

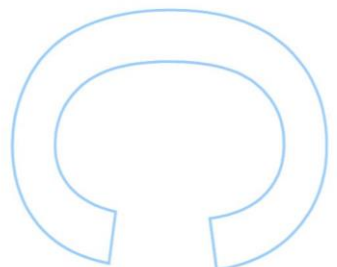
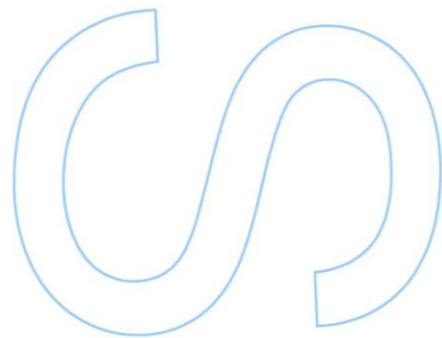
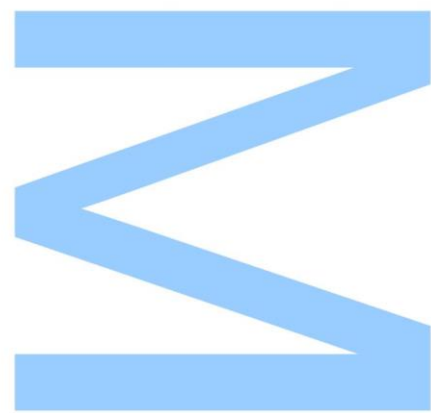
Contribuição das comunidades piscícolas na avaliação da qualidade da água de albufeiras europeias

Lucas Ferreira

Mestrado em Ecologia e Ambiente
Departamento de Biologia
Ano 2018/2019

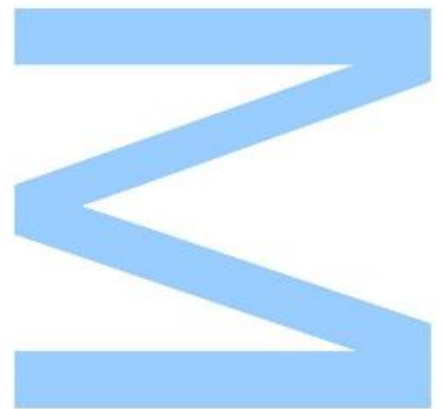
Orientador

Sara Cristina Ferreira Marques Antunes, Investigadora Auxiliar no CIIMAR (Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental) e Professora Auxiliar Convidada do Departamento de Biologia da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto



Todas as correções determinadas pelo júri, e só essas, foram efetuadas.
O Presidente do Júri,

Porto, ____/____/____



Dissertação submetida a Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Ambiente, da responsabilidade do Departamento de Biologia.

A presente tese foi desenvolvida sob a orientação científica da Doutora Sara Cristina Ferreira Marques Antunes, Investigadora Auxilia no CIIMAR (Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental) e Professora Auxiliar Convidada do Departamento de Biologia da FCUP.

Agradecimentos

Quero agradecer à professora Sara Antunes pela orientação do trabalho, pela disponibilidade, apoio e confiança que sempre me transmitiu. Foi sem dúvida a pessoa mais importante e fundamental ao longo deste ano de trabalho.

Ao professor Nuno Formigo, agradeço a ajuda, a disponibilidade e a boa disposição nas saídas de campo e nas reuniões.

A toda a equipa de trabalho do laboratório 1.14, pelos bons momentos, pelo apoio e entreaajuda.

Aos meus pais e irmãos, que serviram de inspiração e sempre me apoiaram nas minhas escolhas.

Ao meu amigo de infância, Pedro Miranda, por me apoiar e ajudar nas fases mais complicadas na elaboração deste trabalho.

A todos aqueles que não foram mencionados e que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho. Obrigado!

This research was developed under Project No. POCI-01-0145-FEDER-029368, co-financed by COMPETE 2020, Portugal 2020 and the European Union through the ERDF, and by FCT through national funds.

“ReDEFine: a multi-scale and multi-tiered toolbox for assessing ecosystem quality of freshwater REservoirs: briDging the gaps of the watEr Framework dlrEctive approach”



Cofinanciado por:



Resumo

A implementação da Diretiva Quadro da Água (DQA) teve como objetivo primordial, o alcance do bom estado ecológico das massas de água dos Estados Membros da União Europeia. O bom estado para as massas de água artificiais ou fortemente modificadas, compreende o bom potencial ecológico e o bom estado químico. A classificação do potencial ecológico resulta da combinação de vários elementos de qualidade, nomeadamente, elementos de qualidade biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos. O alcance do bom potencial ecológico é um objetivo comum para todos os Estados Membros, por isso, a uniformização de metodologias e processos inerentes à definição do potencial ecológico é fundamental. Assim sendo, o objetivo deste estudo foi avaliar as comunidades piscícolas na avaliação da qualidade da água em albufeiras europeias através de uma revisão de literatura. Deste modo, foi efetuada pesquisa bibliográfica para compilar informação sobre as comunidades piscícolas como bioindicadores da qualidade da água ao abrigo da DQA. Foram usadas várias bases de dados (B-ON, Web of Science, Scopus e Google Scholar) para assegurar uma cobertura de pesquisa mais alargada. Os artigos selecionados passaram por um conjunto de critérios de análise detalhada e a informação sobre as comunidades piscícolas e qualidade da água em albufeiras foram identificados e estudados. Adicionalmente, e como segundo objetivo do presente trabalho foi realizada a avaliação da comunidade de ictiofauna na albufeira da Aguieira. Ao longo da albufeira da Aguieira foram definidos 3 pontos de amostragem e recolhidas amostras piscícolas, medidos alguns parâmetros físicos e químicos *in-situ* e recolhidas amostras de água para determinações laboratoriais de nutrientes. Os resultados da análise da revisão da bibliografia mostraram que comunidades piscícolas foram e devem ser usadas como bioindicadores, para a criação de índices ecológicos, para a avaliação da qualidade da água. Segundo os autores, métricas como a abundância e composição das comunidades foram as mais utilizadas e sensíveis a diversos impactes. No entanto, identificaram-se alguns problemas associados ao uso destas comunidades, como o efeito das pressões antropogénicas e das espécies invasoras não serem fatores incluídos no cálculo desses índices. Relativamente ao caso de estudo, a comunidade piscícola recolhida foi reduzida e com elevada percentagem de espécies invasoras, revelando que os dados foram insuficientes para se calcular o índice biótico de ictiofauna (F-IBIP) para a avaliação da qualidade da água na albufeira da Aguieira.

Palavras-chave: Diretiva Quadro de Água, Ictiofauna, Bioindicadores, Índices biológicos, Métricas Funcionais, Sistemas lânticos, Eutrofização, Fauna exótica.

Abstract

The implementation of the Water Framework Directive (WFD) had as its primary objective the achievement of the good ecological status of the water bodies of the Member States of the European Union. Good status for artificial or heavily modified water bodies comprises good ecological potential and good chemical status. The ecological potential classification results from the combination of several quality elements, namely biological, physicochemical and hydromorphological quality elements. Achieving good ecological potential is a common goal for all Member States, so standardization of methodologies and processes inherent in defining ecological potential is crucial. Thus, the aim of this study was to evaluate the fish communities in the evaluation of water quality in European reservoirs through a literature review. Thus, a bibliographic search was carried out to compile information about fish communities as bioindicators of water quality under the WFD. Several databases (B-ON, Web of Science, Scopus, and Google Scholar) were used to ensure broader search coverage. The selected articles underwent a set of detailed analysis criteria and information on fish communities and water quality in reservoirs were identified and studied. Additionally, and as the second objective of the present work, the evaluation of the ichthyofauna community in Agueira reservoir was carried out. Along the Agueira reservoir 3 sampling points were defined and fish samples were collected, some physical and chemical parameters were measured *in situ* and water samples were taken for laboratory nutrient determinations. The results of the review of the literature review showed that fish communities were and should be used as bioindicators for the creation of ecological indices for the assessment of water quality. According to the authors, metrics such as abundance and composition of communities were the most used and sensitive to various impacts. However, some problems associated with the use of these communities were identified, such as the effect of anthropogenic pressures and invasive species not being included in the calculation of these indexes. Regarding the case study, the collected fish community was reduced and with a high percentage of invasive species, revealing that the data were insufficient to calculate the ichthyofauna biotic index (F-IBIP) for the water quality assessment in Agueira reservoir.

Keywords: Water Framework Directive, Ichthyofauna, Bioindicators, Biological indexes, Functional metrics, Lentic systems, Eutrofication, Exotic fauna.

Índice

1. Introdução	9
1.1 Rácios de Qualidade Ecológica e F-IBIP	18
2. Objetivos	21
3. Metodologia	22
3.1 Comunidades piscícolas como bioindicadores em ecossistemas lênticos – Revisão bibliográfica	22
3.2 Caso de estudo- Albufeira da Agueira	23
4. Resultados e Discussão	26
4.1 Comunidades piscícolas como bioindicadores em ecossistemas lênticos – Revisão bibliográfica	37
4.2 Caso de Estudo- Albufeira Agueira.....	41
5. Conclusão	49
6. Bibliografia	50

Índice de figuras

Figura 1.....	12
Figura 2.....	18
Figura 3.....	24
Figura 4.....	35
Figura 5.....	42

Índice de tabelas

Tabela 1.....	13
Tabela 2.....	19
Tabela 3.....	19
Tabela 4.....	20
Tabela 5.....	22
Tabela 6.....	23
Tabela 7.....	23
Tabela 8.....	26
Tabela 9.....	32
Tabela 10.....	34
Tabela 11.....	41
Tabela 12.....	42
Tabela 13.....	45

1. Introdução

1.1 Diretiva Quadro de Água

As necessidades das sociedades humanas face ao crescimento demográfico, em conjugação com o desenvolvimento tecnológico, têm provocado a intervenção sistemática do Homem nos ecossistemas naturais de forma a melhorar o nível de vida das populações. De facto, têm sido construídas inúmeras obras transversais nos sistemas fluviais, sobretudo açudes, barragens e pequenos aproveitamentos, com o intuito de suprir as necessidades em água para abastecimento humano, para as atividades agrícolas, mas principalmente para produção de energia elétrica. Outras aplicações surgem com as necessidades de regularização do escoamento (limitação do efeito de cheias) ou de proteção e conservação de margens e/ou leitos dos cursos de água (Pinheiro, 2009).

Com isto, a Comissão Europeia apresentou, em 1994, uma Proposta de Diretiva relativa à qualidade ecológica das águas (COM(93) 680 final), que visava desenvolver e aplicar as conclusões do Seminário Ministerial sobre a Política da Água na Comunidade. Este seminário, realizado em Frankfurt no ano de 1988, reconhecia a necessidade de a legislação comunitária integrar a qualidade ecológica da água. Apesar da legislação Comunitária de proteção do meio aquático estar em vigor, a poluição das águas costeiras e dos estuários continuava a aumentar e, em geral, a qualidade das águas interiores não melhorava. Tal facto acontecia porque as normas de qualidade da água e os valores-limite de emissão estabelecidos, nessa legislação Comunitária, aplicavam-se apenas a determinados tipos de águas (águas superficiais e subterrâneas) e abrangiam apenas alguns parâmetros da qualidade da água (DIRECTIVA 2000/60/CE, 2000).

