito de uma melhor proteção do recurso hídrico subterrâneo, atendendo ao decréscimo significativo da precipitação ao longo das duas últimas décadas com repercussões na diminuição também da recarga, recorreu-se, na avaliação do estado quantitativo, ao índice de escassez das massas de água subterrâneas. Neste contexto, uma massa de água que tenha passado em todos os testes apropriados, mas que tenha um índice de escassez severo ou extremo, considera-se que está em bom estado quantitativo mas em risco de não cumprir os objetivos ambientais, tornando-se necessário aplicar medidas que visem a proteção e preservação do recurso hídrico subterrâneo e que garanta as necessidades de água às utilizações já concedidas.

Como consequência, nas massas de água com estado quantitativo medíocre não deverão ser permitidas novas captações, com exceção de captações de abastecimento público ou, na renovação de captações já existentes desde que o caudal não seja superior ao anteriormente concedido.

No caso das massas de água com estado quantitativo bom mas em risco de não cumprir os objetivos ambientais, poderão ser autorizadas novas captações, uma vez que apresentam ainda alguma disponibilidade, desde que as extrações totais nessa massa de água não ultrapassem 80% da recarga média anual a longo prazo.

8.2 Classificação do estado químico

A definição do estado químico de uma massa de água subterrânea tem por base os critérios e termos previstos no n.º 2.3 do Anexo V do Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de março, e no Decreto-Lei n.º 208/2008, de 28 de outubro, que transpõe para a ordem jurídica interna a Diretiva n.º 2006/118/CE, de 12 de dezembro, alterado pelo Decreto-Lei n.º 34/2016, de 28 de junho e deve considerar o seguinte:

- As normas de qualidade da água subterrânea referidas no anexo I do Decreto-Lei n.º 208/2008, de 28 de outubro, alterado pelo Decreto-Lei n.º 34/2016, de 28 de junho, relativas a nitratos e a substâncias ativas dos pesticidas, incluindo os respetivos metabolitos e produtos de degradação e de reação;
- Os limiares que vierem a ser estabelecidos em conformidade com o procedimento previsto na parte A do anexo II do Decreto – Lei n.º 208/2008, de 28 de outubro, alterado pelo Decreto-Lei n.º 34/2016, de 28 de junho, para os poluentes, grupos de poluentes e indicadores de poluição que tenham sido identificados como contribuindo para a caracterização das massas ou grupo de massas de água subterrânea consideradas em risco, tendo em conta, pelo menos, a lista da parte B do Anexo II do mesmo decreto-lei:
 - Substâncias, iões, ou indicadores, que podem ocorrer naturalmente ou como resultado de atividades humanas:
 - Arsénio;
 - Cádmio;
 - Chumbo;
 - Mercúrio;
 - Azoto amoniacal;
 - Cloreto;
 - Sulfato;
 - Nitritos;
 - Fósforo total.
 - Substâncias sintéticas artificiais:
 - Tricloroetano;
 - Tetracloroetano.
 - Parâmetro indicativo de intrusões salinas ou outras:
 - Condutividade.
- Os limiares de qualidade aplicáveis ao bom estado químico da água subterrânea baseiam-se na proteção da massa de água, concedendo particular atenção às suas repercussões e inter-relação com as águas de superfície e ecossistemas terrestres associados e as zonas húmidas diretamente dependentes, devendo ser tidos em conta, nomeadamente, conhecimentos de toxicologia e de ecotoxicologia;
- Os limiares podem ser estabelecidos a nível nacional, a nível da região hidrográfica ou a nível da parte da região hidrográfica internacional situada no território nacional ou ainda a nível da massa ou grupo de massas de água subterrânea.

8.2.1 Limiares

A Diretiva Filha das águas subterrâneas, transposta pelo Decreto-Lei n.º 208/2008, de 28 de outubro, na sua redação atual, estabelece que a lista dos limiares deve ser revista a cada ciclo de planeamento, podendo ser introduzidas novas substâncias, serem retiradas, ou revistos os valores estabelecidos no ciclo anterior, devido a um melhor conhecimento sobre novas informações de poluentes ou indicadores de poluição, tendo em vista a proteção da saúde humana e do ambiente.

Assim, neste terceiro ciclo de planeamento procedeu-se à revisão dos limiares já estabelecidos e procedeu-se à introdução de novas substâncias, sendo que duas por imposição do Decreto-Lei n.º 34/2016, de 28 de junho, nitritos e fósforo total. No total foram estabelecidos limiares para 54 substâncias.

De referir que o teor de oxigénio é um parâmetro obrigatório a ser determinado nas massas de águas subterrâneas, de acordo com a DQA. Uma vez que os meios subterrâneos são redutores, em que não

há a presença de oxigénio, e que nos furos se recorre à bombagem, para a extração da amostra de água, considera-se que este parâmetro não é representativo das águas subterrâneas, pelo que não se estabeleceu limiar para este parâmetro. De referir que o contacto da amostra de água com a atmosfera também vai influenciar o conteúdo de oxigénio presente na amostra.

Com o intuito de avaliar o estado químico das massas de água subterrânea no 3.º ciclo, sintetizam-se no Quadro 8.1 os limiares que foram estabelecidos, todos a nível nacional.

Quadro 8.1 – Normas de qualidade e limiares estabelecidos a nível nacional

Parâmetro	Limiar	Norma de Qualidade
Nitrato (mg/l)		50
Pesticidas (substância individual) (µg/l)		0,1
Pesticidas (total) ¹ (µg/l)		0,5
Azoto amoniacal	0,5 mg/l NH ₄	
Condutividade	2500 µS/cm	
pH	5,5 - 9	
Arsénio total	10 µg/l	
Cádmio total	5 µg/l	
Chumbo total	10 µg/l	
Mercúrio total	1 µg/l	
Cloreto	250 mg/l	
Sulfato	250 mg/l	
Fósforo total	0,13 mg/l P	
Nitrito	0,5 mg/l	
Tricloroeteno	Σ=10 µg/l	
Tetracloroeteno		
Alumínio total	200 µg/l	
Antimónio total	10 µg/l	
Bário total	1300 µg/l	
Boro total	2,4 mg/l	
Cianetos totais	50 µg/l	
Cobre total	2,0 mg/l	
Crómio total	50 µg/l	
Ferro total	200 µg/l	
Fluoretos	1,5 mg/l	
Manganês total	50 µg/l	
Níquel total	20 µg/l	
Selénio total	30 µg/l	
Zinco total	50 µg/l	
Urânio	30 µg/l	
Lítio total	1,65 mg/l	
Oxidabilidade	5,0 mg/l O ₂	
TPH (C10-C40)	10 µg/l	
1,2-dicloroetano	3,0 µg/l	
Cloreto de vinilo (cloroeteno)	0,5 µg/l	
Diclorometano	20 µg/l	

¹ Entende-se por “total” a soma de todos os pesticidas individuais detetados e quantificados durante o processo de monitorização, incluindo os respetivos metabolitos e produtos de degradação e de reação.

Parâmetro	Limiar	Norma de Qualidade
Triclorometano (clorofórmio)	6,0 µg/l	
Microbiológicos (E. coli, Enterococos)	20 (n.º/100ml)	
Naftaleno	0,01 µg/l	
Acenafteno	0,06 µg/l	
Acenaftileno	1,3 µg/l	
Antraceno	0,0007 µg/l	
Fenantreno	0,003 µg/l	
Fluoreno	1,5 µg/l	
Pireno	0,0023 µg/l	
Fluoranteno	0,003 µg/l	
Benzo[a]antraceno	0,0001 µg/l	
Criseno	0,003 µg/l	
Benzo[a]pireno	0,01 µg/l	
Benzo[b]fluoranteno	Σ=0,1 µg/l	
Benzo[k]fluoranteno		
Benzo[g,h,i]perileno		
Indeno[1,2,3-cd]pireno		
Dibenzo[a,h]antraceno	0,0014 µg/l	
Benzeno	1,0 µg/l	
Etilbenzeno	4,0 µg/l	
Tolueno	7,0 µg/l	
Xilenos (total)	2,4 µg/l	

Apresentam-se no Anexo VI as exceções aos limiares, a nível nacional, a serem considerados em algumas massas de água, uma vez que há substâncias que ocorrem naturalmente, sendo a concentração de fundo superior ao limiar estabelecido a nível nacional. Nestes casos, estabeleceu-se um limiar específico para essas massas de água, tendo em conta a concentração de fundo.

Uma massa de água subterrânea encontra-se em bom estado químico sempre que:

- os resultados relevantes da monitorização tenham demonstrado que as condições definidas no n.º 2.3.2 do Anexo V do Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de março (intrusão salina, qualidade química das massas de água superficiais, ecossistemas terrestres diretamente dependentes da massa de água) estão a ser cumpridas; ou
- os valores das normas de qualidade de água subterrânea e os limiares estabelecidos não sejam excedidos em nenhum ponto de monitorização nessa massa de água.

É ainda considerada em bom estado químico, uma massa de água subterrânea se o valor de uma norma de qualidade ou limiar forem excedidos, em um ou mais pontos de monitorização, desde que uma investigação apropriada confirme que:

- As concentrações de poluentes que excedam as normas ou limiares de qualidade não são consideradas como representando um risco ambiental significativo, atendendo, quando se tal revelar pertinente, à extensão da massa de água afetada;
- As outras condições do bom estado químico da água subterrânea fixado no quadro 2.3.2 do Anexo V do Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de março, (intrusão salina, qualidade química das massas de água superficiais, ecossistemas terrestres diretamente dependentes da massa de água) estão a ser satisfeitas, nos termos do Anexo III;
- No caso das massas de água subterrânea identificadas em conformidade com o n.º 4 do artigo 48.º da Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro (massas de água destinadas a captação para

consumo humano), seja assegurada a necessária proteção das mesmas, de modo a evitar a deterioração da sua qualidade, a fim de reduzir o nível de tratamentos de purificação necessário na produção de água potável;

- As utilizações da massa de água subterrânea não foram comprometidas de modo significativo pela poluição.

De acordo com os documentos orientadores da Comissão Europeia, designadamente o Documento-Guia n.º 18 (European Communities, 2009) (Figura 8.5) a metodologia para avaliar o estado químico das massas de água consiste numa agregação dos dados e faz-se a comparação com as normas de qualidade e limiares estabelecidos. Caso todas as estações de qualidade, de uma massa de água, apresentem um valor médio abaixo dos normativos legais, então a massa de água subterrânea encontra-se em bom estado químico, ficando assim concluído o processo de avaliação do estado químico.

No caso de haver pelo menos uma estação de monitorização de qualidade que apresente um valor médio acima das normas de qualidade ou dos limiares, então ter-se-á que proceder a uma investigação apropriada que consiste na realização de vários testes relevantes para cada massa de água subterrânea. Esta investigação vai permitir avaliar se a excedência das normas de qualidade ou dos limiares vai ser responsável, ou não, pela classificação da massa de água em estado químico medíocre.

Assim, aquela investigação é composta por um conjunto de testes que a seguir se enumeram:

- Teste da avaliação global do estado químico;
- Teste de diminuição da qualidade química ou ecológica das massas de água superficiais;
- Teste de avaliação dos ecossistemas terrestres dependentes das águas subterrâneas (ETDAS);
- Teste de proteção das águas de consumo;
- Teste da intrusão salina.

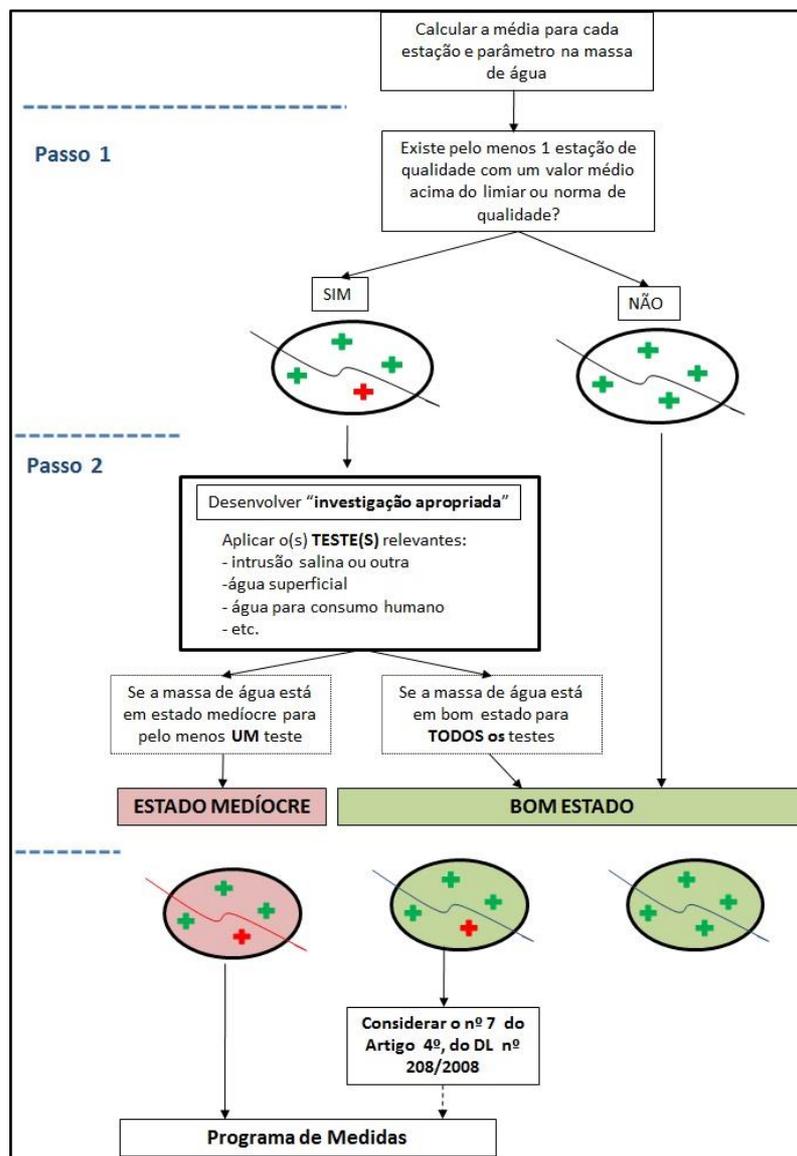


Figura 8.6 – Procedimento geral para a realização da avaliação do estado químico (adaptado do Documento-Guia n.º 18)

O mesmo Documento-Guia refere, ainda, que apenas os testes relevantes devem ser aplicados às massas de água, de acordo com as especificidades das mesmas.

A avaliação final do estado químico é determinada pela pior classificação dos testes acima referidos, ou seja, se a classificação de um teste for medíocre, a classificação final da massa de água é medíocre.

O período de monitorização considerado para esta avaliação química foi o correspondente aos anos 2014-2019, sendo os dados provenientes das redes de monitorização de vigilância e operacional das massas de água subterrânea.

De acordo com o procedimento adotado, e conforme a Figura 8.5, fez-se a agregação dos dados procedendo-se ao cálculo da média para cada parâmetro e estações que monitorizam a massa de água. No caso dos dados que são expressos abaixo do limite de quantificação, estes são substituídos por um valor que é igual à metade do valor do limite de quantificação, exceto para os pesticidas totais. Conforme a nota (2) do Anexo I do Decreto-Lei n.º 208/2008, de 28 de outubro, na sua redação atual, “total” significa a soma de todos os pesticidas individuais detetados e quantificados durante o processo de monitorização.

Para a soma dos pesticidas, se temos os valores todos inferiores ao limite de quantificação (LQ), considera-se o valor mais elevado dos LQ. Se uns valores são quantificados e outros estão abaixo do LQ, então divide-se, estes últimos, por dois e soma-se com os restantes, confrontando-se a média com a norma de qualidade.

O valor médio foi confrontado com as normas de qualidade e com os limiares estabelecidos para os parâmetros acima referidos. Se todas as estações de qualidade, de uma massa de água, apresentam um valor médio abaixo dos normativos legais, então a massa de água subterrânea encontra-se em bom estado químico, dando-se por concluído o processo de avaliação do estado químico.

No caso em que pelo menos uma estação de monitorização de qualidade apresenta um valor médio acima das normas de qualidade ou dos limiares, então procedeu-se à investigação apropriada que consistiu na realização de vários testes relevantes para cada massa de água subterrânea. Esta investigação permitiu avaliar se a excedência, das normas de qualidade ou dos limiares é responsável, ou não, pela classificação da massa de água em estado químico medíocre.

8.2.1.1 Teste da avaliação global

O primeiro teste a realizar é o teste da avaliação global do estado químico, conforme a Figura 8.6.

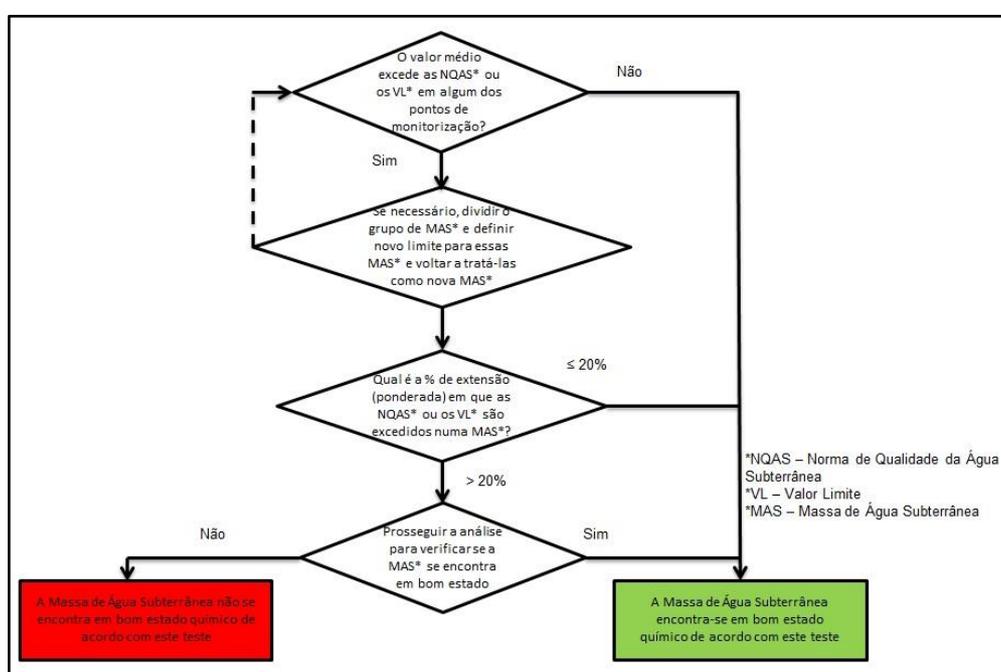


Figura 8.7 – Teste da Avaliação Global do Estado Químico (adaptado do Guia n.º 18)

Este teste consiste em calcular a percentagem de área da massa de água afetada. Se esta for superior a 20%, a massa de água encontra-se em estado químico medíocre para o(s) parâmetro(s) que levam a essa excedência. Em alguns casos, poder-se-à dividir a massa de água subterrânea, caso se justifique, tal como aconteceu, por exemplo, com as massas de água Sines ou a Campina de Faro, uma vez que a poluição identificada e localizada, permitiu recorrer a este procedimento, evitando assim que toda a massa de água seja colocada em estado químico medíocre, não havendo mais-valia na aplicação de medidas nas zonas não contaminadas. De referir que este procedimento está previsto no Guia n.º 18, já citado. Para o 3.º ciclo de planeamento não se procedeu à divisão de qualquer massa de água.

Para a determinação da extensão em que as normas de qualidade ou limiares foram excedidos, foi utilizada uma ferramenta, simples, de interpolação de área afetada através do método IDW (inverso da distância), utilizando sistemas de informação geográfica.

No caso de a área afetada ser inferior a 20%, da área da massa de água subterrânea, a massa de água encontra-se em bom estado químico, tendo passado neste teste.

Realizaram-se, seguidamente, todos os outros testes que se apliquem à massa de água.

8.2.1.2 Teste da diminuição da qualidade química ou ecológica das massas de água superficiais (EDAS)

O teste da diminuição da qualidade química ou ecológica das massas de água superficiais (EDAS), só se aplica às massas de água subterrânea que têm conexão com as massas de água superficiais, cujo estado químico está em risco de não atingir o bom estado, e é realizado para cada troço de massa de água superficial associado à massa de água subterrânea e para cada parâmetro relevante. Neste caso, consideraram-se, fundamentalmente, como parâmetros relevantes o nitrato e o fósforo.

Na Figura 8.8, pode observar-se o esquema para este teste. No final, a massa de água subterrânea tem um, de dois resultados: estado bom ou estado medíocre.

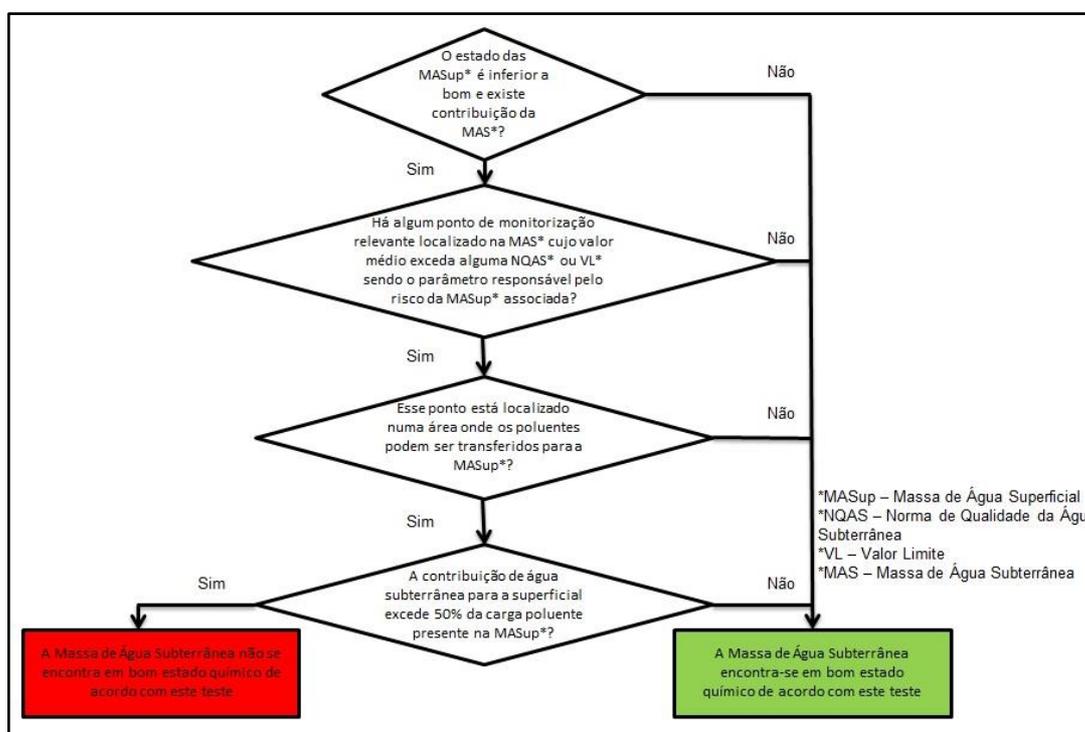


Figura 8.8 – Teste da Diminuição da Qualidade Química ou Ecológica das Massas de Água Superficiais (EDAS) (adaptado do Guia n.º 18)

8.2.1.3 Teste avaliação dos ecossistemas terrestres dependentes das águas subterrâneas (ETDAS)

No caso do teste dos ETDAS, avaliação dos ecossistemas terrestres dependentes das águas subterrâneas, deve ser realizado para cada ecossistema que tenha sido identificado numa massa de água subterrânea e para cada parâmetro relevante. Neste caso, consideraram-se, fundamentalmente, como parâmetros relevantes o nitrato e o fósforo. Na Figura 8.9 estão os passos a realizar para este teste.

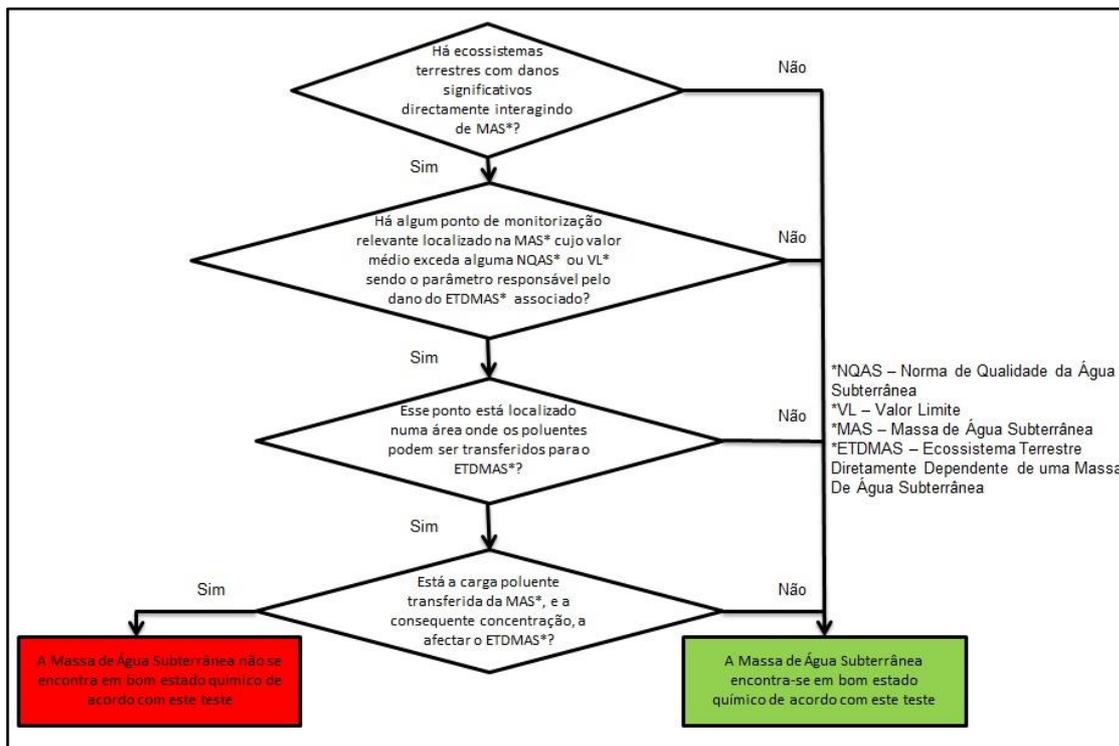


Figura 8.9 - Teste de Avaliação dos Ecossistemas Terrestres Dependentes das Águas Subterrâneas (ETDAS) (adaptado do Guia n.º 18)

Mais uma vez, o resultado deste teste poderá ser medíocre, caso a concentração da carga poluente transferida da massa de água subterrânea afete o ETDAS, ou bom, caso se verifique a situação contrária, isto é, a concentração da carga poluente transferida da massa de água subterrânea não afeta o ETDAS.

8.2.1.4 Teste de proteção das águas de consumo humano

Para o teste de proteção das águas de consumo humano (Figura 8.10), é necessário ter os dados de monitorização relativos às captações de abastecimento público, em que os resultados das análises são conferidos com o registo das zonas protegidas, sendo a classificação feita de acordo com as classes do Anexo I do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto. Sempre que a classe obtida é >A3, a massa de água está em estado químico medíocre para este teste.

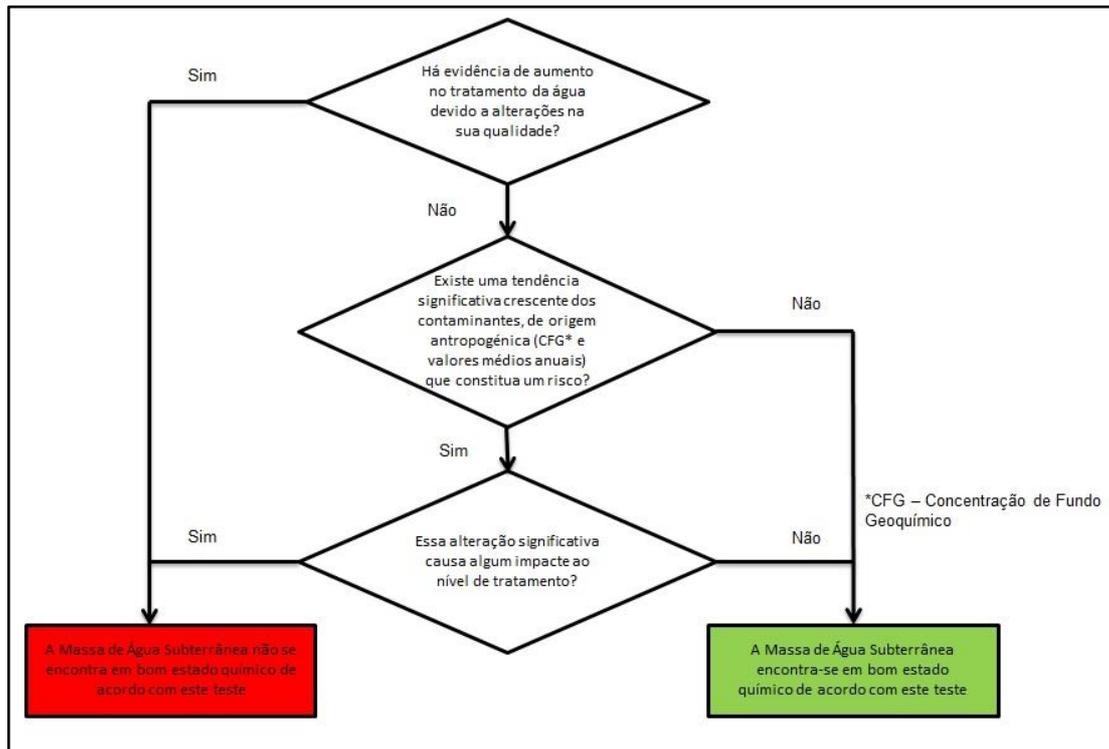


Figura 8.10 - Teste das Áreas de Proteção das Águas de Consumo Humano (adaptado do Guia n.º 18)

8.2.1.5 Teste da intrusão salina

Por último, o teste da intrusão salina ou outras aplica-se nas massas de água em que se verifique alteração do nível piezométrico, devido ao aumento de extração de água subterrânea por ação antrópica. Este teste é o mesmo que se realiza na avaliação do estado quantitativo e verifica se existe intrusão salina em massas de água subterrâneas costeiras ou de outro tipo, como seja a provocada pela circulação da água subterrânea em evaporitos presentes em profundidade (formações adjacentes), ou intrusão proveniente de uma massa de água superficial com uma qualidade de água medíocre.