Deparando-se com a insuficiência da legislação comunitária em vigor relativa à proteção das águas e reconhecendo-a, a Comissão Europeia, apresentou uma Proposta de Diretiva que estabelece um quadro de ação comunitária da política da água (COM(97) 049) em Fevereiro de 1997, designada por Diretiva Quadro da Água (DIRECTIVA 2000/60/CE, 2000). Este documento, para além de englobar as disposições relevantes da proposta de Diretiva relativa à qualidade ecológica das águas, estabelece a necessidade de uma maior integração de aspetos qualitativos e quantitativos para uma gestão sustentável dos ecossistemas aquáticos.

Depois de um demorado processo de negociações, o Parlamento Europeu e Conselho adotou a Diretiva Quadro da Água (2000/60/CE) (DQA) em Setembro de

2000 e esta foi publicada no Jornal Oficial das Comunidades Europeias de 22 de Dezembro de 2001. Atualmente, a DQA constitui o principal instrumento da nova Política da Água na União Europeia, visando, ao contrário da anterior legislação, estabelecer uma estrutura para a proteção e utilização sustentável das águas de superfície e subterrâneas no espaço comunitário, através de uma abordagem comum e com objetivos, princípios e medidas de base coordenados entre si (DIRECTIVA 2000/60/CE, 2000).

A adoção da DQA enquadra-se no contexto mais alargado de desenvolvimento da Política Comunitária para o Ambiente que visa a prevenção, proteção e melhoria da qualidade do ambiente, a proteção da saúde humana e a utilização racional e prudente dos recursos hídricos naturais, de acordo com o Artigo 174º do Tratado de Amesterdão. Esta Política baseia-se nos princípios da precaução e da ação preventiva, da correção prioritariamente na fonte dos danos causados ao ambiente e do princípio do poluidor-pagador (DIRECTIVA 2000/60/CE, 2000)

A DQA introduziu um número variado de métricas para coordenar as iniciativas a aplicar pelos Estados-membros com vista à melhoria da proteção dos recursos hídricos na Comunidade Europeia. Deste modo, pretende-se promover o uso sustentável da água, proteger os ecossistemas aquáticos, os ecossistemas terrestres e zonas húmidas diretamente associados e salvaguardar as futuras utilizações da água. De entre as principais métricas introduzidas pela DQA destacam-se as seguintes:

- Abordagem integrada de proteção das águas (águas de superfície e águas subterrâneas)
- Avaliação do estado das águas através de uma abordagem ecológica
- Planeamento integrado ao nível da bacia hidrográfica
- Estratégia para a eliminação da poluição resultante da utilização de substâncias perigosas (prioritárias)
- Instrumentos financeiros
- Incremento da divulgação da informação e incentivo da participação pública
- Organização do quadro legal comunitário (DIRECTIVA 2000/60/CE, 2000)

A Diretiva Quadro da Água define Massa de Água Fortemente Modificada como uma massa de água que, em resultado de alterações físicas derivadas da atividade humana, adquiriu um carácter diferente. Para estas massas de água aplica-se o conceito de Potencial Ecológico, que representa o desvio que a qualidade do ecossistema aquático apresenta relativamente ao máximo de qualidade que este pode

atingir (Potencial Ecológico Máximo), após implementação de todas as medidas de mitigação que não têm efeitos adversos significativos sobre os usos específicos, ou no ambiente em geral. O processo de identificação provisória das Massas de Água Fortemente Modificadas, efetuada no âmbito do Relatório Síntese sobre a caracterização das Regiões Hidrográficas, consistiu na aplicação de critérios para a identificação de alterações hidromorfológicas significativas derivadas das alterações físicas do ecossistema aquático (ex: barragens). O critério utilizado no processo de identificação das Massas de Água Fortemente Modificadas - Albufeiras foi a dimensão da área da albufeira no Nível Pleno de Armazenamento (NPA) com o valor de 0,38 km² como área mínima. Este critério permitiu identificar 98 massas de água desta categoria em Portugal Continental (INAG, 2010).

No âmbito da implementação da DQA foi estabelecido que, para a tipologia de Massas de Água Fortemente Modificadas – Albufeiras, os descritores são: tempo de residência, área da bacia de drenante e regime de exploração. Em Portugal 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 (hidroelétricas e irrigação/abastecimento) (INAG, 2010).

As Albufeiras do Norte localizam-se em zonas montanhosas, com elevada pluviosidade e com influência do clima Atlântico. Estas albufeiras são utilizadas maioritariamente para produção de energia hidroelétrica e apresentam um tempo de residência geralmente inferior a sete meses (INAG, 2010). A temperatura média anual é inferior a 15°C e a precipitação anual é superior a 800 mm. A dureza da água é inferior a 50 µg CaCO₃/L e o substrato da bacia é silicioso, sendo dominado por rochas graníticas (INAG, 2010).

As Albufeiras do Sul são utilizadas essencialmente para irrigação ou abastecimento de água (INAG, 2010). Neste tipo de albufeiras o tempo de residência é, geralmente, superior a 7 meses compreendendo uma flutuação do nível de armazenamento anual com uma fase de nível máximo entre janeiro até junho, e nível mínimo em setembro. Geralmente, estas albufeiras localizam-se em zonas de planície e são fortemente influenciadas pelo clima Mediterrâneo, com a temperatura média anual superior a 15°C, e precipitação anual inferior a 800 mm. O substrato da bacia é predominantemente silicioso, sendo dominado por xistos e rochas sedimentares e a dureza da água é superior a 50 µg CaCO₃/L (INAG, 2010).

As Albufeiras de Curso Principal localizam-se nos cursos principais do Rio Tejo, Douro e Guadiana e apresentam um tempo de residência inferior a 10 dias e

área de drenagem superior a 20 000 km², sendo utilizadas para irrigação/abastecimento e produção de energia hidroelétrica (INAG, 2010).

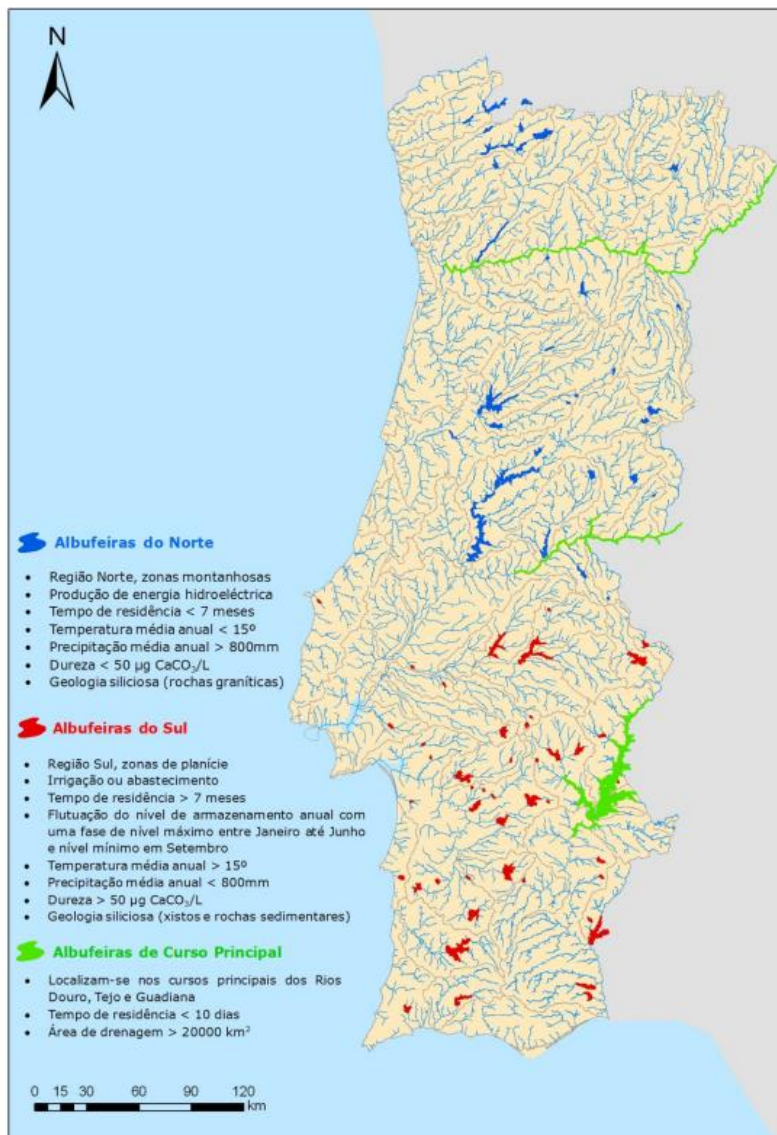


Figura 1- Distribuição dos tipos de albufeiras em Portugal Continental (INAG, 2010).

Relativamente ainda a ecossistemas aquáticos lânticos existem os lagos naturais que podem ser definidos como aqueles que se encontram em depressões naturais, sem interferência humana (Lerman *et al.* 1995). Já Heinonem *et al.* (2000), afirmam que para ser considerado um lago, uma massa de água deve cumprir os seguintes pressupostos:

- Deve encher totalmente ou parcialmente uma bacia;
- Deve apresentar o mesmo nível, ou aproximadamente, em toda a sua extensão;
- Em geral, sem comunicação com o mar;

- Deve ter uma taxa de afluência tão baixa, que os sedimentos suspensos são capturados;
- A área deve exceder um valor específico (1 ha).

A geomorfologia destes sistemas está interligada com acontecimentos de natureza física, química e biológica, que ocorrem dentro das bacias e que têm um papel importante no controlo do metabolismo do sistema (Filipa *et al.* 2009). É a bacia hidrográfica que controla a natureza da drenagem, entradas de nutrientes e volume que aflui ao lago em relação ao tempo de renovação de todo o fluxo do lago. A morfometria da bacia e o volume afluente influenciam os padrões térmicos e de estratificação, que por sua vez determinam a distribuição de gases dissolvidos, nutrientes e organismos. A morfologia da bacia tem efeitos sobre as variáveis físicas, químicas e biológicas do lago, uma vez que a sua forma é variada e reflete a sua origem, os fenómenos resultantes da alteração do movimento da água e as afluências provenientes da bacia hidrográfica (Filipa *et al.* 2009).

Portanto, na avaliação do estado/potencial ecológico das diferentes tipologias de massas de água são considerados diferentes indicadores de qualidade de acordo com a DQA, nomeadamente elementos de qualidade biológica, elementos químicos e físico-químicos e os elementos hidromorfológicos. No entanto, para a correta aplicação dos diferentes indicadores é essencial existir uma harmonização de procedimentos de amostragem e análise dos elementos de qualidade, de modo a que os diferentes estados-membros consigam obter os resultados comparáveis na avaliação.

Segundo a DQA, para rios e albufeiras são utilizados diferentes bioindicadores para avaliar o Estado/Potencial Ecológico destes, bem como os componentes a considerar em cada bioindicador (Tabela 1).

Tabela 1- Bioindicadores de Qualidade Biológica para a avaliação do estado e potencial ecológico de rios e albufeiras, respetivamente.

Rios		Lagos/ Albufeiras	
Bioindicador	Componente	Bioindicador	Componente
Invertebrados Bentónicos	Composição e abundância	Invertebrados Bentónicos	Composição e abundância
Fauna Piscícola	Composição, abundância e estrutura etária	Fauna Piscícola	Composição, abundância e estrutura etária
Flora Aquática -Fitoplâncton -Fitobentos - Macrófitas	Composição e abundância	Fitoplâncton	Composição, abundância e biomassa
		Outra Flora Aquática	Composição e abundância

De acordo com a DQA, o estado das massas de água de superfície é definido em função do valor do pior dos estados avaliados (ecológico, físico e químico e hidromorfológico). No entanto, enquanto o estado físico e químico é estabelecido através de normas Comunitárias, o estado ou o potencial ecológico é definido por cada Estado-Membro.