Os passos a seguir na realização deste teste são os que estão expressos no esquema da Figura 8.11.

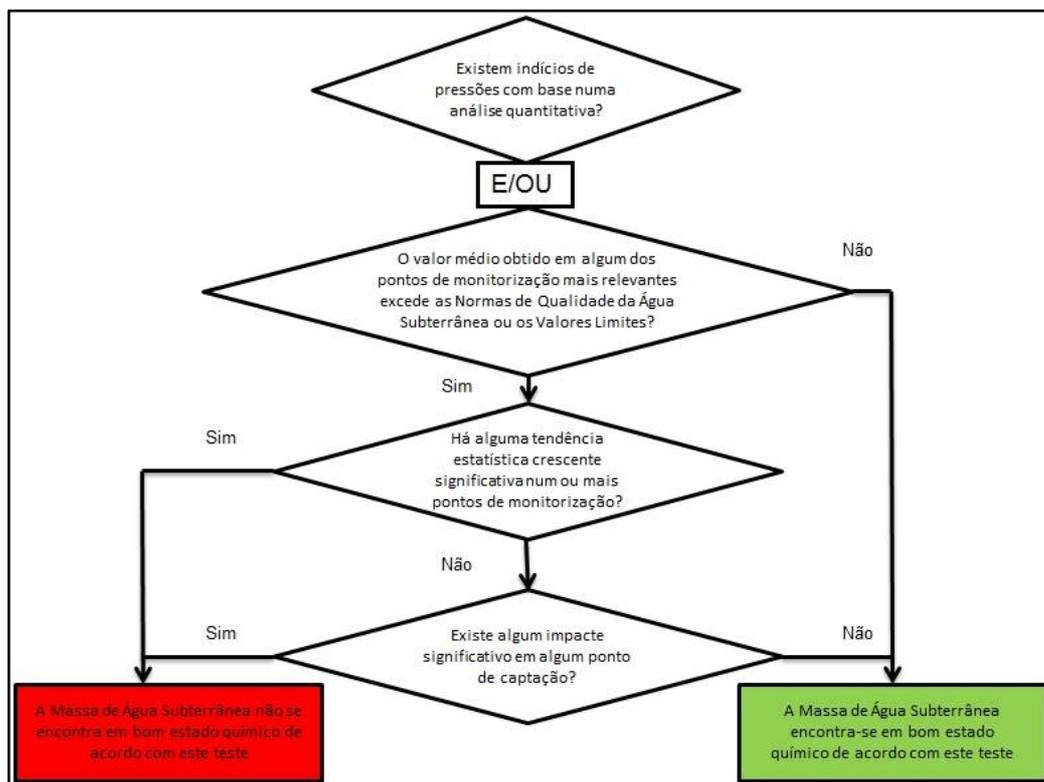


Figura 8.11 - Teste da Intrusão Salina (adaptado do Guia n.º 18)

É necessário verificar se existem indícios de pressões com base na análise quantitativa e/ou se o valor médio de um dos parâmetros, condutividade, cloreto ou sulfato, num ponto de monitorização relevante, isto é, que permita avaliar uma situação de intrusão, excede a norma de qualidade ou o limiar definidos.

8.2.2 Avaliação final do estado químico

Após a realização de todos os testes, que se aplicam a determinada massa de água, procede-se à avaliação final do estado químico dessa mesma massa de água.

Se todos os testes que foram realizados deram como resultado bom estado químico, então essa massa de água encontra-se em bom estado químico. No caso de algum dos testes ter tido como resultado estado químico medíocre, então a massa de água encontra-se em estado químico medíocre. Para estas massas de água, devem identificar-se o poluente ou poluentes, assim como aferir as pressões que contribuem para essa classificação, e delinear os programas de medidas a aplicar para inverter a classificação do estado medíocre para o bom estado químico.

Salienta-se ainda que, para as massas de água subterrâneas classificadas com estado químico medíocre, efetuou-se uma análise de tendência para averiguar o comportamento do poluente ao longo do tempo e, determinou-se o ponto de inversão dessa tendência. Considera-se que este ponto deve corresponder a 75% do limiar ou da norma de qualidade ambiental, por forma a se aplicar medidas atempadamente procurando que as concentrações não atinjam o valor limite.

Conforme o esquema de avaliação do estado químico, representado na Figura 8.6, observa-se que uma massa de água que vai a testes e no final obtém a classificação de bom estado, deve ser objeto de um programa de medidas, de acordo com o n.º 7 do artigo 4.º do Decreto-Lei n.º 208/2008, de 28 de outubro, alterado pelo Decreto-Lei 34/2016, de 28 de junho. Para esta(s) massa(s) de água também deverá existir um programa de monitorização operacional. Em termos de cumprimento dos objetivos ambientais, verifica-se que esta(s) massa(s) de água se encontra(m) em risco de não os atingir, devido

ao(s) parâmetro(s) que foram a testes mas passaram nestes e portanto encontram-se em bom estado químico.

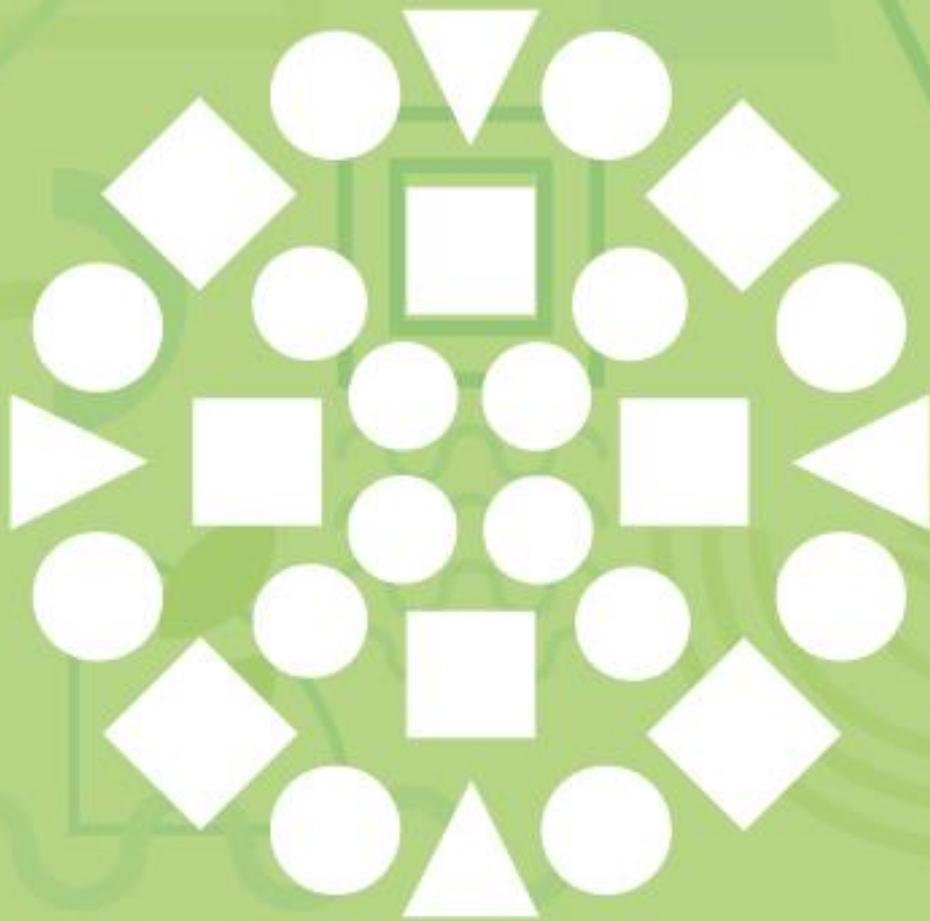
8.3 Classificação do estado global

A classificação do estado global das massas de água subterrânea é uma combinação da avaliação do estado quantitativo e do estado químico, sendo que prevalece a pior classificação. Assim, se uma massa de água apresenta bom estado quantitativo, mas estado químico medíocre, significa que o estado global é medíocre.

Esta avaliação do estado global não tem em conta a avaliação das zonas protegidas.

A avaliação final do estado global do 3.º ciclo de planeamento será comparada com a do 2.º ciclo, de modo a analisar a evolução do estado das massas de água e a determinar a localização das situações preocupantes, no sentido de as reverter. Permitirá, igualmente, aferir sobre a eficácia dos programas de medidas, uma vez que, nas massas de água com programas de medidas já implementados, há algum tempo, podem ser detetados sinais que indiciam uma melhoria, ou não, do seu estado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS



Referências bibliográficas

Bettencourt, A., Bricker, S.B., Ferreira, J.G., Franco, A., Marques, J.C., Melo, J.J., Nobre, A., Ramos, L., Reis, C.S., Salas, F., Silva, M.C., Simas, T., Wolff, W. (2003). Typology and Reference Conditions for Portuguese Transitional and Coastal Waters. INAG, IMAR, 99 pp.

Borgwardt, F., Leitner, P., Graf, W., Birk, S. 2019. Ex uno plures – defining different types of very large rivers in Europe to foster solid aquatic bio-assessment *Ecol. Indic.*, 107 (2019), Article 105599, 10.1016/j.ecolind.2019.105599

Brito A.C., Boia A., Camarão B., Cardoso I., Cardoso I.*, Cereja R., Cruz J., Gamito S., Garcia C., Gonçalves J.M.S., Heumüller J., Pedro P., Rocha C., Silva G., Neto J.M. (2020). MESCLA – “Melhorar e Complementar os Critérios de Classificação do Estado das Massas de Água de Transição e Costeiras” (Projeto POSEUR-03-2013-FC-000001). Relatório Final – Vol. II – Elementos Químicos e Físico-Químicos. APA/MONIPOR, 67p.

Brito, A.C., Brotas, V., Caetano, M., Coutinho, T.P., Bordalo, A., Icely, J., Neto, J.M., Serôdio, J., Moita, T. (2012a). Defining phytoplankton class boundaries in Portuguese transitional waters: An evaluation of the ecological quality status according to the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*: 5-14.

Brito, A.C., Quental, T., Coutinho, T.P., Branco, M.A.C., Falcão, M., Newton, A., Icely, J., Moita, T. (2012b). Phytoplankton Dynamics in Southern portuguese coastal lagoons during a discontinuous period of 40 years: An overview. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 110: 147-156.

Cabral, H.N., Fonseca, V.F., Gamito, R., Gonçalves, C.I., Costa, J.L., Erzini, K., Gonçalves, J., Martins, J., Leite, L., Andrade, J.P., Ramos, S., Bordalo, A., Amorim, E., Neto, J.M., Marques, J.C., Rebelo, J.E., Silva, C., Almeida, P.R., Domingos, I., Gordo, L.S., Costa, M.J. (2012). Ecological quality assessment of transitional waters based on fish assemblages in Portuguese estuaries: The Estuarine Fish Assessment Index (EFAI). *Ecological Indicators*: 144-153.

Caçador I., Lopes C.L., Cardoso I., Pacheco D., Pinto M.V., Silva J., Neto J.M. (2020). MESCLA – “Melhorar e Complementar os Critérios de Classificação do Estado das Massas de Água de Transição e Costeiras” (Projeto POSEUR-03-2013-FC-000001). Relatório Final – Vol. VII – Vegetação de Sapais. APA/MONIPOR, 50p.

Caçador, I., Neto, J.M., Duarte, B., Barroso, D.V., Pinto, M., Marques, J.C. (2013). Development of an Angiosperm Quality Assessment Index (AQuA-Index) for ecological quality evaluation of Portuguese water bodies – a multi metric approach. *Ecological Indicators*, 25: 141-148.

Catalan J., Ventura M., Munné, A. e Godé, L. 2003. Desenvolupament d'un índex integral de qualitat ecològica regionalització ambiental dels sistemes lacustres de Catalunya. Agència Catalana del Agua, 177 pp.

CIS WFD (2019). Guidance Document n.º 37. Steps for defining and assessing ecological potential for improving comparability of Heavily Modified Water Bodies. Common Implementation Strategy for the Water framework Directive. 134p.

Coutinho, M.T.P., Brito, A.C., Pereira, P., Gonçalves, A.S., Moita, M.T. (2012). A phytoplankton tool for water quality assessment in semi-enclosed coastal lagoons: Open vs closed regimes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 110: 134-146

European Communities (2003a). Monitoring under the Water Framework Directive. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Working Group 2.7 – Monitoring Guidance Document n.º 7. 155 pp.

European Communities (2003b). River and lakes – Typology, reference conditions and classification system, REFCOND. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document n.º 10. 87 pp.

European Communities (2003c). Transitional and Coastal Types – Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive Guidance Document n.º 5. 116p

European Communities (2005). Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Working Group 2A ECOSTAT. Guidance Document N.º 13. 47 pp.

European Communities (2009). Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document n.º 18. 82 pp.

European Union (2014). Guidance document no. 32 on biota monitoring (the implementation of eqsbiota) under the water framework directive. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). 87p

European Union (2015). Procedure to fit new or updated classification methods to the results of a completed intercalibration exercise. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document n.º30. 33 pp.

Feio, M.J., Aguiar, F.C., Almeida, S.F.P., Ferreira, J., Ferreira, M.T., Elias, C., Serra, S.R.S., 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., Tornes, E., Tziortzis, I., Urbanic, G., Vieira, C., (2014). Least disturbed condition for European Mediterranean rivers. *Science of Total Environment*, 476–477, pp. 745-756

Fonseca V., Gonçalves J.M.S., Costa J.L., Cabral H., Domingos I., Escribano P., Henriques S., Monteiro P., Oliveira F., Pais M., Reis-Santos P., Neto J.M. (2020). MESCLA – “Melhorar e Complementar os Critérios de Classificação do Estado das Massas de Água de Transição e Costeiras” (Projeto POSEUR-03-2013-FC-000001). Relatório Final – Vol. IX – Ictiofauna. APA/MONIPOR, 70p.

Franco, A., Elliott, M., Franzoi, P. Torricelli, P. (2008). Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series* 354:219–228.