Tendo em conta que a fauna piscícola é um dos elementos indicadores da qualidade biológica utilizado na classificação do estado/potencial ecológico para a categoria de massas de água rios e albufeiras/ lagos (tabela 1), a relevância deste elemento biológico como indicador de qualidade da água é reconhecida pela comunidade científica (INAG, 2012), tendo vindo a ser alvo de programas de monitorização de rotina em diversos países (INAG, 2012). No entanto, a fauna piscícola como elemento biológico para avaliação da qualidade da água apenas está definida para os rios (INAG, 2012).

As espécies exóticas piscívoras que ocorrem atualmente em Portugal são, na sua maioria, nativas da América do Norte, e de outros países da Europa, da Ásia e da América do Sul. Estão amplamente distribuídas pelas principais bacias hidrográficas, ocorrendo preferencialmente nos ecossistemas lênticos. A naturalização das espécies exóticas resultou sobretudo de introduções intencionais devido, particularmente, ao interesse comercial (pesca desportiva, gastronomia e forragem) e para salvaguarda da saúde pública (controlo da malária através da introdução de espécies predadoras de larvas de insetos) (Ministério do Ambiente, 2016). Porém, existem outras vias de introdução em Portugal, tais como: deslocação natural pelos cursos de água transfronteiriços, fuga de aquiculturas, libertação incorreta na natureza de espécies utilizadas para fins experimentais e/ou apreciadas em aquarofilia. Estas espécies são geralmente oportunistas, com notável capacidade de resistência a alterações do habitat e possuem uma grande plasticidade em termos tróficos, podendo predar espécies nativas, particularmente os seus ovos e larvas (Ministério do Ambiente, 2016).

A promoção da pesca desportiva é sem dúvida o motivo da maioria das introduções realizadas, cujas constantes libertações propiciaram o estabelecimento e consequente proliferação de espécies exóticas. Apesar de se tratar de uma atividade lúdica que constitui um importante recurso económico, social e cultural, não devem ser negligenciáveis as introduções e os constantes repovoamentos realizados permitindo desta forma o sucesso da invasão. Dado o elevado número de espécies exóticas estabelecidas e a presença de uma elevada riqueza piscícola (Ministério do Ambiente, 2016), com várias espécies endémicas que têm no nosso país o seu único local de ocorrência a nível mundial, o potencial impacto das espécies exóticas é enorme.

Apesar de o impacto resultante de algumas espécies não ser ainda conhecido em detalhe, o constante aumento de espécies exóticas impulsiona uma homogeneização biótica entre bacias hidrográficas. Por apresentarem uma maior plasticidade, as espécies exóticas evidenciam uma distribuição mais ampla e uma dominância sobre as espécies autóctones que, pelo efeito de competição ou predação, acabam por se tornar menos abundantes, resultando numa diminuição da biodiversidade (Ministério do Ambiente, 2016).

Para além das inúmeras vias de introdução possíveis, a proliferação dos peixes exóticos, como por exemplo a carpa-comum, o achigã e o pimpão, é favorecida com a alteração e degradação do habitat a que os ecossistemas aquáticos dulçaquícolas, em particular as albufeiras, estão sujeitos. Este tipo de ecossistema possui características muito diferentes das existentes em sistemas lóticos mediterrâneos com condições ecológicas extremas e flutuantes, sendo necessários potentes mecanismos de adaptação. As albufeiras atuam como estabilizadores ambientais e introduzem uma dinâmica imprevisível para a fauna nativa, que é eficientemente excluída dos mesmos pelas espécies exóticas (Ministério do Ambiente, 2016). No caso da carpa (*Cyprinus carpio*) que, apesar de não ser propriamente um predador, esta espécie é responsável pelo desequilíbrio da estrutura ou funcionamento das comunidades piscícolas em ecossistemas lênticos, em particular na redução da diversidade de plantas aquáticas. A carpa-comum tem a tendência de destruir a vegetação e aumentar a turbidez da água (Ministério do Ambiente, 2016). Assim a qualidade ecológica do ecossistema é deteriorada para as espécies nativas (e.g. barbo, boga e sável) que necessitam de água limpa e vegetação para a sua sobrevivência.

Relativamente ao achigã (*Micropterus salmoides*), trata-se de uma espécie carnívora predadora, que consome sobretudo as posturas e os adultos de peixe, anfíbios e crustáceos, constituindo uma ameaça para as espécies indígenas. O pimpão (*Carassius auratus*) é vetor na introdução de doenças da ictiofauna, alimenta-se de peixes nativos, ovos e larvas de peixes, reduz a biomassa da vegetação aquática e ressuspende os sedimentos (Ministério do Ambiente, 2016). Esta última condição promove o aumento da concentração de nutrientes que podem provocar o aumento significativo de microalgas levando a processos de eutrofização (Ministério do Ambiente, 2016).

Para além das espécies invasoras, outros fatores, têm afetado as populações piscícolas dos ecossistemas aquáticos. Assim, o conseqüente decréscimo dos efetivos populacionais, ou a extinção local de espécies migradoras como o salmão (*Salmo salar*) devido às espécies exóticas e construção de barragens, conduziu ao desenvolvimento de diversos sistemas de transposição piscícola em obras fluviais,

genericamente designados de passagens para peixes (PPP) (Pinheiro, 2009). A edificação de obras hidráulicas limita os movimentos das espécies migradoras e/ou residentes para montante ou jusante, reduzindo a acessibilidade dos *taxa* piscícolas a locais fundamentais para completarem o seu ciclo de vida. Esta situação pode provocar o isolamento populacional, compartimentando diferentes classes de idade a montante e jusante (que com a decorrer das gerações poderá conduzir ao isolamento genético e ocorrência de metapopulações), causar desequilíbrios na taxa de recrutamento e na estrutura etária, e ainda ser responsável pelo desaparecimento de certas espécies a montante (Pinheiro, 2009). O efeito dos obstáculos face às rotas migratórias depende da altura imposta, da capacidade locomotora das espécies migratórias e das condições hidrodinâmicas sobre e imediatamente a jusante do obstáculo, especialmente a velocidade da corrente, a altura da lâmina da água, a configuração dos jatos e a profundidade e turbulência da massa de água (FAO, 2002) Como o fluxo unidirecional da água é interrompido formam-se zonas de características lânticas, a montante reduzindo significativamente a heterogeneidade ao nível dos habitats, alterando igualmente a composição das comunidades piscícola (Pinheiro, 2009). Habitualmente, considera-se que os *taxa* reófilos são substituídos por espécies generalistas, melhor adaptadas a ecossistemas lânticos; para além da eventual introdução ou progressão de espécies exóticas. A formação do regolfo poderá também induzir o alagamento de algumas áreas vitais para a ictiofauna, como locais de desova ou zonas de crescimento para juvenis junto das margens anteriormente ricas em vegetação ripícola. Em função das flutuações no nível da água verificadas a montante da barreira podem existir variações morfológicas e estruturais das margens, com alterações na constituição da vegetação ripária e aquática. A jusante do obstáculo, pode ocorrer a invasão do leito pela mata ripícola, com modificações nas comunidades bentónicas e de micrófitas (Pinheiro, 2009).

Por outro lado, a construção de obras hidráulicas induz alterações significativas na qualidade e nos parâmetros físicos e químicos da massa de água. Tal facto resulta do seu represamento e de eventuais descargas da albufeira (aquando de limpezas ou obras de manutenção). A retenção de água modifica as condições de transporte sólido preexistente, provocando a sedimentação de material sólido a montante do paredão – assoreamento da albufeira (Pinheiro, 2009). A nível da temperatura, haverá alterações na secção fluvial (para montante e jusante) influenciada pelo obstáculo (barragem), sendo que a natureza e amplitude destas variações dependem das condições climáticas, das características dos sistemas fluviais e do tipo de obra (Pinheiro, 2009).

As passagens para peixes (PPP) pretendem assim, minimizar as consequências do efeito barreira na ictiofauna, permitindo, em menor escala, o

restabelecimento do contínuo lótico nos sistemas fluviais. Estas estruturas são a principal medida mitigadora do efeito barreira, restabelecendo a conectividade longitudinal dos sistemas fluviais. O fundamento da sua construção remonta à época em que o Homem observou a dificuldade de alguns peixes se locomoverem face a obstáculos geológicos naturais, resolvendo facilitar a sua mobilidade através da edificação destas estruturas (Pinheiro, 2009). Em termos genéricos, uma PPP pode ser definida como um caminho artificial, alternativo ao curso de água onde foi edificada uma barreira, que para a ictiofauna dulçaquícola se apresenta intransponível ou dificilmente superável. O princípio geral de funcionamento consiste em atrair os peixes migradores a um ponto do sistema fluvial, a jusante do obstáculo, e incitá-los a deslocarem-se para montante através de uma estrutura onde a água flui (Pinheiro, 2009). Em relação ao caso de estudo sobre a barragem da Aguieira, que será abordado mais à frente, e apesar de não haver qualquer tipo de passagem para peixes, dois métodos podem ser usados (ICNF, acedido a 28 de Junho de 2018). Uma opção de PPP também utilizada em diversas barragens é um ascensor, que se caracteriza por ser um sistema mecânico de transposição piscícola desenvolvido nos EUA (Soares, 2012). O princípio de funcionamento consiste em capturar os peixes numa cuba a jusante do obstáculo, através da injeção de uma determinada quantidade de água para efetuar a sua atração. Posteriormente, são içados por intermédio de um sistema mecânico e libertados a montante, num canal ou diretamente na própria albufeira (Pinheiro, 2009). A eficácia deste dispositivo depende da atratividade na entrada para a cuba a jusante da barragem. O ascensor é um dispositivo que funciona por ciclos, com fases de captura, ascensão e libertação. As principais vantagens em relação a outros dispositivos são uma menor ocupação de espaço, tem um baixo custo de instalação, é pouco sensível a variação de caudal, e pode ser facilmente ajustável a barragens de qualquer altura. Também é adequado a uma variedade muito grande de espécies, incluindo aquelas que têm dificuldade de utilizar passagens de peixes mais convencionais (Soares, 2012). Como principais condicionalismos apresentam-se a atração dos peixes para o interior da cuba, a baixa eficiência face a indivíduos de pequenas dimensões e os elevados custos de operacionalidade e manutenção (Pinheiro, 2009; Soares, 2012). Um outro método que por veze é utilizado é o transporte das espécies piscícolas através de veículos.

Este método consiste na recolha de espécies piscícolas a jusante da barragem e estas são colocadas em tanques dentro de camiões, depositando-as posteriormente a montante da barragem (Martins, 2000).

1.2 A utilização da fauna piscícola como elemento biológico na avaliação da qualidade da água através de Rácios de Qualidade Ecológica

Como já dito anteriormente, a DQA (CE 2000) exige o estabelecimento de métodos para classificar o estado ecológico das massas de água. Segundo Bund *et al.* (2006), os indicadores biológicos desempenham um papel fundamental na avaliação do estado ecológico. No entanto, os resultados da avaliação biológica precisam ser expressos usando uma escala numérica, entre zero e um, o qual foi definido como o “índice de qualidade ecológica” (EQR). Os valores EQR próximos de um representam um bom estado ecológico e valores próximos de zero representam um mau estado ecológico (Fig. 1) (Bund *et al.* 2006). A DQA afirma ainda, que o objetivo de expressar resultados como um EQR é garantir a comparabilidade entre diferentes métodos de avaliação, ou seja, fornecer uma escala comum de qualidade ecológica. No entanto, os Estados-Membros têm a possibilidade de desenvolver métodos que considerem adequados e adaptados às suas necessidades específicas tendo em conta as diferenças nos métodos existentes (Bund *et al.* 2006).

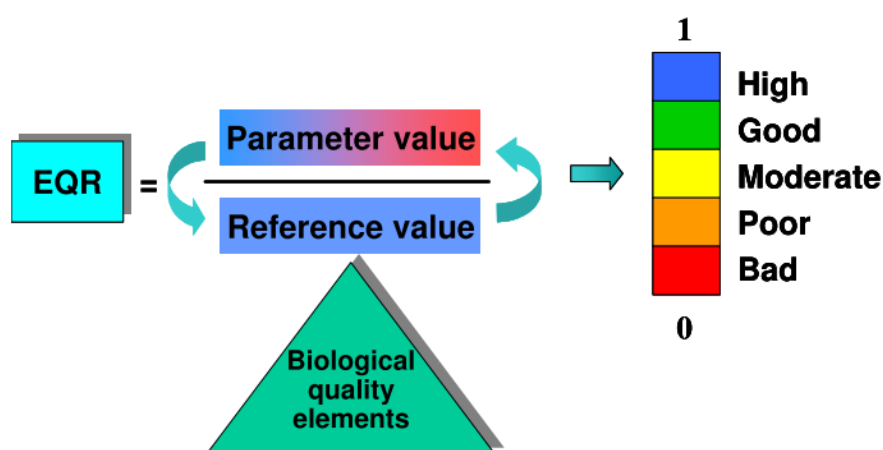


Figura 2- Representação gráfica do conceito de Rácio de Qualidade Ecológica (Bund *et al.* 2006).

Relativamente à comunidade piscícola, Portugal criou um índice piscícola de integridade biótica (F-IBIP) que tem como finalidade, avaliar a qualidade biológica dos rios portugueses (INAG, 2012). Com isto, o F-IBIP, à semelhança de outros índices de integridade biótica, é constituído por diversas métricas que tentam refletir características estruturais e funcionais básicas das comunidades ictiofaunísticas dos sistemas lóticos de Portugal Continental (INAG, 2012). As métricas podem diminuir ou aumentar em função da intensidade da perturbação antrópica e estão incluídas em dois grandes grupos: riqueza e composição específica (e.g. número de espécies nativas, percentagem de indivíduos exóticos) e fatores ecológicos (e.g. a alimentação

ou a reprodução). Por isso, para a aplicação do F-IBIP é necessário identificar para cada estação de amostragem, qual o agrupamento piscícola a que esta pertence. Desta forma, foram inicialmente definidos seis agrupamentos que revelaram comunidades distintas (Tabela 2).

Tabela 2- Agrupamentos piscícolas, em termos funcionais, identificados no F-IBIP.

Grupos	Comunidades Piscícolas
Grupo 1	Salmonícola da Região Norte
Grupo 2	Transição Slamonícola-Ciprinícola da Região Norte
Grupo 3	Ciprinícola de Média Dimensão da Região Norte
Grupo 4	Ciprinícola de Pequena Dimensão das Regiões Norte Interior e Sul
Grupo 5	Ciprinícola de Média Dimensão da Região Sul
Grupo 6	Ciprinícola da Região Norte Litoral

Deste modo, numa fase inicial, as várias espécies da fauna piscícola existentes nos cursos de água foram caracterizadas quanto ao seu estatuto (nativa e exótica) e, de acordo com o conceito de guilda ecológica/funcional, quanto aos seguintes aspetos ecológicos: tolerância à degradação, hábitos alimentares, hábitos reprodutivos, uso de habitat e comportamento migrador. Com base nesta caracterização, definiu-se um conjunto alargado de métricas por agrupamento (Tabela 3) (INAG, 2012).

Tabela 3- Métricas que integram o F-IBIP para cada agrupamento piscícola, bem como a identificação do tipo de métrica e o tipo de resposta da métrica à pressão.

Agrupamento	Métrica	Tipo de Métrica	Resposta à Pressão
Grupo 1	% Indivíduos intolerantes	Tolerância	↓
	% Indivíduos exóticos	Composição	↑
	% Indivíduos omnívoros	Trófica	↑
Grupo 2	% Indivíduos exóticos	Composição	↑
	% Indivíduos intolerantes+ intermédios	Tolerância	↓
	% Indivíduos invertívoros (excluindo espécies tolerantes)	Trófica	↓
	% Indivíduos potamódromos	Migratória	↓
Grupo 3	Nº espécies nativas	Composição	↓
	% Indivíduos exóticos	Composição	↑
	Nº espécies intolerantes+ intermédias	Tolerância	↓
Grupo 4	% Indivíduos exóticos	Composição	↑
	% Indivíduos intolerantes+ intermédios	Tolerância	↓
	% Indivíduos com reprodução generalista+ indivíduos sem reprodução em meio dulçaquícola	Reprodutiva	↑
Grupo 5	% Indivíduos exóticos	Composição	↑
	% Espécies ciprinícolas intolerantes+ intermédias	Tolerância	↓
	% Indivíduos invertívoros (excluindo espécies tolerantes)	Trófica	↓
	% Indivíduos litofílicos	Reprodutiva	↓
Grupo 6	% Indivíduos exóticos	Composição	↑
	% Indivíduos intolerantes+ intermédios	Tolerância	↓
	% Indivíduos pelágicos (espécies nativas)	Habitacional	↓

O valor do F-IBIP é então obtido através da média aritmética das métricas consideradas em cada agrupamento piscícola, sendo que o valor individual de cada métrica varia, numa escala contínua, entre 0 (zero) e 1 (um). O resultado final do F-IBIP varia entre 0 (zero), correspondente a má qualidade, e 1 (um) correspondente a excelente qualidade. Deste modo, o seu valor é expresso sob a forma de rácios de qualidade ecológica. A qualidade é expressa numa de cinco classes de qualidade (Tabela 4), sendo que os valores de variação de cada classe são iguais para todos os agrupamentos (INAG, 2012).

Tabela 4- Valores de variação das classes de qualidade do F-IBIP.

Classes de Qualidade	Valor em Rácio de Qualidade Ecológica
Excelente	[0,850 – 1,000]
Bom	[0,675 – 0,850[
Razoável	[0,450 – 0,675[
Medíocre	[0,225 – 0,450[
Mau	[0 – 0,225[

É de salientar que o F-IBIP responde a diversas exigências da DQA, no entanto, deve-se referir que um dos requisitos da DQA, a estrutura etária, não é contemplado no F-IBIP. Contudo, esta lacuna é transversal a muitos Estados-Membro da União Europeia, de tal forma que, no âmbito dos trabalhos do Exercício de Intercalibração, a Comissão Europeia aceitou os índices de qualidade (incluindo o F-IBIP) que não incluem esta componente (INAG, 2012).

Objetivos

Assim, e de acordo com o exposto, e não descartando o facto de a escassez de índices sobre comunidades piscícolas nomeadamente em albufeiras serem uma problemática atual, o presente trabalho dividiu-se em dois objetivos: i) fazer uma revisão da literatura científica sobre a utilização de comunidades piscícolas como bioindicadores em ecossistemas lênticos (albufeiras), ao abrigo da DQA; e ii) fazer uma revisão de literatura relativamente ao tipo de métricas e índices usados para medir a qualidade da água em albufeiras, usando as comunidades piscícolas como elemento biológico. Adicionalmente foi analisada a albufeira da Aguieira como caso de estudo dentro dos objetivos definidos anteriormente.

3. Metodologia

3.1 Comunidades piscícolas como bioindicadores em ecossistemas lênticos – Revisão bibliográfica

Para responder aos objetivos da tese foi efetuada uma pesquisa bibliográfica alargada que seguiu as diretrizes sugeridas por Pullin & Stewart (2006). As bases de dados consultadas foram diversas de modo a assegurar uma cobertura de pesquisa mais alargada, nomeadamente foram utilizadas a: B-ON, Web of Science, Scopus e Google Scholar.

Este tipo de metodologia foi usada para se compilar informação sobre as comunidades piscícolas como bioindicadores da qualidade da água ao abrigo da DQA, sobre as métricas usadas na avaliação da qualidade da água e também, saber qual o impacto das espécies exóticas (invasoras ou não invasoras) no cálculo da qualidade da água. Tendo em conta os objetivos propostos, foram utilizadas várias palavras-chave acopladas em diversos conjuntos de maneira e obter um resultado de pesquisa o mais alargado possível (Tabela 5).

Tabela 5- Conjuntos de palavras-chave utilizados na pesquisa.

Conjunto de palavras-chave	Nº de artigos encontrados
Lentic; AND Fish; AND Ecological Status; AND Water Quality	4
Fish; AND Reservoir; AND Ecological Status; AND Water Quality	24
Fish; AND Dam; AND Ecological Status; AND Water Quality	17
Fish; AND Ecological Status; AND Water Quality; AND Lentic; AND Reservoirs	2
Fish; AND Water Quality; OR Lentic; AND Reservoirs	341
WFD; AND Fish; OR Ecological Status; AND Water Quality	201
WFD; AND Fish; AND Exotic Species; OR Ecological Status	3
WFD; AND Fish; OR Ecological Status; AND Lentic	15
Fish; AND WFD; OR Ecological Status; AND Reservoir	85
Total de artigos	692

A sequência de pesquisa foi adaptada quando aplicada às bases de dados para poder lidar com os diferentes operadores (ex. uso de “AND”, “OR” e exclusão de países não pertencentes à Europa).

Os artigos resultantes de cada pesquisa, nas diferentes bases de dados, foram avaliados pela sua relevância e foco no assunto em pesquisa, através de um critério de seleção a três níveis do artigo: título, abstract e texto completo. De acordo com

Pulin & Stewart (2006), para que um artigo pudesse passar para o nível de seleção seguinte, este tinha que obedecer a um conjunto de critérios previamente estipulados (Tabela 6). Na extração de dados, para os artigos selecionados, toda a informação relevante sobre as características e tópicos dentro do tema central a pesquisar foram dispostos em tabelas através de um questionário (Tabela 7).

Tabela 6- Critério de inclusão/exclusão

Critério	Inclusão	Exclusão
Ano	$1990 \leq Y \leq 2018$	$Y < 1990$
Localização Geográfica	Europa	Todo o resto
Linguagem textual	Inglês, Espanhol	Todo o resto
Ecosistema	Água doce e lântica	Água salgada, Água doce e lótica
Comunidades Piscícolas	Comunidades piscícolas são predominantes	Comunidades piscícolas encontram-se ausentes
Qualidade da água	Medição da qualidade da água presente	Medição da qualidade da água ausente

Tabela 7- Questionário elaborado para abranger os vários tópicos sobre o tema central.

Q.1	QUE ARTIGOS ABORDAM OS OBJETIVOS PROPOSTOS PELA DIRETIVA QUADRO DE ÁGUA PARA SISTEMAS LÊNTICOS?
Q.2	QUE TIPO DE ÁREAS DE ESTUDO FORAM DEFINIDAS E ESTUDADAS NOS ARTIGOS SELECIONADOS?
Q.3	QUE TIPO DE METODOLOGIA FOI USADA NOS ARTIGOS SELECIONADOS?
Q.4	QUE ÍNDICES E MÉTRICAS FORAM USADAS NOS ESTUDOS DOS ARTIGOS CIENTÍFICOS SELECIONADOS?
Q.5	QUE ARTIGOS ABORDAM A PROBLEMÁTICA DAS ESPÉCIES EXÓTICAS EM RELAÇÃO À QUALIDADE DA ÁGUA?