Froese, R., Pauly, D. Editors. (2019). FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, (12/2019)

Gaspar R., Pereira L., Silva J., Melo R., Mendes R.N., Tavares A.M., Neto J.M. (2020). MESCLA – “Melhorar e Complementar os Critérios de Classificação do Estado das Massas de Água de Transição e Costeiras” (Projeto POSEUR-03-2013-FC-000001). Relatório Final – Vol. V – Macroalgas Marinhas Substrato Rochoso. APA/MONIPOR, 56p.

INAG, I.P. (2008). Tipologia de rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da DirectivaQuadro da Água. I Caracterização abiótica. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

INAG, I.P. (2010). Tipologia de Massas de Água Fortemente Modificadas Albufeiras de Portugal Continental. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

ISEP (2017). Desenvolvimento de métodos específicos para a avaliação da recarga das massas de águas subterrâneas, para melhorar a avaliação do estdo quantitativo. Porto, 591 pp

IST (2017). Avaliação de análise de tendências para o aumento da concentração de poluentes nas massas de água subterrânea e do inverso da tendência para os poluentes responsáveis pelo estado medíocre das massas de água. Lisboa, 291 pp

Leunda, P.M., Elvira, B., Ribeiro, F., Miranda, R., Oscoz, J., Alves, M.J., Collares-Pereira, M.J. (2009). *International Standardization of Common Names for Iberian Endemic Freshwater Fishes*. Volume 28(2):189-202.

Neto J.M., Gamito S., Silva G., Afonso C., Afonso I., Cardoso I., Costa J.L., Fernandes J., Fernández L.D., Mateus M., Medeiros J.P., Ramos D., Sousa A.P., Chaínho P. (2020c). MESCLA – “Melhorar e Complementar os Critérios de Classificação do Estado das Massas de Água de Transição e Costeiras” (Projeto POSEUR-03-2013-FC-000001). Relatório Final – Vol. VIII – Macroinvertebrados Bentónicos. APA/MONIPOR, 101p.

Neto J.M., Gaspar R., Pereira L., Marques J.C. (2012). Marine Macroalgae Assessment Tool (MarMAT) for intertidal rocky shores. Quality assessment under the scope of the European Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 19: 39-47.

Neto J.M., Melo R., Mace R., Martins M., Mendes R.N., Pacheco D., Parreira F., Santos R., Silva J. (2020a). MESCLA – “Melhorar e Complementar os Critérios de Classificação do estado das Massas de Água de Transição e Costeiras” (Projeto POSEUR-03-2013-FC-000001). Relatório Final – Vol. IV – Macroalgas Oportunistas. APA/MONIPOR, 43p.

Neto J.M., Melo R., Mace R., Martins M., Mendes R.N., Pacheco D., Parreira F., Santos R., Silva J. (2020b). MESCLA – “Melhorar e Complementar os Critérios de Classificação do Estado das Massas de Água de Transição e Costeiras” (Projeto POSEUR-03-2013-FC-000001). Relatório Final – Vol. VI – Prados Marinhos. APA/MONIPOR, 43p.

Neto, J.M, Barroso, D.V., Barria P. (2013). Seagrass Quality Index (SQI), a Water Framework Directive compliant tool for the assessment of transitional and coastal intermareal areas. *Ecological Indicators* 30, 130-137.

Orfanidis S., Panayotidis P., Uglund K.I. (2011). Ecological Evaluation Index continuous formula (EEI-c) application: a step forward for functional groups, the formula and reference condition values. *Mediterranean Marine Science* 12 (1): 199–231.

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

Phillips, G., Birk, S., Bohmer, J., Kelly, M., Willby, N., Poikane, S. (2018). The use of pressure-response relationships between nutrients and biological quality elements as a method for establishing nutrient supporting element boundary values for the Water Framework Directive. EUR 29499 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-79-98199-9. Doi:10.2760/226649, JRC114381.

Raven, P.J., Fox, P.J.A., Everard, M., Holmes, N.T.H. e Dawson, F.H. (1997). River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality, in Boon, P.J and Howell, D.L. (Eds), *Freshwater Quality: Defining the indefinable?* The Stationery Office, Edinburgh, 215-234.

Scanlan, C. M., Foden, J., Wells, E. and Best, M. A. (2007). The monitoring of opportunistic macroalgal blooms for the water framework directive. *Marine Pollution Bulletin* 55(1–6): 162-171.

Teixeira, H., Neto, J.M., Patrício, J., Veríssimo, H., Pinto, R., Salas, F., Marques, J.C. (2009). Quality assessment of benthic macroinvertebrates under the scope of WFD using BAT, the Benthic Assessment Tool. *Marine Pollution Bulletin* 58 (10), 1477-1486.

UK TAG (2005). UK Technical advisory group on the Water Framework Directive. Guidance on the Selection of Monitoring Sites and Building Monitoring Networks for Surface Waters and Groundwater.

UK TAG (2007). UK Technical advisory group on the Water Framework Directive. Recommendations on Surface Water Classification Schemes for the purposes of the Water Framework Directive.

Vale, C., Raimundo, J., Caetano, M. (2014). Estabelecimento de sistemas de classificação no âmbito da Diretiva-Quadro da Água (DQA), Limites, Avaliação do Estado Químico e Pressões da Atividade Humana. Relatório de Projeto do Projeto EEMA, 40pp.

Vale, C., Raimundo, J., Caetano, M. (2015). Estabelecimento de sistemas de classificação no âmbito da Diretiva-Quadro da Água (DQA), Limites e Avaliação do Estado Químico nas Lagoas Costeiras. Relatório de Projeto do Projeto EEMA, 15pp.

Venice System (1958). Symposium on the classification of brackish waters, Venice April 8–14, 1958. *Archives Oceanography and Limnology* 11, suppl, 1–248.

WFD CIS (2019). Steps for defining and assessing ecological potential for improving comparability of Heavily Modified Water Bodies. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document n.º 37. 147p

ANEXOS



Anexo I - Tipologias das massas de água superficiais

Rios

Na definição da tipologia para rios para Portugal Continental foi aplicado o Sistema B, sendo este uma das abordagens preconizadas no Anexo II da DQA para caracterização de massas de água de superfície. Neste contexto, análise realizada integrou variáveis consideradas como fatores obrigatórios (altitude, dimensão da área de drenagem, latitude, longitude e geologia), bem como algumas variáveis consideradas como fatores facultativos (declive médio do escoamento, precipitação média anual, coeficiente de variação da precipitação, escoamento, temperatura média anual e amplitude térmica média anual) (INAG, 2008).

O processo de estabelecimento de uma tipologia de massas de água da categoria rios seguiu então os seguintes passos: (i) seleção dos fatores facultativos, (ii) análise estatística multivariada (ordenação e classificação) das variáveis quantitativas climáticas e morfológicas para a identificação de regiões morfoclimáticas, (iii) interceção 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, diatomáceas (fitobentos), macrófitos e peixes, obtida em campanhas de amostragem efetuadas em locais de referência (INAG, 2008).

Desta forma, em Portugal Continental foram definidos 15 tipos de rios:

- Rios Montanhosos do Norte (M)
- Rios do Norte de Pequena Dimensão ($N1 \leq 100 \text{ km}^2$)
- Rios do Norte de Média-Grande Dimensão ($N1 > 100 \text{ km}^2$)
- Rios do Alto Douro de Média-Grande Dimensão (N2)
- Rios do Alto Douro de Pequena Dimensão (N3)
- Rios de Transição Norte-Sul (N4)
- Rios do Litoral Centro (L)
- Rios do Sul de Pequena Dimensão ($S1 \leq 100 \text{ km}^2$)
- Rios do Sul de Média-Grande Dimensão ($S1 > 100 \text{ km}^2$)
- Rios Montanhosos do Sul (S2)
- Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado (S3)
- Calcários do Algarve (S4)
- Rios Grandes do Norte - Rios Minho e Douro (GR Norte)
- Rios Grandes do Centro - Rio Tejo (GR Centro)
- Rios Grandes do Sul - Rio Guadiana (GR Sul)

A Figura I.1 apresenta a distribuição dos vários tipos de rios definidos para Portugal Continental, excluindo os Grandes Rios.

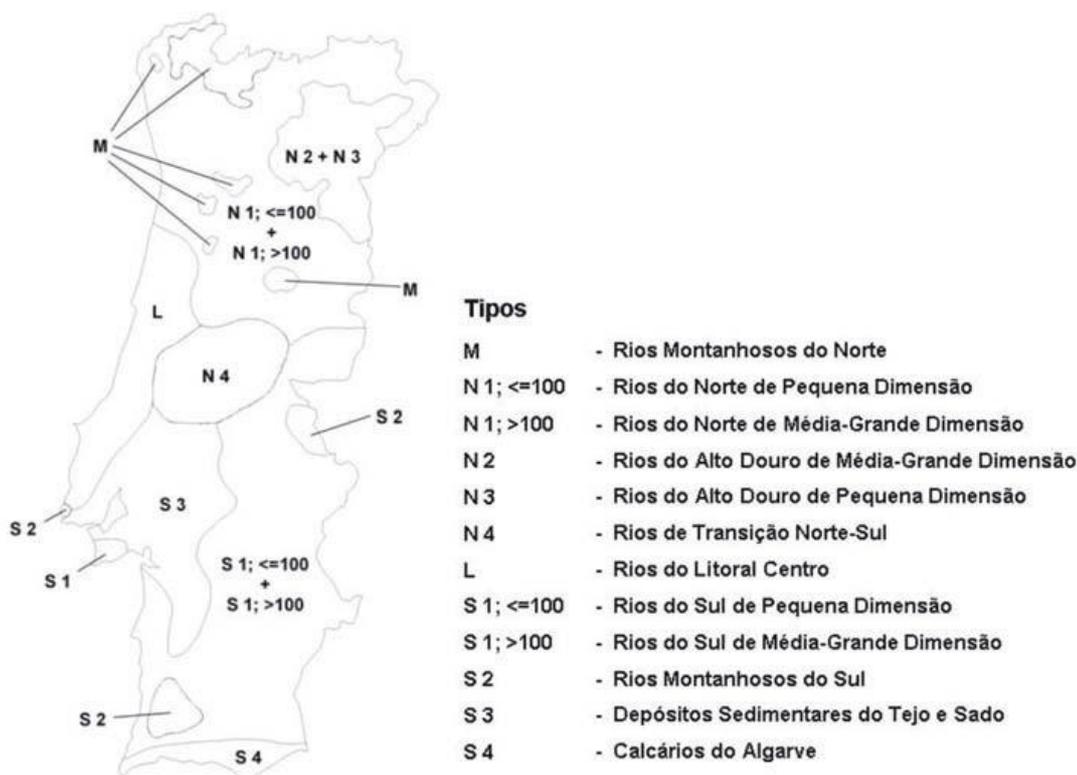


Figura I.1 - Tipos de Rios definidos para Portugal Continental, excluindo Grandes Rios. (Fonte: INAG, 2008).

As características específicas de cada tipo de rio de Portugal Continental podem ser consultadas em INAG, 2008.

Albufeiras

No âmbito da implementação da DQA foi estabelecida uma tipologia para as Massas de Água Fortemente Modificadas – Albufeiras assentes nos descritores tempos de residência, área da bacia drenante e regime de exploração, e também nas disparidades evidentes na Península Ibérica em relação à geologia, clima e composição iónica da água (INAG, 2010).

Desta forma, as albufeiras foram classificadas em três tipos abióticos: as Albufeiras do Norte (hidroelétricas de águas frias), as Albufeiras do Sul (irrigação/abastecimento de águas quentes) e Albufeiras de Curso Principal.

Na Figura I.2 apresenta-se a distribuição dos três tipos de Massas de Água Fortemente Modificadas – Albufeiras existentes em Portugal Continental, bem como um resumo das principais características que as distinguem. Mais detalhes relativamente às características específicas de cada tipo de albufeira podem ser consultados em INAG, 2010.

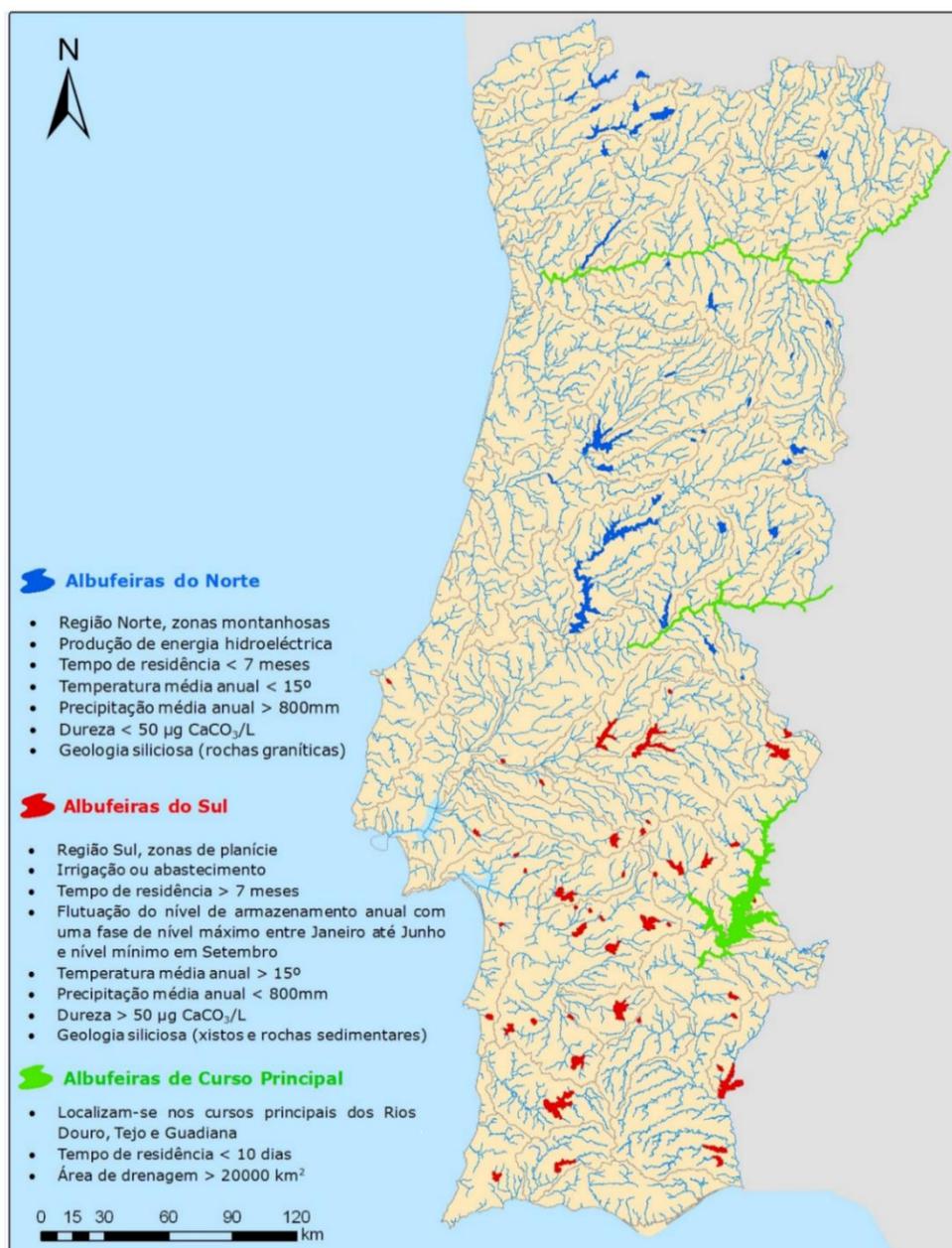


Figura I.2 Tipos de Massas de Água Fortemente Modificadas – Albufeiras definidos para Portugal Continental

Águas de Transição

A definição da tipologia nacional de águas de transição foi feita no âmbito do projeto TICOR (2003) – Typology and Reference Conditions for Portuguese Transitional and Coastal Waters (Bettencourt *et al.*, 2004). A definição desta tipologia baseou-se no Sistema B do Anexo II da DQA, por se adequar mais à definição dos tipos nacionais. Para efeitos metodológicos de identificação tipológica foram apenas considerados os sistemas de águas de transição mais relevantes, com mais de 1 km², de acordo com o documento guia (European Communities, 2003c). Deste processo resultaram dois tipos de águas de Transição:

- Estuário mesotidal estratificado – A1
- Estuário mesotidal homogéneo com descargas irregulares de rio – A2

O tipo A1 (Estuário mesotidal estratificado) encontra-se na zona norte de Portugal Continental, onde o regime pluviométrico é uniformemente distribuído ao longo dos meses de inverno. O tipo A2

(Estuário mesotidal homogéneo com descargas irregulares de rio) encontra-se na região centro e sul do país, onde ocorrem ocasionalmente episódios intensos de precipitação nos meses de inverno.

Por se considerar que estes agrupamentos não eram suficientes para traduzir a variabilidade de águas de transição existentes em Portugal Continental, foi feita uma reavaliação com vista à reclassificação nacional destes sistemas e agrupamento em sub-tipologias. Foi inicialmente considerada uma lista de parâmetros ambientais capazes de caracterizar estes sistemas em termos de condições hidrogeomorfológicas (Tabela 1). Através de tratamento estatístico dos dados, estes parâmetros foram usados para obter uma ordenação espacial dos estuários, e desta forma, agrupá-los com base na semelhança entre as suas características.

Assim, os estuários do tipo A1 ficaram divididos nas sub-tipologias A1.1 Norte-Estreitos (Minho, Lima, Cávado, Ave, Douro, Mondego e Lis) e A1.2 Norte-Largos (Ria de Aveiro) e os estuários do tipo A2 ficaram divididos nas sub-tipologias A2.1 Sul-Estreitos (Mira, Guadiana) e A2.2 Sul-Largos (Tejo e Sado).

Do ponto de vista das comunidades biológicas, as dimensões do sistema podem ditar diferenças ao nível da riqueza e diversidade, pelo que a sua separação em tipologias diferentes, potencialmente permitirá um melhor ajuste no momento de definir as condições de referência específicas a cada uma.

Quadro I.1 – Parâmetros hidro-geomorfológicos utilizados na caracterização de sistemas de águas de transição portuguesas.

Parâmetros hidro-geomorfológicos	Justificação
Estratificação	Distribuição dos parâmetros na coluna de água
Forma do Canal	Velocidade e características da descarga
Dimensão (área total, km ²)	Tempo de fluxo/ prisma de maré/ zonas de maior ou menor confinamento/ disponibilidade de habitats
Área intertidal (%)	Características e distribuição especial das comunidades biológicas
QMOD (m ³ /s)	Tempo de fluxo/ velocidade das correntes
QMOD (m ³ /s)/ Área bacia hidrográfica (x10 ³ km ²)	Características climáticas/ regime de pluviosidade
Média das Temperaturas Médias Diárias	Características climáticas/ sazonalidade
Rácio Amplitude Temperatura/ Temperatura Média	Características climáticas/ latitude

Águas Costeiras

A metodologia utilizada para a definição de tipologias de águas costeiras foi semelhante à descrita para as águas de transição (Bettencourt *et al.*, 2004), ou seja, a classificação das águas costeiras foi estabelecida usando o Sistema B proposto no âmbito da DQA, de acordo com as recomendações do Guia para Tipologia em Águas Costeiras e de Transição da EU (European Communities, 2003c), considerado o mais adequado à definição das tipologias nacionais. Relativamente às lagoas costeiras, para efeitos metodológicos de identificação tipológica apenas foram consideradas massas de água com dimensão superior a 1 km².

As águas costeiras portuguesas ficaram assim agrupadas de acordo com cinco tipos, dois relativos a lagoas costeiras e três de costa aberta:

- Lagoas Costeiras Semi-fechadas (A3) – aquelas que não estão em permanente contacto com a massa de água costeira adjacente: Barrinha de Esmoriz, Lagoa de Óbidos, Lagoa de Albufeira e Lagoa de Santo André;
- Lagoas Costeiras Abertas (A4) – aquelas que estão em permanente ligação com a massa de água costeira adjacente: Ria Formosa, Ria do Alvor;
- Costa Atlântica Mesotidal Exposta (A5) – desde o Minho ao Cabo Carvoeiro;

- Costa Atlântica Mesotidal Moderadamente Exposta (A6) – Desde o Cabo Carvoeiro à Ponta da Piedade (Algarve);
- Costa Atlântica Abrigada (A7) – Costa Sul, desde a Ponta da Piedade ao Guadiana.

Anexo II - Anexos referentes às macroalgas de substrato rochoso

O Quadro II.1 apresenta a Lista Reduzida de *Taxa* (RTL; Reduced *Taxa* List) para as tipologias nacionais de massas de águas costeiras (A5, A6 e A7) utilizada na classificação das macroalgas de substrato rochoso. É ainda apresentada a classificação dos *taxa* quanto ao Grupo de Estado Ecológico (ESG; Ecological Status Group), comportamento Oportunista, identificação de Espécie Exótica (EE) e comportamento potencialmente invasor (Invasora).

Quadro II.1 – Lista Reduzida de *Taxa* das Macroalgas de Substrato Rochoso

	RTL A5	RTL A6	RTL A7	ESG	Oportunista	EE	Invasora
CHLOROPHYTA							
Bryopsidales	sim	sim	sim	II			
<i>Codium eretos</i>	sim	sim	sim	II			
<i>Codium prostrados</i>		sim	sim	I			
Verdes filamentosas	sim	sim	sim	II	sim		
Ulvaes	sim	sim	sim	II	sim		
<i>Valonia</i> spp.		sim	sim	II			
OCHROPHYTA							
<i>Ascophyllum nodosum</i>	sim			I			
<i>Bifurcaria bifurcata</i>	sim	sim	sim	I			
Castanhas filamentosas, Ectocarpales	sim	sim	sim	II	sim		
Castanhas prostradas	sim	sim	sim	II			
Castanhas com talos tubulares	sim	sim	sim	II			
<i>Cladostephus spongiosus</i>	sim	sim	sim	II			
<i>Colpomenia peregrina</i>	sim	sim	sim	II		sim	sim
<i>Colpomenia sinuosa</i>		sim	sim	II			
<i>Cystoseira/Ericaria/Gongolaria</i> spp.	sim	sim	sim	I			
<i>Desmarestia</i> spp.	sim	sim	sim	I			
<i>Dictyopteris polypodioides</i>	sim	sim	sim	I			
<i>Dictyota dichotoma</i>	sim	sim	sim	II			
<i>Fucus</i> spp.	sim	sim	sim	I			
<i>Halopteris</i> spp.	sim	sim	sim	II			
<i>Himantalia elongata</i>	sim			I			
<i>Laminaria</i> spp.	sim	sim		I			
<i>Padina pavonica</i>	sim	sim	sim	I			
<i>Pelvetia caniculata</i>	sim			I			
<i>Phyllariopsis</i> spp.		sim	sim	I			
<i>Ralfsia verrucosa</i>	sim	sim	sim	I			
<i>Saccorhiza polyschides</i>	sim	sim	sim	II			
<i>Sargassum muticum</i>	sim	sim	sim	I		sim	sim
<i>Sargassum</i> spp.		sim	sim	I			
<i>Sphacelaria</i> spp.	sim	sim	sim	II			

	RTL A5	RTL A6	RTL A7	ESG	Oportunista	EE	Invasora
<i>Taonia atomaria</i>	sim	sim	sim	I			
<i>Undaria pinnatifida</i>	sim			I		sim	sim
RHODOPHYTA							
<i>Ahnfeltia plicata</i>	sim	sim		I			
<i>Anhfeltiopsis devoniensis</i>	sim	sim	sim	II			
<i>Asparagopsis armata</i> (incluindo fase <i>Falkenbergia rufolanosa</i>)	sim	sim	sim	II	sim	sim	sim
<i>Calcarias eretas</i>	sim	sim	sim	I			
<i>Calcarias crostosas</i>	sim	sim	sim	I			
<i>Calliblepharis</i> spp.	sim	sim	sim	I			
<i>Callophyllis laciniata</i>	sim	sim	sim	I			
<i>Catenella caespitosa</i>	sim	sim	sim	II			
<i>Caulacanth usustulatus</i>	sim	sim	sim	II			
Ceramiales	sim	sim	sim	II			
Champiaceae	sim	sim	sim	II			
<i>Chondracanthus</i> spp.	sim	sim	sim	II			
<i>Chondrus crispus</i>	sim			I			
<i>Cordylecladia erecta</i>	sim			II			
<i>Cryptonemia</i> spp.		sim	sim	II			
<i>Cryptonemia palmetta</i>	sim			II			
Dasyaceae	sim	sim	sim	II			
Delesseriaceae	sim	sim	sim	II			
<i>Dilsea carnosa</i>	sim			I			
<i>Dumontia contorta</i>	sim			II			
Gelidiales	sim	sim	sim	I			
<i>Gigartina pistillata</i>	sim	sim	sim	II			
<i>Gracilaria</i> spp.	sim	sim	sim	I			
<i>Grateloupia</i> spp.	sim	sim	sim	II		sim	sim
<i>Grateloupia turuturu</i>	sim	sim		II		sim	sim
<i>Gymnogongrus</i> spp.	sim	sim	sim	II			
<i>Halopithys incurva</i>		sim	sim	II			
<i>Heterosiphonia plumosa</i>	sim	sim	sim	II			
<i>Hildenbrandia</i> spp.	sim	sim	sim	II			
<i>Hypnea musciformis</i>	sim	sim	sim	II			
<i>Laurencia</i> spp., <i>Osmundea</i> spp., <i>Chondria</i> spp.	sim	sim	sim	II			
<i>Liagora</i> spp.		sim	sim	I			
<i>Lomentaria articulata</i>	sim	sim	sim	II			
<i>Mastocarpus stellatus</i> (incluindo fase <i>Petrocelis cruenta</i>)	sim	sim	sim	I			
Nemaliales	sim	sim	sim	II			
Outras Rhodomelaceae	sim	sim	sim	II			
<i>Palmaria palmata</i>	sim	sim		I			
<i>Peyssonelia</i> spp.	sim	sim	sim	I			
<i>Phyllophora</i> spp.	sim	sim	sim	I			
<i>Plocamium cartilagineum</i>	sim	sim	sim	I			
<i>Porphyra</i> spp.	sim	sim	sim	II	sim		
<i>Pyropia leucosticta</i>	sim	sim	sim	II		sim	sim
<i>Rhodophyllis divaricata</i>	sim	sim	sim	II			
<i>Rhodymenia</i> spp.	sim	sim	sim	II			
<i>Rytidhalea tinctoria</i>			sim	II			
<i>Schizymenia dubyi</i>	sim	sim		I			
<i>Sphaerococcus coronopifolius</i>	sim	sim	sim	I			
<i>Stenogramma interruptum</i>	sim	sim		II			
<i>Symphyocladia marchantioides</i>		sim	sim	II		sim	sim

Quadro II.2 – Ficha de campo para o cálculo da Métrica 7 - Descrição do local de amostragem

INFORMAÇÃO GERAL

Local	Buarcos	Data	2019 08 29
Altura da baixa-mar (m)	0.6	Latitude/Longitude do ponto de acesso ao local	40.166180°/ -8.881549°
Hora da baixa-mar (hh:mm)	08:39	Latitude/Longitude do local de amostragem (início do horizonte superior do patamar médiolitoral)	40.165947°/ -8.884056°

DESCRIÇÕES DA COSTA

1) Presença de Turbidez (conhecida como sendo não antropogénica)	Sim = 0 Não = 2	pontuação: 0	2) Abrasão por areia	Sim = 0 Não = 2	pontuação: 0	3) Costa de cré	Sim = 0 Não = 2	pontuação: 2	
4) Tipo de Costa Dominante (seleccionar só uma opção)			5) Sub-habitats (Seleccionar uma ou mais opções e marcar cada opção com [1]; Seleccionar a pontuação mais alta das opções marcadas)						
Cumes rochosos/ afloramentos/plataformas	Sim = 4	pontuação: 4	Bacias rochosas largas e pouco profundas (>3 m de largura e <50 cm de profundidade)	1	Sim = 4	pontuação: 4			
Rocha irregular	Sim = 3		Bacias rochosas grandes (>6 m de comprimento)	1	Sim = 4				
Pedregulhos grandes, médios e pequenos	Sim = 3		Bacias rochosas profundas (50% >100 cm de profundidade)		Sim = 4				
Rocha íngreme/vertical	Sim = 2		Bacias rochosas comuns	1	Sim = 3				
Substrato duro não específico	Sim = 2		Fendas grandes		Sim = 3				
Seixos/pedras/rochas pequenas	Sim = 1		Grandes saliências e rocha vertical		Sim = 2				
Cascalho	Sim = 0		Outros habitats (especificar)		Sim = 2				
			Cavernas		Sim = 1				
Biota Dominante			Nenhum		Sim = 0				
Ascophyllum		sim			pontuação: 3				
Fucoides						0	Sim = 0		
Rhodophyta						1	Sim = 1		
Chlorophyta						2	Sim = 2		
Mexilhões						3	Sim = 3		
Cracas						4	Sim = 4		
Lapas						>4	Sim = 4		
Gastrópodes									
			6) Número total de sub-habitats (Contar o número de opções seleccionadas anteriormente)						

COMENTÁRIOS
Barroeira (Sabellaria alveolata)

RESUMO	Pontuação:
1) Presença de Turbidez	0
2) Abrasão por areia	0
3) Costa de cré	2
4) Tipo de Costa Dominante	4
5) Sub-habitats	4
6) Número total de sub-habitats	3
Somatório de pontuações = Valor final da métrica Descrição da costa	13

Anexo III – Anexos referentes aos macroinvertebrados bentónicos

Apresentam-se de seguida a informação acessória necessária ao cálculo do índice BAT (macroinvertebrados bentónicos).