3.2 Caso de estudo- Albufeira da Aguieira

A barragem da Aguieira foi escolhida como caso de estudo uma vez que é a única albufeira portuguesa que faz parte do exercício de intercalibração, da DQA, para definição dos elementos a avaliar em albufeiras (Pádua *et al.* 2008). A barragem da Aguieira localiza-se no rio Mondego, no limite dos concelhos de Penacova e de Mortágua, distrito de Coimbra. A albufeira da Aguieira corresponde a uma área que engloba território correspondente a um total de seis concelhos: Penacova, Carregal do Sal, Mortágua, St^a Comba Dão, Tábua e Tondela. A área da bacia hidrográfica drenante para a albufeira da Aguieira é de aproximadamente 3100 km². Os usos principais da albufeira correspondem ao abastecimento de água (populações, indústria e agricultura) e produção de energia hidroelétrica, sendo que a pesca, os banhos e natação, bem como a navegação recreativa a remo e à vela, constituem usos secundários (Pádua *et al.* 2008)

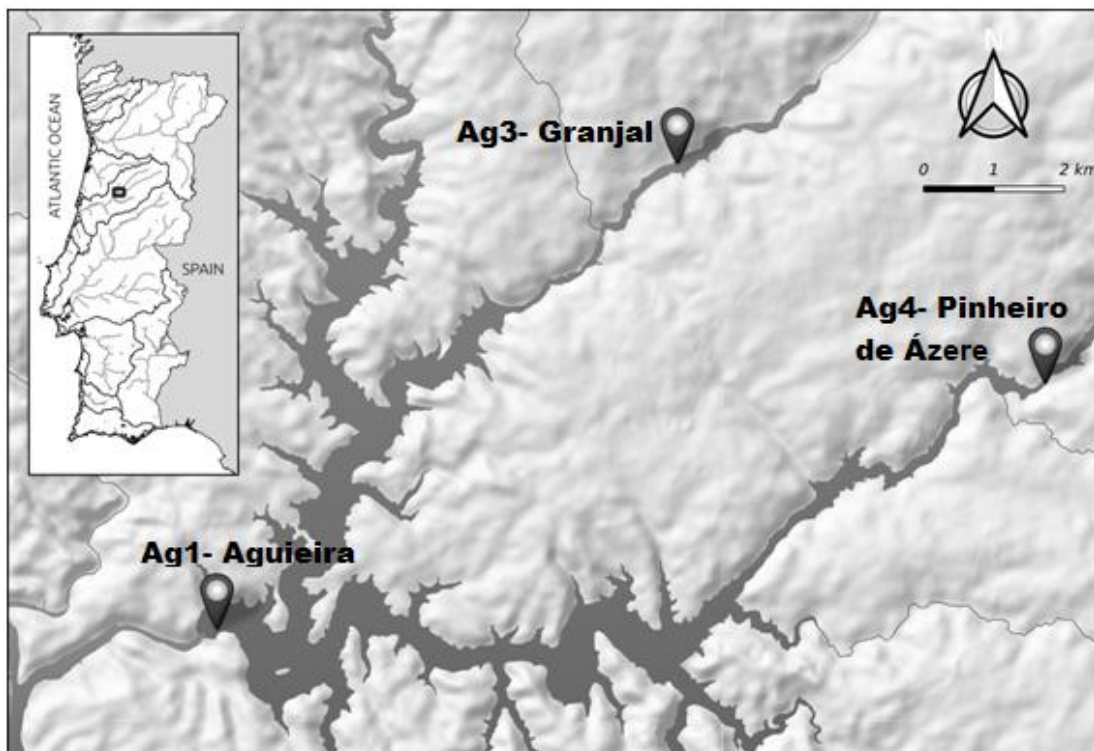


Figura 3- Mapa representativo da albufeira da Agueira com os respetivos pontos de amostragem.

Na albufeira da Agueira foram selecionados três pontos de amostragem, para se proceder à recolha da comunidade piscícola (Fig. 2). Em cada ponto de amostragem foram colocadas 2 redes de emalhar (malhas de dimensões variadas), com o auxílio de um barco, segundo o protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola do INAG (INAG, 2008) e a Norma CEN sobre amostragem piscícola em lagos/albufeiras (Norma CEN EN 14757, 2005). As redes foram colocadas no campo ao fim da tarde e dispostas perpendicularmente em relação à margem para maximizar a captura de peixes, e foram deixadas em campo *overnight*. No dia seguinte as redes foram recolhidas e todas as espécies capturadas foram reunidas em baldes com água do local para posterior identificação e algumas medições biométricas (peso e comprimento). Este procedimento foi repetido em todos os pontos de amostragem. De salientar que para evitar riscos associados às operações de amostragem de ictiofauna, algumas normas de segurança foram seguidas. Aquando da colocação e recolha das redes foram usadas bota-calça de borracha. Nos pontos de amostragem em que a água estivesse contaminada (principalmente por cianobactérias), procedeu-se a métodos de higiene em termos pessoais através de lavagem e desinfeção. Em relação aos exemplares capturados, também foi preciso ter cuidado em termos de contaminação, utilizando baldes com água e luvas mudadas em cada local.

Adicionalmente, em cada ponto de amostragem foram feitas medições de alguns parâmetros físicos e químicos à água segundo o critério para a classificação do estado das massas de água superficiais em rios e albufeiras elaborado pelo INAG em 2009 (INAG, 2009). Assim, em cada local foi medido *in situ* a profundidade através do disco de Secchi (m), a temperatura (C°), oxigénio dissolvido (mg O₂/L) e a taxa de saturação de oxigénio dissolvido (% de O₂), o pH e a condutividade (µS/cm) com o auxílio de uma sonda multiparamétrica (Multi 3630 IDS SET F). Foi ainda recolhida uma amostra de água para posterior quantificação em laboratório de: turbidez (NTU), fósforo (mg/L), NO₃ (mg/L), BOD₅ (mg/L), CDOC (m⁻¹), TSS (µg/L), VSS (µg/L), CQO (µg/L), alcalinidade (°F), dureza (°f), NO₂⁻ (mg/L), NH₄⁺ (mg/L) e N (mg/L) (INAG, 2009).

4. Resultados e Discussão

4.1 Comunidades piscícolas como bioindicadores em ecossistemas lênticos – Revisão bibliográfica

Do processo de pesquisa bibliográfica e após eliminação de duplicados foi ainda efetuado um cruzamento de resultados para cada pesquisa entre as bases de dados resultando assim, um total de 457 artigos que cumpriam os critérios primeiramente definidos. Após a análise dos artigos pela leitura do título do trabalho resultou na exclusão de 312 artigos (68% dos artigos iniciais, Tabela 8). A maioria dos artigos excluídos teve como base um desvio do tema central (ex.: off-topic), abrangendo tópicos como, características genéticas, macroinvertebrados, sistemas lóticos, etc. De acordo com os critérios de exclusão, em função da informação do título, passaram para a análise do resumo (segundo nível de análise) um total de 145 artigos.

A leitura e análise do resumo resultou na exclusão de 108 artigos (74% dos artigos que passaram para serem analisados neste nível, Tabela 8). Estes artigos foram excluídos uma vez que não focavam as comunidades piscícolas nas albufeiras europeias, nem focavam o tema sobre a qualidade da água. Outro grupo de artigos foi ainda excluído uma vez que os estudos não eram realizados no continente europeu, ou por estarem escritos noutras línguas que não inglês ou espanhol. Após esta exclusão ficou-se com um total de 37 artigos que seguiram para análise do texto completo.

No último nível de análise, foram excluídos 27 artigos (81% dos 37 artigos ainda em análise neste nível, Tabela 8). Similarmente à análise do resumo, a exclusão de artigos nesta fase prendeu-se pelo facto de não focarem os tópicos definidos para os objetivos do presente estudo, tais como a abordagem das comunidades piscícolas ser insuficiente, abordagem da qualidade da água através de suposições e experiências (biomanipulação) e não através da criação de índices usando comunidades piscícolas e interferência de poluentes na qualidade da água que por sua vez iriam afetar as comunidades piscícolas.

Tabela 8 - Número e percentagem de artigos excluídos ao longo dos diferentes níveis de análise.

Nº de artigos selecionados	457		
	Título	Resumo	Texto completo
Nº de artigos excluídos	312	108	27
Percentagem de artigos excluídos	68%	74%	81%
Nº de artigos que passaram à fase seguinte	145	37	10

No final do processo de seleção foram analisados por completo 10 artigos científicos dos quais se extraiu informação de acordo com os objetivos inicialmente definidos, pela aplicação de um questionário previamente elaborado que tentava abranger diversos tópicos dentro do tema central a pesquisar (ver Tabela 7).

Q.1 QUE ARTIGOS ABORDAM OS OBJETIVOS PROPOSTOS PELA DIRETIVA QUADRO DE ÁGUA PARA SISTEMAS LÊNTICOS?

De modo a responder aos objetivos propostos pela Diretiva Quadro de Água para os ecossistemas lênticos, os Estados-membros elaboraram relatórios com diretrizes para avaliar a qualidade da água desses ecossistemas. Apesar de haver inúmeros artigos relacionados com a DQA, existem também relatórios técnicos e científicos que mencionam o interesse em avaliar outros parâmetros para além da qualidade da água (Santos *et al.* 2017). Estes atuam de forma independente não abordando ou respondendo aos objetivos da DQA.

Relativamente aos 10 artigos científicos selecionados, 9 apoiam-se na DQA e nos objetivos propostos por esta (Blabolil *et al.* 2016; Blabolil *et al.* 2017; Bobori *et al.* 2018; Irz *et al.* 2006; Navarro *et al.* 2009; Paulovis *et al.* 2012; Mueller *et al.* 2017; Argillier *et al.* 2013; Launois *et al.* 2011).

No entanto, Santos *et al.* (2017) apresenta um estudo independente que não se apoia nos objetivos propostos pela DQA. Em vez de criarem um índice para a classificação da qualidade da água usando comunidades piscícolas, os autores abordaram os impactos sobre as comunidades piscícolas após a construção de uma barragem.

Blabolil *et al.* (2016), desenvolveu uma nova metodologia baseada nas comunidades piscícolas para avaliar a qualidade da água em albufeiras da Europa central. Utilizando uma abordagem por “*hindcast*”, os seus índices previam valores que poderiam ser observados na ausência de pressões para cada albufeira, dependendo das características ambientais. Depois da recolha de dados sobre peixes (e.g. abundância e biomassa) dessas albufeiras, foi composto um índice final (CWZ-FBI) usando BPUE (biomassa por unidade de esforço) total, CPUE (captura por unidade de esforço) planctívoros e CPUE piscívoros, que identificava com precisão as albufeiras que eram levemente, moderadamente e fortemente afetadas pela eutrofização.

Em Blabolil *et al.* (2017), foi proposta uma outra metodologia para avaliar o potencial ecológico de albufeiras na República Checa usando comunidades piscícolas e um conjunto de dados que cobriam vários gradientes de pressão e ambiental. Os dados de peixes obtidos (e.g. biomassa relativa de várias espécies piscícolas) foram

correlacionados como um *proxy* de eutrofização, sendo depois selecionado como indicador para o desenvolvimento do índice de qualidade ecológica. Várias métricas foram usadas para criar o índice final com base nas comunidades piscícolas (CZ-FBI), cumprindo os critérios exigidos pela Diretiva Quadro de Água. Por fim o índice foi comparado com outro índice geral piscícola anteriormente desenvolvido para a Europa Central e Ocidental.

Bobori *et al.* (2018), exploraram o papel das comunidades de macroinvertebrados bentônicos e peixes para avaliar a qualidade ecológica de um corpo de água artificial (Albufeira Karla, Grécia). A água, em termos de parâmetros físicos e químicos, de macroinvertebrados bentônicos e das comunidades piscícolas foram monitorizados durante 2 anos (2013-2015) e foram calculados diversos índices (Greek Lake Benthic invertebrate Index- GLBiL, Greek Lake Fish Index- GLFI e o Hellenic Evaluation System 2- HESY2) para classificação e avaliação da qualidade da água na albufeira. As pressões antropóicas a que a bacia hidrográfica está sujeita e os benefícios da melhoria da qualidade da água são discutidos no contexto da implementação da DQA relativa à introdução de planos de gestão sustentável.

Irz *et al.* (2006) tentaram comparar as comunidades piscícolas em 3 tipos de ecossistemas distintos (lagos, albufeiras e rios), contribuindo para a implementação da DQA. Para isso foram utilizados dados de peixes de 21 lagos naturais, 50 albufeiras e 549 estações fluviais. Os autores comprovaram que as listas de espécies que ocorrem são muito semelhantes entre lagos e albufeiras, e aparecem como um subconjunto das espécies que ocorrem nos rios. Os lagos e albufeiras são também muito semelhantes em termos de espécies comuns e raras. Por outro lado, a comparação de estruturas comunitárias suporta a hipótese de uma posição intermediária dos reservatórios entre os sistemas dos lagos e dos rios. Este último resultado pode refletir o efeito de processos em larga escala sofridos pelos ecossistemas de água doce, qualquer que seja o seu tipo, e a não-independência dos corpos de água nas suas bacias hidrográficas. Os autores chegaram à conclusão de que, embora as principais preocupações de conservação sejam sobre os sistemas naturais, as preocupações sobre sistemas artificiais também devem ser consideradas nos programas de monitorização e avaliação, a fim de permitir políticas de gestão eficientes em escala para a bacia hidrográfica.

Navarro *et al.* (2009) utilizaram uma análise de componentes principais para classificar as albufeiras em tipos, de acordo com as suas características geológicas e morfométricas. A qualidade ecológica foi avaliada usando várias métricas (e.g. Clorofila-a, Clorofila de cianobactérias, % de anomalias nos peixes, etc.). Para cada tipo de reservatório, foi selecionada uma condição de referência de qualidade. Quando

possível, esta referência foi o reservatório com a melhor qualidade ecológica; caso contrário, foi utilizado o parecer de peritos. Para permitir a comparação da qualidade entre reservatórios de diferentes tipos, identificando diferenças intrínsecas, foi calculado um Rácio de Qualidade Ecológica (RQE). De acordo com o RQE, a maioria dos reservatórios cumpriu os critérios de qualidade da DQA. Além disso, como as referências foram escolhidas entre reservatórios semelhantes, valores baixos de RQE são indicativos de problemas específicos, tais como derramamentos, secas, ou águas não tratadas.

Paulovis *et al.* (2012) fizeram uma análise espacial para avaliar o estado ecológico de três corpos de água geograficamente conectados: duas albufeiras do Sistema de Proteção da Água do Kis-Balaton (KBWPS) e da bacia ocidental do Lago Balaton. Segundo os autores, o KBWPS foi projetado para funcionar como uma zona de retenção natural e para proteger a qualidade da água do Lago Balaton. O principal objetivo do estudo foi usar as métricas propostas pela DQA para avaliar o estado ecológico do Sistema de Proteção da Água do Kis-Balaton e do lago Balaton e apresentar uma abordagem preliminar para investigar quais são os atributos e métricas (e.g número total de espécies, número total de espécies piscícolas exóticas, etc.) mais sensíveis que podem ser usados posteriormente num estudo mais detalhado.

Mueller *et al.* (2017) compararam a eficácia e a representatividade da pesca elétrica, *snorkel*, redes de cerco, redes de içamento com isco, redes de emalhar de malha múltipla, armadilhas para peixes com isco, redes fyke, pesca com linha e pesca com palangre, considerando três habitats típicos de planície de inundação de um rio em diferentes momentos do dia. A pesca elétrica foi o método mais eficaz, revelando maior riqueza de espécies, representação de características de espécies e captura por unidade de esforço (CPUE), seguida de redes de cerco. Para espécies únicas como o dace (*Leuciscus leuciscos*), a acerina eurasiática (*Gymnocephalus cernua*), o sargo comum (*Abramis brama*) e o sargo prateado (*Blicca bjoerkna*), a captura com redes de cerco foi mais eficaz do que a pesca elétrica. Nos dois métodos mencionados, algumas espécies foram capturadas de maneira mais consistente durante a noite, ao entardecer ou ao amanhecer do que durante o dia. Todos os outros métodos de pesca testados não puderam ser recomendados para avaliações da comunidade de peixes em águas estagnadas rasas devido à baixa representatividade do inventário de espécies recolhidas e geralmente baixa CPUE. Com base nesses resultados, a pesca elétrica em transectos de 30 m em diferentes momentos do dia para monitorizar a comunidade de peixes em águas estagnadas rasas pode ser recomendada, permitindo a máxima comparabilidade possível com os habitats adjacentes dos rios. A captura

com rede de cerco deve ser considerada uma alternativa se a acessibilidade dos habitats for restrita ou se for proibida a pesca elétrica.

Argillier *et al.* (2013) utilizaram o método padrão do CEN (Comitê Europeu de Padronização, CEN 2005) para amostragem de peixes em lagos usando redes de emalhar de malha múltipla permitindo a colheita de comunidades piscícolas de 445 lagos europeus em 12 países. Os lagos foram adicionalmente caracterizados por fatores ambientais e *proxies* de eutrofização. Seguindo uma abordagem específica do local, incluindo um procedimento de validação, foi desenvolvido um índice de peixes (EUindex) incluindo duas métricas de abundância (captura por unidade de esforço expressa como número de peixes e biomassa) e uma métrica funcional de composição (abundância de peixes omnívoros). Apesar de uma distribuição geográfica desigual dos lagos e de algumas deficiências nos dados ambientais e de pressão, o índice de peixes (EUindex) provou ser útil para a avaliação do estado ecológico dos lagos, aplicando protocolos padronizados e, portanto, apoia o desenvolvimento de ferramentas nacionais de avaliação de peixes de lagos, de acordo com a DQA.

Launois *et al.* (2011) afirmaram que a DQA indica claramente que o peixe é um dos "elementos de qualidade" a serem considerados na avaliação dos ecossistemas lênticos. No entanto, segundo estes autores, poucos índices de integridade biótica baseados em peixes (FBIs) foram desenvolvidos para lagos até o momento. Portanto, o objetivo deste estudo foi desenvolver uma ferramenta (FBI) para os lagos franceses. Levantamentos de peixes, parâmetros ambientais naturais de lagos, pressões antropogênicas em escala de captação e pressões locais foram alguns parâmetros avaliados para 67 albufeiras e 24 lagos naturais em toda a França. Depois de atribuir as espécies piscícolas a associações tróficas, reprodutivas e de tolerância, os autores criaram um conjunto de métricas que se refletiram sobre os aspectos complementares do funcionamento e condições destas comunidades. Outras características ao nível das comunidades, como riqueza e uniformidade, foram adicionadas. Essas métricas foram modeladas *versus* pressões e variáveis ambientais naturais. As condições de referência em cada local foram então avaliadas usando uma modelagem de "hindcast". Finalmente, índices foram obtidos para lagos naturais e artificiais separadamente, combinando as métricas selecionadas. Quinze dos 73 indicadores de espécies de peixes, cobrindo os três aspectos funcionais dos três grupos, apresentaram uma resposta significativa às pressões antropogênicas. Após a remoção das características redundantes, os índices finais para lagos naturais e albufeiras incluíram três e seis métricas: espécies intolerantes, biomassa de espécies intolerantes e % da biomassa de espécies intolerantes, % de biomassa de espécies litofílicas, biomassa de espécies omnívoras, número de espécies herbívoras, % de espécie piscívoras, % de espécies

estritamente litofílicas e BPUE respetivamente. Os impactes relacionados com a agricultura foram notáveis nas albufeiras, enquanto nos lagos naturais as pressões urbanas e locais apresentaram os efeitos mais significativos.

Relativamente ao estudo realizado por Santos *et al.* (2017), este apresenta uma avaliação integrada dos impactes das barragens na fauna aquática, estudo realizado na albufeira do rio Sabor (Portugal). Segundo os autores, esta barragem criou duas albufeiras: uma primária e uma secundária. As alterações na qualidade da água provocadas pela construção da barragem e aprisionamento de águas fluviais foram significativas para ambas as albufeiras, nomeadamente a albufeira secundária (a jusante). As consequências na deterioração da qualidade da água para a fauna aquática foram severas, segundo Santos *et al.* (2017), marcadas por declínios acentuados de espécies de peixes autóctones e invasão de espécies exóticas.

Q.2 QUE TIPO DE ÁREAS DE ESTUDO FORAM DEFINIDAS E ESTUDADAS NOS ARTIGOS SELECIONADOS?

Apesar de o tema do presente trabalho tenha como foco de estudo albufeiras europeias, os 10 artigos selecionados abordam os diversos ecossistemas lênticos – lagos naturais e lagos artificiais (albufeiras). No entanto, a maioria dos artigos selecionados teve como área de estudo albufeiras. Blabolil *et al.* (2016; 2017) estudaram um conjunto de albufeiras em França e na República Checa. Bobori *et al.* (2018) tiveram como área de estudo a albufeira de Karla e Kalamaki na Grécia. Navarro *et al.* (2009) desenvolveram estudos em albufeiras no nordeste de Espanha. Paulovis *et al.* (2012) estudaram o Lago Balaton na Hungria. Irz *et al.* (2006) tiveram como área de estudo, lagos, albufeiras e rios em França, mostrando assim o interesse em perceber se os sistemas naturais (lagos e rios) ajudam a definir um potencial ecológico para albufeiras. Mueller *et al.* (2017) tiveram como área de estudo 3 remansos do rio Inn na Alemanha. Argillier *et al.* (2013) tiveram como área de estudo 445 lagos localizados na Dinamarca, Estónia, Finlândia, França, Alemanha, Irlanda, Itália, Noruega, Roménia, Eslovénia, Suécia e Reino Unido. Launois *et al.* (2011) tiveram como área de estudo 24 lagos naturais e 67 albufeiras em França. Santos *et al.* (2017) tiveram como área de estudo a albufeira do Sabor em Portugal.

Q.3 QUE TIPO DE METODOLOGIA FOI USADA NOS ARTIGOS SELECIONADOS?

As metodologias utilizadas nos artigos selecionados para auxiliar na definição do potencial ecológico para as diferentes áreas de estudo foram distintas e estão

resumidas na Tabela 9. Na maioria dos artigos analisados, o tipo de metodologia para a recolha de espécies piscícolas foi redes de emalhar e/ou pesca elétrica (Tabela 9) (INAG, 2008).

Paral além da metodologia de “fish sampling”, Bobori *et al.* (2018) também utilizou a “macroinvertebrate sampling” para ajudar na classificação da qualidade ecológica da água da albufeira de Karla. Nos outros artigos, foram também realizadas análises físicas e químicas à água, para auxiliar na avaliação da qualidade ecológica da água (Bobori *et al.* 2018; Blabolil *et al.* 2017; Navarro *et al.* 2009; Mueller *et al.* 2017; Santos *et al.* 2017)

Num outro artigo Mueller *et al.* (2017), foi estudado a eficácia de várias metodologias para a recolha de espécies piscícolas. Os autores usaram armadilhas para peixes com isco, redes de emalhar de malha múltipla, redes fyke, redes de cerco, redes de elevação com isco, pesca com linha e com palangre, snorkel e pesca elétrica (Tabela 9).

Tabela 9 - Metodologias utilizadas para recolha de espécies piscícolas e macroinvertebrados- artigos que usaram análises físicas e químicas da água na sua metodologia.