O Quadro III.1 apresenta a correspondência entre as massas de água de transição e costeiras e os subtipos de massas de água desenvolvidos para os macroinvertebrados bentónicos.

Quadro III.1 – Subtipos de massas de água

RH	Código MA	Nome MA	Categoria	Tipo	Subtipo
PTRH1	PT01LIM0059	Lima-WB1	TW	A1	A1.1 Norte Estreitos
PTRH1	PT01LIM0057	Lima-WB2	TW	A1	A1.1 Norte Estreitos
PTRH1	PT01LIM0056	Lima-WB3	TW	A1	A1.1 Norte Estreitos
PTRH1	PT01MIN0023	Minho-WB1	TW	A1	A1.1 Norte Estreitos
PTRH1	PT01MIN0018	Minho-WB2	TW	A1	A1.1 Norte Estreitos
PTRH1	PT01MIN0019	Minho-WB5	TW	A1	A1.1 Norte Estreitos
PTRH1	PT01NOR0724	Neiva	TW	A1	A1.1 Norte Estreitos
PTRH1	PT01COST1N	CWB-I-1A	CW	A5	A5
PTRH1	PT01COST20	Internacional-Minho	CW	A5	A5
PTRH2	PT02AVE0135	Ave-WB1	TW	A1	A1.1 Norte Estreitos
PTRH2	PT02AVE0129	Ave-WB2	TW	A1	A1.1 Norte Estreitos
PTRH2	PT02AVE0124	Ave-WB3	TW	A1	A1.1 Norte Estreitos
PTRH2	PT02CAV0096	Cavado-WB1	TW	A1	A1.1 Norte Estreitos
PTRH2	PT02CAV0102	Cavado-WB2	TW	A1	A1.1 Norte Estreitos
PTRH2	PT02LEC0139	Leca	TW	A1	A1.1 Norte Estreitos
PTRH2	PT02COST2	CWB-I-1B	CW	A5	A5
PTRH3	PT03DOU0366	Douro-WB1	TW	A1	A1.1 Norte Estreitos
PTRH3	PT03DOU0364	Douro-WB2	TW	A1	A1.1 Norte Estreitos
PTRH3	PT03DOU0370	Douro-WB3	TW	A1	A1.1 Norte Estreitos
PTRH3	PT03NOR0732	Barrinha de Esmoriz	CW	A3	A3.1 Abertura intermitente ao mar
PTRH3	PT03COST3	CWB-II-1A	CW	A5	A5
PTRH4A	PT04LIS0704	Lis	TW	A2	A1.1 Norte Estreitos
PTRH4A	PT04MON0681	Mondego-WB1	TW	A2	A1.1 Norte Estreitos
PTRH4A	PT04MON0685	Mondego-WB1-HMWB	TW	A2	A1.1 Norte Estreitos
PTRH4A	PT04MON0682	Mondego-WB2	TW	A2	A1.1 Norte Estreitos
PTRH4A	PT04MON0688	Mondego-WB3	TW	A2	A1.1 Norte Estreitos
PTRH4A	PT04VOU0552	Ria Aveiro-WB1	TW	A2	A1.2 Norte Largos
PTRH4A	PT04VOU0547	Ria Aveiro-WB2	TW	A2	A1.2 Norte Largos
PTRH4A	PT04VOU0550	Ria Aveiro-WB3	TW	A2	A1.2 Norte Largos

RH	Código MA	Nome MA	Categoria	Tipo	Subtipo
PTRH4A	PT04VOU0536	Ria Aveiro-WB4	TW	A2	A1.2 Norte Largos
PTRH4A	PT04VOU0514	Ria Aveiro-WB5	TW	A2	A1.2 Norte Largos
PTRH4A	PT04COST5	CWB-I-2	CW	A5	A5
PTRH4A	PT04COST7	CWB-I-3	CW	A5	A5
PTRH4A	PT04COST4	CWB-II-1B	CW	A5	A5
PTRH4A	PT04COST6	CWB-II-2	CW	A5	A5
PTRH4A	PT04COST89A	CWB-II-3A	CW	A5	A5
PTRH5A	PT05TEJ1139A	Tejo-WB1	TW	A2	A2.2 Sul Largos
PTRH5A	PT05TEJ1116A	Tejo-WB2	TW	A2	A2.2 Sul Largos
PTRH5A	PT05TEJ1100A	Tejo-WB3	TW	A2	A2.2 Sul Largos
PTRH5A	PT05TEJ1075A	Tejo-WB4	TW	A2	A2.2 Sul Largos
PTRH5A	PT05COST11A	CWB-I-4	CW	A6	A6
PTRH5A	PT05COST89B	CWB-II-3B	CW	A5	A5
PTRH5A	PT05COST10A	CWB-II-4	CW	A6	A6
PTRH5A	PT05SUL1635	Lagoa Albufeira	CW	A3	A3.1 Abertura intermitente ao mar
PTRH5A	PT05RDW1165	Lagoa Obidos WB1	CW	A3	A3.2 Aberta
PTRH5A	PT05RDW1166	Lagoa Obidos WB2	CW	A3	A3.2 Aberta
PTRH6	PT06MIR1368	Mira-WB1	TW	A2	A2.1 Sul Estreitos
PTRH6	PT06MIR1367	Mira-WB2	TW	A2	A2.1 Sul Estreitos
PTRH6	PT06MIR1374	Mira-WB3	TW	A2	A2.1 Sul Estreitos
PTRH6	PT06SAD1211	Sado-WB1	TW	A2	A2.2 Sul Largos
PTRH6	PT06SAD1210	Sado-WB2	TW	A2	A2.2 Sul Largos
PTRH6	PT06SAD1207	Sado-WB3	TW	A2	A2.2 Sul Largos
PTRH6	PT06SAD1222	Sado-WB4	TW	A2	A2.2 Sul Largos
PTRH6	PT06SAD1219	Sado-WB5	TW	A2	A2.2 Sul Largos
PTRH6	PT06SAD1217	Sado-WB6	TW	A2	A2.2 Sul Largos
PTRH6	PT06COST12	CWB-I-5	CW	A6	A6
PTRH6	PT06COST13	CWB-II-5A	CW	A6	A6
PTRH6	PT06SUL1638	Lagoa Santo Andre	CW	A3	A3.1 Abertura intermitente ao mar
PTRH7	PT07GUA1632I	Guadiana-WB1	TW	A2	A2.1 Sul Estreitos
PTRH7	PT07GUA1629I	Guadiana-WB2	TW	A2	A2.1 Sul Estreitos
PTRH7	PT07GUA1603N	Guadiana-WB3	TW	A2	A2.1 Sul Estreitos
PTRH7	PT07GUA1603I	Guadiana-WB3F	TW	A2	A2.1 Sul Estreitos
PTRH7	PT07GUA1631	Guadiana-WB4	TW	A2	A2.1 Sul Estreitos
PTRH7	PT07COST18	CWB-I-7	CW	A7	A7
PTRH7	PT07COST19	Internacional	CW	A7	A7
PTRH8	PT08RDA1657B	Aljezur	TW	A2	A2.1 Sul Estreitos
PTRH8	PT08RDA1701	Arade-WB1	TW	A2	A2.1 Sul Estreitos
PTRH8	PT08RDA1686	Arade-WB2	TW	A2	A2.1 Sul Estreitos
PTRH8	PT08RDA1684	Arade-WB2-HMWB	TW	A2	A2.1 Sul Estreitos
PTRH8	PT08COST16	CWB-I-6	CW	A7	A7
PTRH8	PT08COST14	CWB-II-5B	CW	A6	A6
PTRH8	PT08COST15	CWB-II-6	CW	A7	A7
PTRH8	PT08COST17	CWB-II-7	CW	A7	A7
PTRH8	PT08RDA1700	Ria Alvor	CW	A4	A4 Aberta
PTRH8	PT08PTRF1	Ria Formosa WB1	CW	A4	A4 Aberta
PTRH8	PT08PTRF2	Ria Formosa WB2	CW	A4	A4 Aberta
PTRH8	PT08PTRF3	Ria Formosa WB3	CW	A4	A4 Aberta
PTRH8	PT08PTRF4	Ria Formosa WB4	CW	A4	A4 Aberta
PTRH8	PT08PTRF5	Ria Formosa WB5	CW	A4	A4 Aberta

Anexo IV – Anexos referentes à fauna piscícola

Para a avaliação do Estado Ecológico por massa de água (em vez de se considerar o estuário como um todo) o EFAI foi adaptado de acordo com diferentes classes de salinidade oligohalina (0,5 a <5), mesohalina (5 a <18) e polihalina (18 a <30), (segundo a classificação do sistema de Veneza, 1958).

Quadro IV.1 – Classificação das massas de água de acordo com as classes de salinidade

Classe de Salinidade	Massas de Água
Polihalina	Minho-WB1; Lima-WB1; Lima-WB2; Ave-WB1; Cávado-WB1; Leça; Ria Aveiro-WB1; Ria Aveiro-WB2; Ria Aveiro-WB3; Ria Aveiro-WB4; Mondego-WB1; Mondego-WB2; Tejo-WB1; Sado-WB1; Sado-WB2; Sado-WB3; Sado-WB4; Sado-WB6; Mira-WB1; Aljezur; Arade-WB1; Guadiana-WB1; Guadiana-WB4
Mesohalina	Minho-WB2; Minho-WB5; Lima-WB3; Cávado-WB2; Douro-WB1; Ria Aveiro-WB5; Mondego-WB1-HMWB; Lis; Tejo-WB2; Tejo-WB3; Mira-WB2; Arade-WB2; Guadiana-WB2
Oligohalina	Lima-WB4; Neiva; Ave-WB2; Ave-WB3; Douro-WB2; Douro-WB3; Mondego-WB3; Tejo-WB4; Sado-WB5; Mira-WB3; Arade-WB2-HMWB; Guadiana-WB3; Guadiana-WB3F

A tabela apresenta a classificação das espécies de Peixes ocorrentes em estuários da costa portuguesa de acordo com grupos funcionais ecológicos e tróficos (adaptado de Franco et al., 2008; nomes comuns segundo Froese & Pauly 2019 e Leunda et al., 2009).

Grupos ecológicos: A – Anádromos (diadromous anadromous); C – Catádromos (diadromous catadromous); ES Residentes estuarinas (estuarine residents); FW Espécies dulçaquícolas (freshwater fish); MM Migrantes marinhos que usam os estuários como viveiro (marine migrants); MS Marinhas ocasionais (marine stragglers);

Grupo Funcional: BMa – Macrobentívoros (macrobenthivores); Bmi – Microbentívoros (microbenthivores); DV – Detritívoros (detritivores); HP Hiperbentívoros/piscívoros (hyperbenthivores/piscivores); HV – Herbívoros (herbivores); HZ Hiperbentívoros/zooplantonívoros (hyperbenthivores/zooplanktivores); OV – Omnívoros (omnivores); P – Piscívoros (piscivores); PL – Planctonívoros (planktivores).

Espécies sensíveis e/ou com estatuto de conservação: S Espécies sensíveis a perturbações (sensitive species).

Quadro IV.2 – Grupos funcionais e ecológicos para a fauna piscícola em águas de transição

Espécies/Taxa	Nome comum	Grupo Ecológico	Grupo Funcional	Espécies sensíveis e/ou com estatuto de conservação
<i>Alosa alosa</i>	Sável	A	PL	S

Espécies/Taxa	Nome comum	Grupo Ecológico	Grupo Funcional	Espécies sensíveis e/ou com estatuto de conservação
<i>Alosa fallax</i>	Savelha	A	Bmi, BMa	S
<i>Ameiurus melas</i>	Peixe-gato	FW	Bmi, BMa	
<i>Ammodytes tobianus</i>	Galeota-menor	MS	PL	
<i>Anguilla anguilla</i>	Enguia	C	PL	
<i>Aphia minuta</i>	Caboz-transparente	ES	PL	
<i>Apletodon dentatus</i>	Sugador	MS	Bmi, BMa	
<i>Argyrosomus regius</i>	Corvina-legítima	MS	Bmi, Bma, HP	
<i>Arnoglossus imperialis</i>	Carta-imperial	MS	Bmi, Bma, HP	
<i>Arnoglossus laterna</i>	Carta-do-Mediterrâneo	MS	Bmi, Bma, HP	
<i>Arnoglossus thori</i>	Carta-pontuada	MS	Bmi, Bma, HP	
<i>Atherina boyeri</i>	Peixe-rei-do-Mediterrâneo	ES	HZ	
<i>Atherina presbyter</i>	Peixe-rei	MM	PL, HP	
<i>Atherina sp.</i>	Peixe-rei	MM	Bmi, Bma, HP	
<i>Balistes caprisicus</i>	Peixe-porco	MS	PL, HZ	
<i>Belone belone</i>	Peixe-agulha	MS	HP	
<i>Boops boops</i>	Boga	MS	HP	
<i>Bothus podas</i>	Carta-de-olhos-grandes	MS	HP	
<i>Buglossidium luteum</i>	Língua-de-gato	MS	Bmi, BMa	
<i>Callionymus lyra</i>	Peixe-pau-lira	MS	Bmi, BMa	
<i>Callionymus maculatus</i>	Peixe-pau-malhado	MS	Bmi, BMa	
<i>Callionymus reticulatus</i>	Peixe-pau-listado	MS	Bmi, BMa	
<i>Callionymus risso</i>	Peixe-pau-pintado	MS	Bmi, BMa	
<i>Centrolabrus exoletus</i>	Bodião-da-rocha	MS	Bmi, BMa	
<i>Chelidonichthys lucerna</i>	Cabra-cabaço	MS	Bmi, Bma, HP	
<i>Chelidonichthys obscurus</i>	Cabra-de-bandeira	MS	Bmi, Bma, HP	
<i>Chelon auratus</i>	Tainha-garrento	MS	PL	
<i>Chelon labrosus</i>	Tainha-liça	MS	DV	
<i>Chelon ramada</i>	Tainha-fataça	C	DV	
<i>Chelon saliens</i>	Tainha-de-salto	MS	DV	
<i>Chelon sp.</i>	Tainha	MS	DV	
<i>Ciliata mustela</i>	Laibeque-de-cinco-barbilhos	MS	Bmi, Bma, HP	
<i>Citharus linguatula</i>	Carta-de-bico	MS	Bmi, Bma, HP	
<i>Cobitis paludica</i>	Verdemã comum	FW	Bmi	
<i>Conger conger</i>	Congro / Safio	MS	Bmi, Bma, HP	
<i>Cynoscion regalis</i>	Corvinata-real	MM	Bmi, Bma, HP	
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	FW	HZ	
<i>Dagetichthys lusitanicus</i>	Linguado-Português	MS	Bmi, BMa	
<i>Dasyatis pastinaca</i>	Uge	MS	Bmi, Bma, HP	
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	Caboz-marinho	MS	Bma, HP	
<i>Dentex dentex</i>	Capatão-legítimo	MS	HP	
<i>Dentex macrophthalmus</i>	Cachucho	MS	HP	
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Robalo-legítimo	MM	HZ, HP	
<i>Dicentrarchus punctatus</i>	Robalo-baila	MM	HZ, HP	
<i>Dicologlossa cuneata</i>	Língua	MS	Bmi, Bma	
<i>Dicologlossa hexophthalma</i>	Língua	MS	Bmi, Bma	
<i>Diplecogaster bimaculata</i>	Peixe-ventosa	MS	Bmi	
<i>Diplodus annularis</i>	Sargo-alcorraz	MM	Bmi, Bma	
<i>Diplodus bellottii</i>	Sargo-do-Senegal	MM	Bmi, Bma	
<i>Diplodus cervinus</i>	Sargo-veado	MS	HV, Bmi	
<i>Diplodus puntazzo</i>	Sargo-bicudo	MM	Bmi, Bma	
<i>Diplodus sargus</i>	Sargo-legítimo	MM	OV	
<i>Diplodus sp.</i>	Sargo	MM	Bmi, Bma	
<i>Diplodus vulgaris</i>	Sargo-safia	MM	Bmi, Bma	
<i>Echiichthys vipera</i>	Peixe-aranha-menor	MS	Bmi, Bma	
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Biqueirão	MS	PL	