PARÂMETROS E/OU METODOLOGIAS	REFERÊNCIAS	
PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS		
Temperatura (°C)	Santos <i>et al.</i> 2017; Bobori <i>et al.</i> 2018; Mueller <i>et al.</i> 2017; Argillier <i>et al.</i> 2013	
pH	Santos <i>et al.</i> 2017; Bobori <i>et al.</i> 2018; Mueller <i>et al.</i> 2017	
Condutividade (µS/cm)	Santos <i>et al.</i> 2017; Bobori <i>et al.</i> 2018; Mueller <i>et al.</i> 2017	
Oxigénio Dissolvido (mg/L)	Santos <i>et al.</i> 2017; Bobori <i>et al.</i> 2018	
BDO ₅ (mg/L)	Santos <i>et al.</i> 2017; Bobori <i>et al.</i> 2018	
CDO (mg/L)	Bobori <i>et al.</i> 2018	
Secchi (cm)	Navarro <i>et al.</i> 2009; Santos <i>et al.</i> 2017; Bobori <i>et al.</i> 2018; Mueller <i>et al.</i> 2017; Argillier <i>et al.</i> 2013	
Turvação (NTU)	Santos <i>et al.</i> 2017; Bobori <i>et al.</i> 2018; Mueller <i>et al.</i> 2017	
Fósforo total (mg/L)	Navarro <i>et al.</i> 2009; Blabolil <i>et al.</i> 2016; Santos <i>et al.</i> 2017; Bobori <i>et al.</i> 2018; Argillier <i>et al.</i> 2013	
Fósforo total dissolvido (mg/L)	Blabolil <i>et al.</i> 2017; Bobori <i>et al.</i> 2018	
Nitrogénio total (mg/L)	Bobori <i>et al.</i> 2018	
NO ₃ -N (mg/L)	Santos <i>et al.</i> 2017; Bobori <i>et al.</i> 2018	
NO ₂ -N (mg/L)	Bobori <i>et al.</i> 2018	
NH ₄ -N (mg/L)	Bobori <i>et al.</i> 2018	
[Clorofila <i>a</i>] (mg/m ³)	Navarro <i>et al.</i> 2009; Santos <i>et al.</i> 2017; Bobori <i>et al.</i> 2018	
Clorofila cianófito (mg/m ³)	Navarro <i>et al.</i> 2009; Bobori <i>et al.</i> 2018	
MACROINVERTEBRADOS		
Draga Ekman-Birge	Bobori <i>et al.</i> 2018	
Rede em forma de D (250 mm× 230 mm)	Bobori <i>et al.</i> 2018	
COMUNIDADES PISCÍCOLAS		
Rede de Emalhar	Bentónica	Irz <i>et al.</i> 2006; Navarro <i>et al.</i> 2009; Blabolil <i>et al.</i> 2016; 2017; Santos <i>et al.</i> 2017; Bobori <i>et al.</i> 2018; Argillier <i>et al.</i> 2013; Launois <i>et al.</i> 2011; Mueller <i>et al.</i> 2017
	Pelágica	Irz <i>et al.</i> 2006; Navarro <i>et al.</i> 2009; Blabolil <i>et al.</i> 2017; Santos <i>et al.</i> 2017; Launois <i>et al.</i> 2011; Mueller <i>et al.</i> 2017
Pesca Elétrica	Irz <i>et al.</i> 2006; Navarro <i>et al.</i> 2009; Paulovis <i>et al.</i> 2012; Santos <i>et al.</i> 2017; Bobori <i>et al.</i> 2018; Mueller <i>et al.</i> 2017	
Armadilhas com isco	Mueller <i>et al.</i> 2017	

Redes fyke	Mueller <i>et al.</i> 2017
Redes de cerco	Mueller <i>et al.</i> 2017
Redes de elevação com isco	Mueller <i>et al.</i> 2017
Pesca com linha	Mueller <i>et al.</i> 2017
Pesca com palangre	Mueller <i>et al.</i> 2017
Snorkel	Mueller <i>et al.</i> 2017

Q.4 QUE ÍNDICES E MÉTRICAS FORAM USADAS NOS ESTUDOS DOS ARTIGOS SELECIONADOS?

Blabolil *et al.* (2016), usaram métricas que foram definidas para avaliar a abundância, composição e estrutura etária das comunidades de peixes, conforme exigido pela DQA. As métricas de abundância foram abundância total de peixes e biomassa (CPUE total e BPUE total). As métricas de composição permitiram o cálculo do índice de diversidade de Shannon e a classificação de peixes foi feita por associações reprodutivas, de famílias, tróficas, habitat de alimentação e de tolerância (Blabolil *et al.* 2016). As métricas de família e guilda foram expressas em CPUE, BPUE e a proporção do total de CPUE e BPUE. A estrutura etária foi avaliada indiretamente pelo peso médio dos peixes. As métricas finais usadas pelos autores para o cálculo do índice (CWE-FBI) foram, BPUE total, CPUE piscívoros e CPUE planctívoros (Blabolil *et al.* 2016). O índice utilizado para a classificação da qualidade ecológica foi o cálculo de RQEs (CWE-FBI) a partir das métricas selecionadas (Blabolil *et al.* 2016).

Blabolil *et al.* (2017) definiram um conjunto de métricas para atender aos critérios de avaliação da DQA de abundância, composição e estrutura etária das comunidades piscícolas. Para a seleção de métricas apropriadas, numa primeira etapa, foi avaliada a relação entre cada métrica e a concentração total de fósforo (TP), uma vez que o fósforo total é um excelente *proxy* para a avaliação do estado de eutrofização de um ecossistema (Blabolil *et al.* 2017). De seguida, os autores escolheram várias métricas que se encontram enumeradas na tabela 10 para procederem ao cálculo do índice CZ-FBI com correção para os RQE (Blabolil *et al.* 2017).

Tabela 10- Métricas usadas para o cálculo do índice ecológico e respetivo critério da DQA (Blabolil *et al.* 2017). *a s l- above sea level (acima do nível do mar)

Métrica	Critério DQA
Biomassa total de peixes na parte da albufeira (kg.1000 m ⁻²)	Abundância
Biomassa total de peixes na parte tributária (kg.1000 m ⁻²)	Abundância
Abundância total de peixes (ind.1000 m ⁻²)	Abundância
Biomassa relativa de Brema (%)	Composição da comunidade
Biomassa relativa de Acerina Eurasiana (%)	Composição da comunidade
Biomassa relativa de Perca (%)	Composição da comunidade
Biomassa relativa de Rudd (%)	Composição da comunidade
Biomassa relativa de Salmonidae (%) < 700 m a s l*	Composição da comunidade
Biomassa relativa de Salmonidae ≥ 700 m a s l*	Composição da comunidade
Presença de peixes 0+ de 6 espécies (Pardelha-dos-Alpes, Brema, Alburnete, Acerina Eurasiana, Perca, Lucioperca)	Estrutura Etária

Bobori *et al.* (2018), para avaliar a qualidade da água da albufeira Karla (Grécia), utilizaram três índices distintos (GLBiL, GLFI, HESY2). No índice GLBiL (Greek Lake Benthic invertebrate Index) foram usadas três métricas: o número total dos taxa, índice de diversidade de Simpson para o total de amostras e a percentagem da abundância de Chironomidae na zona profunda (Ntislidou *et al.* 2016). No índice HESY2 (Hellenic Evaluation System 2) foram usadas cinco métricas: percentagem de EPTC (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Coleoptera), percentagem de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), o índice da diversidade de Shannon, a equitabilidade de espécies e o SemiHES (Lazaridou *et al.* 2018). No índice GLFI (Greek Lake Fish Index) foram usadas apenas duas métricas: contribuição numérica de espécies invasoras capturadas e a contribuição das espécies omnívoras na biomassa total capturada (Petriki *et al.* 2017).

Navarro *et al.* (2009) utilizaram várias métricas para calcular a qualidade ecológica de várias albufeiras do nordeste de Espanha. A concentração de clorofila-a (mg/ m³), de clorofila de cianobactérias (mg/ m³), a percentagem de anomalias nos peixes (%), CPUE de carpas no litoral das albufeiras, CPUE de carpas na zona limnética, percentagem de carpas presente no litoral das albufeiras (%), percentagem de carpas na zona limnética, profundidade do disco de Secchi (m), percentagem de oxigénio hipolimnético (%) e fósforo total (mg/ m³) foram as métricas utilizadas pelos autores. Segundo os autores, a falta de índices para o cálculo da qualidade ecológica para o tipo de albufeiras em estudo, levou-os a usarem o sistema de referência dinamarquês de RQE. Esse sistema usa uma grande variedade de métricas mas, os autores só utilizaram as métricas acima evidenciadas para a avaliação ecológica das albufeiras.

Paulovis *et al.* (2012), apesar de não apresentarem um índice para a classificação da qualidade da água, apresentaram dezoito métricas que definiram de maior relevância para o cálculo de índices bióticos em estudos futuros. As métricas selecionadas pelos autores foram: número total de espécies piscícolas, número total de espécies piscícolas exóticas, percentagem de peixes exóticos (%), percentagem da biomassa de exóticas (%), percentagem de espécies tolerantes (%), percentagem da biomassa de espécies tolerantes (%), número total de espécies intolerantes, proporção de peixes omnívoros, percentagem da biomassa de omnívoros (%), proporção de peixes invertívoros, percentagem da biomassa de invertívoros (%), proporção de peixes piscívoros, percentagem de piscívoros (%), proporção de peixes herbívoros, percentagem da biomassa de herbívoros (%), proporção de peixes planctívoros, percentagem da biomassa de planctívoros (%), e número de peixes.

No artigo de Argillier *et al.* (2013), os autores fizeram um processo de seleção de métricas (Fig. 3). De um total de 90 métricas candidatas, Argillier *et al.* (2013) selecionaram 3 métricas finais (CPUE total, BPUE total e CPUE de espécies piscícolas omnívoras) que seriam posteriormente inseridas num índice por eles criado (EUindex) para o cálculo da qualidade ecológica da área de estudo.