Espécies/Taxa	Nome comum	Grupo Ecológico	Grupo Funcional	Espécies sensíveis e/ou com estatuto de conservação
<i>Eutrigla gurnardus</i>	Cabra-morena	MS	HP	
<i>Gaidropsarus vulgaris</i>	Laibeque-de-três-barbilhos	MS	HZ, HP	
<i>Gobio lozanoi</i>	Góbio	FW	HZ	
<i>Gobius auratus</i>	Caboz-dourado	MS	Bmi	
<i>Gobius niger</i>	Caboz-negro	ES	Bmi, HP	
<i>Gobius paganellus</i>	Caboz-da-rocha	ES	Bmi	
<i>Gobius sp.</i>	Góbio	ES	Bmi, HZ, HP	
<i>Halobatrachus didactylus</i>	Charroco	ES	Bmi, HP	
<i>Hippocampus guttulatus</i>	Cavalo-marinho	ES	Bmi	S
<i>Hippocampus hippocampus</i>	Cavalo-marinho	MS	Bmi	S
<i>Hippocampus sp.</i>	Cavalo-marinho	ES	Bmi	S
<i>Labrus bergylta</i>	Bodião-reticulado	MS	Bmi	
<i>Lepidorhombus boscii</i>	Areiro-de-quatro-manchas	MS	Bmi	
<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i>	Areiro	MS	Bmi	
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	Ruivo	MS	Bmi	
<i>Lipophrys pholis</i>	Marachomba-frade	MS	Bmi, Bma	
<i>Lithognathus mormyrus</i>	Ferreira	MS	Bmi, Bma	
<i>Luciobarbus bocagei</i>	Barbo comum	FW	PL, HZ	
<i>Luciobarbus comizo</i>	Cumba	FW	PL, HZ	
<i>Luciobarbus sp.</i>	Barbo	FW	Bmi, BMa	
<i>Luciobarbus sclateri</i>	Barbo-do-sul	FW	PL, HZ	
<i>Luciobarbus steindachneri</i>	Barbo-de-Steindachneri	FW	Bmi, BMa	
<i>Merluccius merluccius</i>	Pescada-branca	MS	HP	
<i>Microchirus azevia</i>	Azevia	MS	Bmi, Bma	
<i>Microchirus boscanion</i>	Azevia-marginada	MS	Bmi, Bma	
<i>Monochirus hispidus</i>	Cascarra	MS	Bmi, Bma	
<i>Mugil cephalus</i>	Tainha-olhalvo	C	DV	
<i>Mullus barbatus</i>	Salmonete-da-vasa	MS	Bmi, Bma	
<i>Mullus surmuletus</i>	Salmonete-legítimo	MS	Bmi, Bma	
<i>Mustelus mustelus</i>	Cação	MS	Bmi, Bma	
<i>Myliobatis aquila</i>	Ratão-águia	MS	Bmi, Bma	
<i>Nerophis ophidion</i>	Marinha	ES	Bmi, HZ	S
<i>Pagellus acarne</i>	Besugo	MS	Bmi, Bma	
<i>Pagellus bogaraveo</i>	Goraz	MS	Bmi, Bma, HP	
<i>Pagrus auriga</i>	Pargo-sêmola	MS	Bmi, Bma, HP	
<i>Pagrus pagrus</i>	Pargo-legítimo	MS	Bmi, Bma, HP	
<i>Parablennius gattorugine</i>	Marachomba-babosa	MS	Bmi, Bma, HP	
<i>Parablennius pilicornis</i>	Marachomba	MS	HZ, HV	
<i>Pegusa impar</i>	Linguado-do-Adriático	MS	Bmi, BMa	
<i>Pegusa lascaris</i>	Linguado-da-areia	MS	Bmi, BMa	
<i>Petromyzon marinus</i>	Lampreia-do-mar	A	Bmi, BMa	
<i>Platichthys flesus</i>	Solha-das-pedras	MM	Bmi, Bma, HP	
<i>Pollachius pollachius</i>	Juliana	MS	HP	
<i>Pomatoschistus knerii</i>	Caboz	MS	HZ	
<i>Pomatoschistus microps</i>	Caboz-comum	ES	Bmi	
<i>Pomatoschistus minutus</i>	Caboz-da-areia	ES	Bmi	
<i>Pomatoschistus pictus</i>	Caboz-da-areia	MS	Bmi	
<i>Pomatoschistus sp.</i>	Caboz	ES	Bmi	
<i>Raja clavata</i>	Raia-lenga	MS	Bmi, BMa	
<i>Raja microocellata</i>	Raia-zimbreira	MS	HP	
<i>Raja montagui</i>	Raia-manchada	MS	Bmi, BMa	
<i>Raja sp.</i>	Raia	MS	Bmi, Bma, HP	
<i>Raja undulata</i>	Raia-curva	MS	Bmi, BMa	
<i>Salmo trutta</i>	Truta-marisca	A	OV	
<i>Sardina pilchardus</i>	Sardinha	MS	PL	
<i>Sarpa salpa</i>	Salema	MS	PL	

Espécies/Taxa	Nome comum	Grupo Ecológico	Grupo Funcional	Espécies sensíveis e/ou com estatuto de conservação
<i>Scomber scombrus</i>	Sarda	MS	PL, HP	
<i>Scophthalmus maximus</i>	Pregado	MS	HP	
<i>Scophthalmus rhombus</i>	Rodvalho	MM	HP	
<i>Scorpaena notata</i>	Rascasso-escorpião	MS	Bma, HP	
<i>Scorpaena porcus</i>	Rascasso-de-pintas	MS	Bma, HP	
<i>Serranus cabrilla</i>	Serrano-alecrim	MS	Bma, HP	
<i>Serranus hepatus</i>	Serrano-ferreiro	MS	Bma, HP	
<i>Solea senegalensis</i>	Linguado-branco	MM	Bmi, BMa	
<i>Solea solea</i>	Linguado-legítimo	MM	Bmi, BMa	
<i>Solea sp.</i>	Linguado	MM	Bmi, BMa	
<i>Sparus aurata</i>	Dourada	MS	OV	
<i>Sphoeroides spengleri</i>	Peixe-balão	MS	Bmi, BMa	
<i>Spicara maena</i>	Trombeiro-choupa	MS	OV	
<i>Spondylisoma cantharus</i>	Choupa	MM	OV	
<i>Sprattus sprattus</i>	Espadilha	MS	PL	
<i>Symphodus bailloni</i>	Bodião	MS	Bmi, BMa	
<i>Symphodus cinereus</i>	Bodião-cinzento	MS	Bmi, BMa	
<i>Symphodus melops</i>	Bodião-vulgar	MS	Bmi, BMa	
<i>Symphodus roissali</i>	Bodião-manchado	MS	Bmi, BMa	
<i>Symphodus sp.</i>	Bodião	MS	Bmi, BMa	
<i>Syngnathus abaster</i>	Marinha	ES	Bmi	S
<i>Syngnathus acus</i>	Marinha-comum	ES	Bmi, HP	S
<i>Syngnathus sp.</i>	Marinha	ES	Bmi, HP	S
<i>Syngnathus typhle</i>	Marinha-de-focinho-grosso	ES	Bmi, HP	S
<i>Taurulus bubalis</i>	Escorpião-roco	MS	HZ	
<i>Torpedo torpedo</i>	Tremelga-de-olhos	MS	Bmi, BMa	
<i>Trachurus trachurus</i>	Carapau	MS	Bmi, Bma, HP	
<i>Trigla lyra</i>	Cabra-lira	MS	Bmi, Bma, HP	
<i>Trisopterus luscus</i>	Faneca	MM	Bmi, Bma, HP	
<i>Umbrina canariensis</i>	Calafate-das-canárias	MS	Bmi, BMa	
<i>Zeugopterus regius</i>	Bruxa	MS	Bmi, BMa	
<i>Zeus faber</i>	Peixe-galo	MS	Bmi, Bma, HP	

Anexo V – Normas de qualidade ambiental do estado químico

Quadro V.1 – Normas de qualidade aplicáveis às águas interiores (rios e albufeiras) e biota (peixe de águas interiores e bivalves de águas costeiras).

Nº	Nome da Substância	Número CAS	Água Superficial Interior NQA-MA ⁽¹⁾ (µg/l)	Água Superficial interior NQA-CMA ⁽²⁾ (µg/l)	Biota NQA ⁽³⁾ (µg/kg de peso húmido)
1	Alacloro	15972-60-8	0,3	0,7	-
2	Antraceno	120-12-7	0,1	0,1	-
3	Atrazina	1912-24-9	0,6	2,0	-
4	Benzeno	71-43-2	10	50	-
5	Éteres difenílicos bromados (PBDE)	32534-81-9	-	0,14	0,0085
6	Cádmio e compostos de cádmio	7440-43-9	≤0,08 (CaCO ₃ <40 mg/l) 0,08 (40 ≤ CaCO ₃ <50 mg/l) 0,09 (50 ≤ CaCO ₃ <100 mg/l) 0,15 (100 ≤ CaCO ₃ <200 mg/l) 0,25 (CaCO ₃ ≥200 mg/l)	≤0,45 (CaCO ₃ <40 mg/l) 0,45 (40 ≤ CaCO ₃ <50 mg/l) 0,6 (50 ≤ CaCO ₃ <100 mg/l) 0,9 (100 ≤ CaCO ₃ <200 mg/l) 1,5 (CaCO ₃ ≥200 mg/l)	-
6-A	Tetracloroeto de carbono	56-23-5	12	-	-
7	Cloroalcanos C10-13	85535-84-8	0,4	1,4	-
8	Clorfenvinfos	470-90-6	0,1	0,3	-
9	Clorpirifos (Clorpirifos-etilo)	2921-88-2	0,03	0,1	-
9-A	Pesticidas ciclodienos:				
	Aldrina	309-00-2	Σ = 0,01	-	-
	Dieldrina	60-57-1			
	Endrina	72-20-8			
	Isodrina	465-73-6			
9-B	DDT total	n.a.	0,025	-	-
	p, p-DDT	50-29-3	0,01	-	-
10	1,2-Dicloroetano	107-06-2	10	-	-
11	Diclorometano	75-09-2	20	-	-
12	Ftalato de di(2-etil-hexilo) (DEHP)	117-81-7	1,3	-	-
13	Diurão	330-54-1	0,2	1,8	-
14	Endossulfão	115-29-7	0,005	0,01	-

Nº	Nome da Substância	Número CAS	Água Superficial Interior NQA-MA ⁽¹⁾ (µg/l)	Água Superficial interior NQA-CMA ⁽²⁾ (µg/l)	Biota NQA ⁽³⁾ (µg/kg de peso húmido)
15	Fluoranteno	206-44-0	0,0063	0,12	30
16	Hexaclorobenzeno	118-74-1	-	0,05	10
17	Hexaclorobutadieno	87-68-3	-	0,6	55
18	Hexaclorociclo-hexano (lindano)	608-73-1	0,02	0,04	-
19	Isoproturão	34123-59-6	0,3	1,0	-
20	Chumbo e compostos de chumbo	7439-92-1	1,2	14	-
21	Mercúrio e compostos de mercúrio	7439-97-6	-	0,07	20
22	Naftaleno	91-20-3	2	130	-
23	Níquel e compostos de níquel	7440-02-0	4	34	-
24	Nonilfenóis (4-nonilfenol)	84852-15-3	0,3	2	-
25	Octilfenóis ((4-(1,1',3,3'-tetrametilbutil)-fenol))	140-66-9	0,1	-	-
26	Pentaclorobenzeno	608-93-5	0,007	-	-
27	Pentaclorofenol	87-86-5	0,4	1	-
28	Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP)	-	-	-	-
	Benzo(a)pireno	50-32-8	1,7x10 ⁻⁴	0,27	5
	Benzo(b)fluoranteno	205-99-2	-	0,017	-
	Benzo(k)fluoranteno	207-08-9	-	0,017	-
	Benzo(g,h,i)perileno	191-24-2	-	0,0082	-
	Indeno(1,2,3-cd)pireno	193-39-5	-	-	-
29	Simazina	122-34-9	1	4	-
29-A	Tetracloroeteno	127-18-4	10	-	-
29-B	Tricloroeteno	79-01-6	10	-	-
30	Compostos de tributilestanho (catião tributilestanho)	36643-28-4	0,0002	0,0015	-
31	Triclorobenzenos	12002-48-1	0,4	-	-
32	Triclorometano	67-66-3	2,5	-	-
33	Trifluralina	1582-09-8	0,03	-	-
34	Dicofol	115-32-2	1,3x10 ⁻³	-	33
35	Ácido perfluorooctanossulfónico e seus derivados (PFOS)	1763-23-1	6,5x10 ⁻⁴	36	9,1
36	Quinoxifena	124495-18-7	0,15	2,7	-
37	Dioxinas e compostos semelhantes a dioxinas	-	-	-	Soma PCDD+PCDF+P CB-DL 0,0065 µg.kg ⁻¹ TEQ
38	Aclonifena	74070-46-5	0,12	0,12	-
39	Bifenox	42576-02-3	0,012	0,04	-

Nº	Nome da Substância	Número CAS	Água Superficial Interior NQA-MA ⁽¹⁾ (µg/l)	Água Superficial interior NQA-CMA ⁽²⁾ (µg/l)	Biota NQA ⁽³⁾ (µg/kg de peso húmido)
40	Cibutrina	28159-98-0	0,0025	0,016	-
41	Cipermetrina	52315-07-8	8x10 ⁻⁵	6x10 ⁻⁴	-
42	Diclorvos	62-73-7	6x10 ⁻⁴	7x10 ⁻⁴	-
43	Hexabromociclododecano (HBCDD)	-	0,0016	0,5	167
44	Heptacloro e heptacloro epóxido	76-44-8/1024-57-3	2x10 ⁻⁷	3x10 ⁻⁴	6,7x10 ⁻³
45	Terbutrina	886-50-0	0,065	0,34	-

(1) NQA – MA – Norma de qualidade ambiental – média anual

(2) NQA-CMA – Norma de qualidade ambiental – concentração máxima admissível

(3) A NQA para o fluoranteno e benzo(a)pireno diz respeito a bivalves; A NQA para dioxinas e compostos semelhantes a dioxinas diz respeito a peixes e bivalves. Para as restantes substâncias a NQA diz respeito a peixes.

Quadro V.2 – Normas de qualidade aplicáveis às águas de transição e costeiras

Nº	Nome da Substância	Número CAS	Águas superficiais de transição e costeiras NQA-MA ⁽¹⁾ (µg/l)	Águas superficiais de transição e costeiras NQA-CMA ⁽²⁾ (µg/l)
1	Alacloro	15972-60-8	0,3	0,7
2	Antraceno	120-12-7	0,1	0,1
3	Atrazina	1912-24-9	0,6	2,0
4	Benzeno	71-43-2	8	50
5	Éteres difenílicos bromados (PBDE)	32534-81-9	-	0,014
6	Cádmio e compostos de cádmio	7440-43-9	0,2	≤0,45 (CaCO ₃ <40 mg/l) 0,45 (40 ≤ CaCO ₃ <50 mg/l) 0,6 (50 ≤ CaCO ₃ <100 mg/l) 0,9 (100 ≤ CaCO ₃ <200 mg/l) 1,5 (CaCO ₃ ≥200 mg/l)
6-A	Tetracloro de carbono	56-23-5	12	-
7	Cloroalcanos C10-13	85535-84-8	0,4	1,4
8	Clorfenvinfos	470-90-6	0,1	0,3
9	Clorpirifos (Clorpirifos-etilo)	2921-88-2	0,03	0,1
9-A	Pesticidas ciclodienos:			
	Aldrina	309-00-2	Σ = 0,005	-
	Dieldrina	60-57-1		
	Endrina	72-20-8		
	Isodrina	465-73-6		
9-B	DDT total	n.a.	0,025	-
	p, p-DDT	50-29-3	0,01	-
10	1,2-Dicloroetano	107-06-2	10	-

Nº	Nome da Substância	Número CAS	Águas superficiais de transição e costeiras NQA-MA ⁽¹⁾ (µg/l)	Águas superficiais de transição e costeiras NQA-CMA ⁽²⁾ (µg/l)
11	Diclorometano	75-09-2	20	-
12	Ftalato de di(2-etil-hexilo) (DEHP)	117-81-7	1,3	-
13	Diurão	330-54-1	0,2	1,8
14	Endossulfão	115-29-7	0,0005	0,004
15	Fluoranteno	206-44-0	0,0063	0,12
16	Hexaclorobenzeno	118-74-1	-	0,05
17	Hexaclorobutadieno	87-68-3	-	0,6
18	Hexaclorociclo-hexano (lindano)	608-73-1	0,002	0,02
19	Isoproturão	34123-59-6	0,3	1,0
20	Chumbo e compostos de chumbo	7439-92-1	1,3	14
21	Mercúrio e compostos de mercúrio	7439-97-6	-	0,07
22	Naftaleno	91-20-3	2	130
23	Níquel e compostos de níquel	7440-02-0	8,6	34
24	Nonilfenóis (4-nonilfenol)	84852-15-3	0,3	2,0
25	Octilfenóis ((4-(1,1',3,3'-tetrametilbutil)-fenol))	140-66-9	0,01	-
26	Pentaclorobenzeno	608-93-5	0,0007	-
27	Pentaclorofenol	87-86-5	0,4	1
28	Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP)	-	-	-
	Benzo(a)pireno	50-32-8	1,7x10 ⁻⁴	0,027
	Benzo(b)fluoranteno	205-99-2	-	0,017
	Benzo(k)fluoranteno	207-08-9	-	0,017
	Benzo(g,h,i)perileno	191-24-2	-	0,0082
	Indeno(1,2,3-cd)pireno	193-39-5	-	-
29	Simazina	122-34-9	1	4
29-A	Tetracloroeteno	127-18-4	10	-
29-B	Tricloroeteno	79-01-6	10	-
30	Compostos de tributilestanho (catião tributilestanho)	36643-28-4	0,0002	0,0015
31	Triclorobenzenos	12002-48-1	0,4	-
32	Triclorometano	67-66-3	2,5	-
33	Trifluralina	1582-09-8	0,03	-
34	Dicofol	115-32-2	3,2x10 ⁻⁵	-
35	Ácido perfluorooctanossulfónico e seus derivados (PFOS)	1763-23-1	1,3x10 ⁻⁴	7,2
36	Quinoxifena	124495-18-7	0,015	0,54
37	Dioxinas e compostos semelhantes a dioxinas	-	-	-
38	Aclonifena	74070-46-5	0,012	0,012
39	Bifenox	42576-02-3	0,0012	0,004
40	Cibutrina	28159-98-0	0,0025	0,016

Nº	Nome da Substância	Número CAS	Águas superficiais de transição e costeiras NQA-MA ⁽¹⁾ (µg/l)	Águas superficiais de transição e costeiras NQA-CMA ⁽²⁾ (µg/l)
41	Cipermetrina	52315-07-8	8x10 ⁻⁶	6x10 ⁻⁵
42	Diclorvos	62-73-7	6x10 ⁻⁵	7x10 ⁻⁵
43	Hexabromociclododecano (HBCDD)	-	0,0008	0,05
44	Heptacloro e heptacloro epóxido	76-44-8/1024-57-3	1x10 ⁻⁸	3x10 ⁻⁵
45	Terbutrina	886-50-0	0,0065	0,034

(1) NQA – MA – Norma de qualidade ambiental – média anual

(2) NQA-CMA – Norma de qualidade ambiental – concentração máxima admissível

Anexo VI – Exceções aos limiares nas massas de água subterrâneas

Quadro VI.1 – Exceções aos limiares

PARÂMETRO	MASSA DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	LIMIAR
Condutividade (µS/cm)	05O33 - Caldas da Rainha-Nazaré	2600
	08M3 – Mexilhoeira Grande-Portimão	3267
	08M4 – Ferragudo-Albufeira	4500
	08M7 - Quarteira	2800
pH	01A0X1 – Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Minho	5,4
	02A0X1_ZV2006 - Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Cávado	5,1
	02A0X3 - Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Leça	5,1
	03A0X1 - Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Douro	5,4
	04A0X1 - Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Vouga	5,4
	04A12 - Luso	5,0
	04O19 - Alpedriz	5,4
	05O25 – Torres Vedras	4,6
06A0Z2 – Zona Sul Portuguesa da Bacia do Mira	4,7	
Arsénio total (µg/l)	03A1 – Veiga de Chaves	16
	04A0X2 - Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Mondego	12
	04O01_C2 – Orla Ocidental Indiferenciado da Bacia do Vouga	16
	05A0X1 - Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Tejo	11
	05A4 – Estremoz Cano	13
	06A0Z1_C2 - Zona Sul Portuguesa da Bacia do Sado	20
	07A11 – Elvas – Campo Maior	12
07M17 – Monte Gordo	12	
Chumbo total (µg/l)	01A0X1 – Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Minho	15
Cloreto (mg/l)	05O04 – Orla Ocidental Indiferenciado das Bacias das Ribeiras do Oeste	299
	06A0Z2 – Zona Sul Portuguesa da Bacia do Mira	399
	06T6 – Bacia de Alvalade	514
	08M1 - Covões	260
	08M3 – Mexilhoeira Grande-Portimão	960
	08M4 – Ferragudo-Albufeira	270
	08M6 – Albufeira-Ribeira de Quarteira	376

PARÂMETRO	MASSA DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	LIMIAR
	08M7 - Quarteira	584
	08M10 – São João da Venda-Quelfes	473
Sulfato (mg/l)	05O23 - Paço	460
Alumínio total (µg/l)	03A0X1 - Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Douro	230
	04A0X2 - Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Mondego	250
	04O10_C2 – Leirosa–Monte Real	240
	04O29 - Lourçal	240
	05O25 – Torres Vedras	890
Crómio total (µg/l)	07A5 – Elvas-Vila Boim	55
Ferro total (µg/l)	03A0X1 - Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Douro	380
	04O1_C2 – Quaternário de Aveiro	420
	04O2 – Cretácico de Aveiro	390
	04O9_C2 – Penela-Tomar	310
	04O10_C2 – Leirosa-Monte Real	660
	04O12 – Vieira de Leiria-Marinha Grande	390
	05A3 – Monforte-Alter do Chão	230
	05O04 – Orla Ocidental Indiferenciado das Bacias das Ribeiras do Tejo	610
	05O19 - Alpedriz	240
	05O23 - Paço	320
	05O25 – Torres Vedras	3280
	06A0X1_C2 – Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Sado	740
	06A0Z1_C2 – Zona Sul Portuguesa da Bacia do Sado	380
	06A0Z2 - Zona Sul Portuguesa da Bacia do Mira	3400
	07A0Z1_C2 - Zona Sul Portuguesa da Bacia do Guadiana	720
	07M17 – Monte Gordo	840
	08A0Z1_C2 - Zona Sul Portuguesa das Bacias das Ribeiras do Barlavento	960
	08A0Z3_C2 - Zona Sul Portuguesa das Bacias das Ribeiras do Sotavento	410
	08M2 – Almádena-Odeáxere	340
	08M3 – Mexilhoeira Grande-Portimão	430
	08M4 – Ferragudo-Albufeira	1560
	08M6 – Albufeira-Ribeira de Quarteira	1090
	08M7 - Quarteira	490
	08M8 – São Brás de Alportel	960
	08M9 – Almansil-Medronhal	950
	08M10 – São João da Venda-Quelfes	880
	08M11 – Chão de Cevada-Quinta João de Ourém	580
	08M13 – Peral-Moncarapacho	420
	08M14 - Malhão	650
	08M15 – Luz-Tavira	220
	08M16 – São Bartolomeu	400
	08M18 e 08M19 – Campina de Faro – Subsistemas de Vale de Lobo e Faro	840
	Manganês total (µg/l)	02A0X4_ZV2006 – Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Cávado
03A0X1 – Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Douro		170
03A1 – Veiga de Chaves		140
04A0X1 – Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Vouga		140
04A0X2 – Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Mondego		140
	04O01_C2 – Orla Ocidental Indiferenciado da Bacia do Vouga	110

PARÂMETRO	MASSA DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	LIMIAR	
	04O1_C2 – Quaternário de Aveiro	120	
	04O10_C2 – Leirosa-Monte Real	230	
	05A0X1 – Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Tejo	140	
	05A3 – Monforte-Alter do Chão	60	
	05O01_C2 - Orla Ocidental Indiferenciado da Bacia do Tejo	70	
	05O04 - Orla Ocidental Indiferenciado das Bacias das Ribeiras do Oeste	150	
	05O23 - Paço	370	
	05O25 – Torres Vedras	600	
	05O28 – Pisões-Atrozela	850	
	05O33 – Caldas da Rainha Nazaré	80	
	05T7 – Aluviões do Tejo	360	
	06A0X1_C2 - Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Sado	200	
	06A0Z1_C2 – Zona Sul Portuguesa da Bacia do Sado	380	
	06A0Z2 - Zona Sul Portuguesa da Bacia do Mira	2640	
	07A0Z1_C2 - Zona Sul Portuguesa da Bacia do Guadiana	760	
	07M17 – Monte Gordo	90	
	08A0Z1_C2 - Zona Sul Portuguesa das Bacias das Ribeiras do Barlavento	730	
	08A0Z4 – Várzea de Aljezur	250	
	08M3 – Mexilhoeira Grande-Portimão	140	
	08M6 – Albufeira-Ribeira de Quarteira	90	
	08M8 – São Brás de Alportel	80	
	08M10 – São João da Venda-Quelfes	90	
	08M16 – São Bartolomeu	80	
	Níquel total (µg/l)	04O14 – Pousos-Caranguejeira	28
		05O19 - Alpedriz	40
		05O25 – Torres Vedras	42
06A0Z2 - Zona Sul Portuguesa da Bacia do Mira		54	
08A0Z2_C2 - Zona Sul Portuguesa da Bacia do Arade		50	
Zinco total (µg/l)	01A0X1 – Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Minho	97	
	03A0X1 – Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Douro	170	
	03A1 – Veiga de Chaves	63	
	04A0X1 – Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Vouga	83	
	04A0X2 – Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Mondego	62	
	04O2 – Cretácico de Aveiro	70	
	04O5 - Tentúgal	59	
	04O7 – Figueira da Foz-Gesteira	70	
	04O31_C2 – Condeixa-Alfarelos	77	
	05A0X1 - Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Tejo	65	
	05A2 - Escusa	53	
	05A3 – Monforte-Alter do Chão	60	
	05A4 – Estremoz-Cano	82	
	05O01_C2 - Orla Ocidental Indiferenciado da Bacia do Tejo	62	
	05O04 - Orla Ocidental Indiferenciado das Bacias das Ribeiras do Oeste	164	
	05O15 - Ourém	91	
	05O18 - Maceira	200	
	05O19 - Alpedriz	69	
	05O20_C2 – Maciço Calcário Estremenho	65	
	05O23 - Paço	53	

PARÂMETRO	MASSA DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	LIMIAR
	05O25 – Torres Vedras	581
	05O28 – Pisões-Atrozela	79
	05O33 – Caldas da Rainha-Nazaré	204
	05T1_C2 – Bacia do Tejo-Sado/Margem Direita	90
	05T3 - Bacia do Tejo-Sado/Margem Esquerda	66
	05T7 – Aluviões do Tejo	94
	06A0X1_C2 - Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Sado	82
	06A0Z1_C2 - Zona Sul Portuguesa da Bacia do Sado	168
	06A0Z2 - Zona Sul Portuguesa da Bacia do Mira	170
	06A6 – Viana do Alentejo-Alvito	148
	07A0X1_C2 - Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Guadiana	145
	07A11 – Elvas-Campo Maior	64
	08A0Z2_C2 - Zona Sul Portuguesa da Bacia do Arade	215
	08M3 - Mexilhoeira Grande-Portimão	109
	08M4 - Ferragudo-Albufeira	113
	08M5 – Querença-Silves	93
	08M6 - Albufeira-Ribeira de Quarteira	164
	08M7 - Quarteira	98
	08M8 - São Brás de Alportel	172
	08M10 - São João da Venda-Quelfes	52
	08M11 - Chão de Cevada-Quinta João de Ourém	262
	08M16 - São Bartolomeu	200
	08M18 e 08M19 – Campina de Faro – Subsistemas de Vale de Lobo e Faro	249



Rua da Murgueira, 9
Zambujal - Alfragide
2610-124 Amadora

geral@apambiente.pt
T. (+351) 21 472 82 00

apambiente.pt