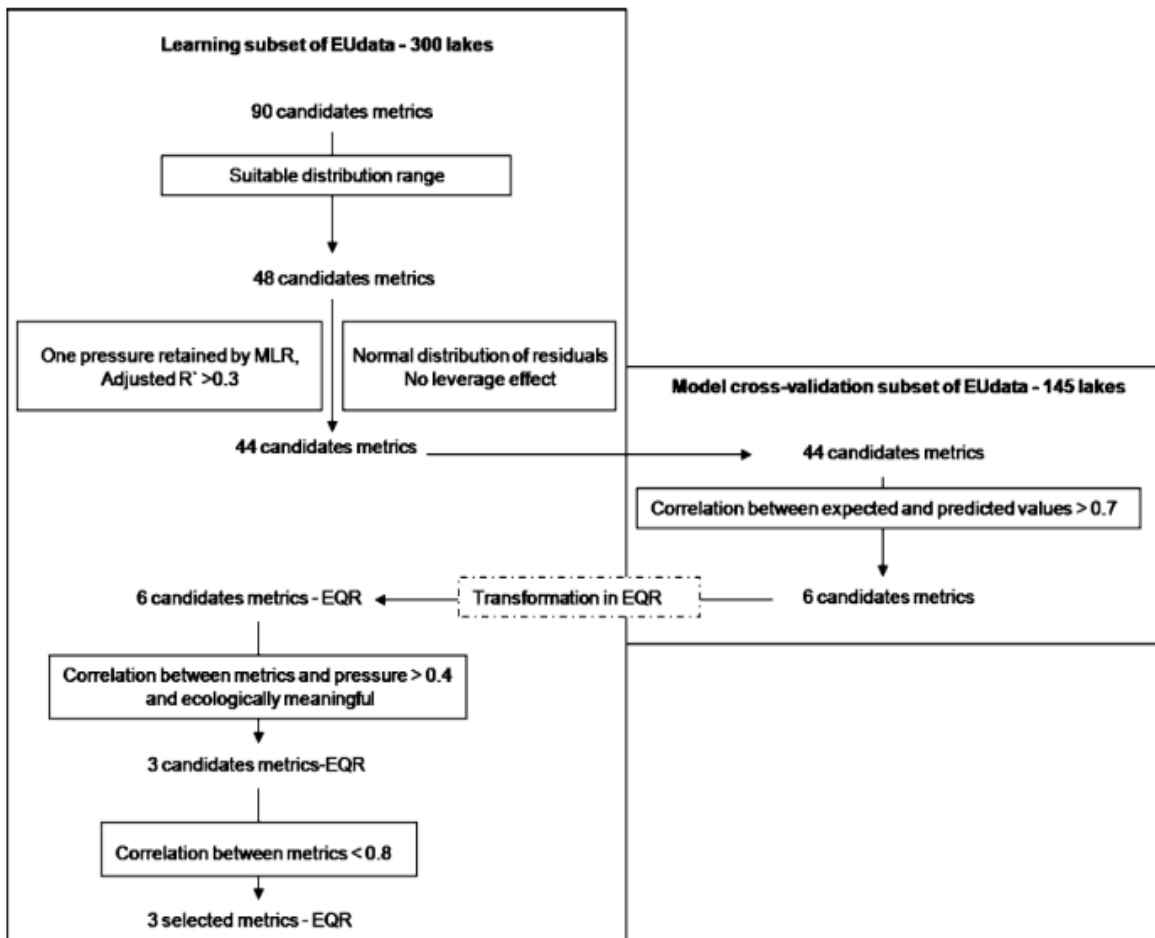


Figura 4 – Procedimento de seleção de métricas. (MLR- regressão linear múltipla) (Argillier *et al.* 2013).

Launois *et al.* (2011) criaram um índice para lagos naturais e albufeiras (FBI-Fish Based Index) usando três e seis métricas, respetivamente. Métricas essas que caracterizam o número de espécies maioritariamente intolerantes, a biomassa de espécies maioritariamente intolerantes e % de espécies maioritariamente tolerantes para lagos naturais e BPUE, % de espécies estritamente litofílicas, % de espécies piscívoras, número de espécies herbívoras, biomassa de espécies omnívoras e % de biomassa de espécies litofílicas para albufeiras.

Q.5 QUE ARTIGOS ABORDAM A PROBLEMÁTICA DAS ESPÉCIES EXÓTICAS EM RELAÇÃO À QUALIDADE DA ÁGUA?

Apenas dois dos artigos selecionados abordam as espécies exóticas como um problema para a qualidade da água. Bobori *et al.* (2018) abordaram as espécies exóticas como espécies que foram introduzidas e que se adaptam facilmente a condições de eutrofização, sendo que estas condições estão relacionadas com má qualidade da água. Segundo os autores as espécies introduzidas são exclusivamente planctívoras e invertívoras, portanto o efeito de cascata trófica (Blindow *et al.* 1993) é insuficiente para controlar condições de eutrofização (Bobori *et al.* 2018). O outro artigo a abordar espécies exóticas foi Santos *et al.* (2017), onde os autores afirmam que a construção da barragem sobre o rio Sabor criou duas albufeiras com consequências que incluíram o aumento da temperatura da água e da condutividade elétrica dos cursos de água a montante, e dos lagos a jusante, especialmente na albufeira secundária. Outra das consequências observadas foi a acumulação de azoto e fósforo nas duas albufeiras formadas. Estes nutrientes são provenientes dos sedimentos, através da decomposição de matéria orgânica, ou provenientes da agricultura praticada na área adjacente à albufeira (Santos *et al.* 2017). A abundância destes nutrientes desencadeou o crescimento de plantas aquáticas e microalgas. Sob estas condições o estado trófico das albufeiras foi considerado como eutrófico, ou seja, má qualidade da água. Com a deterioração da qualidade da água registou-se uma alteração significativa na composição das espécies faunísticas aquáticas (espécies nativas) (Santos *et al.* 2017). Segundo os autores, antes da construção da barragem, as comunidades piscícolas eram representadas principalmente por espécies nativas como o barbo, a boga e o bordalo. No entanto, após a construção da barragem com a ocorrência da fragmentação do habitat, registou-se um declínio das comunidades piscícolas nativas e ao aumento proporcional de espécies exóticas (e.g. alburno e perca sol) (Santos *et al.* 2017). O ecossistema lântico formado a montante pela construção das barragens criou condições ambientais adequadas para uma

dispersão excepcional de espécies exóticas e esta foi, provavelmente, amplificada pela deterioração da qualidade da água (Santos *et al.* 2017).

Após a análise e apresentação dos resultados dos artigos selecionados, pode-se retirar diferentes conclusões.

No artigo de Blabolil *et al.* (2016), um novo índice (CWE-FBI) de peixes aplicável a albufeiras da Europa Central e Ocidental foi desenvolvido e pode ser passível de transferência para outras ecorregiões europeias. Esse índice funciona como uma categoria intermédia entre os índices continentais e nacionais, já que a distância máxima entre as albufeiras em estudo foi de 1674 km. O índice foi desenvolvido usando uma abordagem específica do local, semelhante ao índice europeu usado para lagos (Blabolil *et al.* 2016). O índice CWE-FBI é composto por três métricas de peixes e reflete a degradação dos ecossistemas aquáticos devido à eutrofização. As métricas de peixes foram definidas principalmente como guildas ecológicas funcionais, permitindo a avaliação das comunidades piscícolas de maneira semelhante, mesmo que ocorrendo variabilidade de espécies (Blabolil *et al.* 2016). O baixo número de métricas selecionadas pode ser explicado pela baixa especialização de espécies piscícolas lênticas dominantes na Europa tornando-as menos vulneráveis a stresses antropogênicos. Além disso, a maioria dessas espécies é considerada tolerante (Blabolil *et al.* 2016). Os índices baseados em organismos relativamente tolerantes muitas vezes levam à seleção de algumas métricas principais. É o caso das áreas mediterrâneas altamente flutuantes e, portanto, ambientes agressivos para todos os organismos (Blabolil *et al.* 2016). Nessas áreas, os peixes geralmente são tolerantes à heterogeneidade dos ecossistemas, no entanto, essa tolerância pode limitar tanto a quantidade de métricas quanto a capacidade de resposta a pressões (Blabolil *et al.* 2016). O aumento da abundância total de peixes e biomassa com os níveis de produtividade na água é um processo bem conhecido. A biomassa é o parâmetro mais direto para ser usado como métrica, pois integra a produtividade em toda a cadeia alimentar (Belpaire *et al.* 2000; Søndergaard *et al.* 2005). A segunda métrica selecionada, CPUE de peixes planctívoros é composta por três espécies, incluindo uma das espécies mais comuns, a brema (*Abramis brama*). Esta espécie foi utilizada em vários índices de peixes como indicador de degradação de ecossistemas (Blabolil *et al.* 2016). A última métrica selecionada no índice foi a CPUE de peixes invertívoros/piscívoros. Embora inclua seis espécies de peixes, as mais importantes são a perca (*Lepomis* sp.) e a lucioperca (*Sander lucioperca*). A lucioperca é uma espécie típica de corpos de água ricos em nutrientes das terras baixas e a sua

população aumenta com o aumento de processos de eutrofização. O aumento de abundância de pequenos indivíduos de perca foi também reconhecido como um fator responsável por aumentar a produtividade do ecossistema (Blabolil *et al.* 2016).

Blabolil *et al.* (2017) afirmam que o índice (CZ-FBI) define claramente as métricas de peixes (tabela 10), permitindo uma classificação rápida do potencial ecológico e, quando necessário, fornecendo orientações para ações de restauração e gerenciamento da pesca. Segundo os autores, as etapas metodológicas usadas para desenvolver o novo índice são transferíveis para outras regiões em albufeiras semelhantes localizadas em ambientes semelhantes e compartilhando as mesmas espécies (Blabolil *et al.* 2017). O CZ-FBI é baseado em indicadores bem definidos que se correlacionam com a eutrofização (expressa neste estudo como concentração de TP- fósforo total) e cobrir todos os critérios exigidos pela DQA, ou seja, a avaliação da abundância, composição da comunidade piscícola e a sua estrutura etária (Blabolil *et al.* 2017). Os indicadores incluem medidas de abundância e biomassa total piscícola, composição piscícola ao nível da espécie e família (Blabolil *et al.* 2017). Segundo Blabolil *et al.* (2017), as espécies selecionadas são amplamente distribuídas e constituem uma parte significativa das comunidades piscícolas em toda a Europa. Além disso, o CZ-FBI reflete a heterogeneidade espacial inerente das albufeiras em termos de distribuição de peixes, cobrindo gradientes longitudinais e de profundidade em habitats bentônicos e pelágicos. Blabolil *et al.* (2017) compararam ainda o índice CWE-FBI com o índice CZ-FBI, afirmando que este último usa principalmente indicadores de espécies únicas, enquanto o CWE-FBI é baseado em guildas funcionais. Mais ainda, em termos de critérios da DQA, o CWE-FBI não cobre a estrutura etária. Métricas de biomassa piscícola foram utilizadas no CWE-FBI e no CZ-FBI. No caso do CWE-FBI, a métrica de biomassa é um valor integral para todo o habitat bentônico, enquanto as métricas de biomassa para o habitat pelágico foram calculadas separadamente na albufeira e na parte tributária. A vantagem dessa abordagem é ter em consideração o gradiente longitudinal de produtividade que ocorre em ecossistemas lênticos (Blabolil *et al.* 2017). Além das métricas, o desenvolvimento do CZ-FBI foi elaborado com base em correlações emparelhadas com a concentração de TP (Blabolil *et al.* 2017), enquanto o CWE-FBI se baseia em procedimentos de *hindcast*. Este modelo (*hindcast*) avançado pode revelar relações casuais para conjuntos de dados suficientemente grandes, mas geralmente não é aplicável a conjuntos de dados relativamente pequenos, como os utilizados para o CZ-FBI (Blabolil *et al.* 2017). Em vez disso, métodos simples podem identificar padrões claros no conjunto de dados. A apreciação de especialistas também esteve envolvida no desenvolvimento do CZ-FBI; essa abordagem subjetiva é apropriada quando

condições de referência não existem e apenas um conjunto de dados limitado está disponível. No entanto, e apesar das diferentes abordagens subjacentes, ambos os índices levam a resultados muito semelhantes (Blabolil *et al.* 2017). Isso confirma a capacidade de qualquer uma das avaliações classificar o potencial ecológico das albufeiras num gradiente de pressão antropogénica.

No artigo de Navarro *et al.* (2009), os autores afirmaram que a riqueza específica e outras métricas convencionais piscícolas (e.g. diversidade e uniformidade) não estavam relacionadas com a qualidade da água das albufeiras. Por outro lado, a abundância total e relativa (CPUE) de carpa comum (*Cyprinus carpio*) nas zonas litorais (pesca elétrica) e limnética (rede de emalhar) apresentou correlações positivas com a concentração de fósforo total e outras variáveis do estado trófico (e.g. clorofila a, clorofila de cianobactéria) (Carol *et al.* 2006). Porém, a carpa, presente nos 14 reservatórios amostrados, é uma espécie invasora amplamente introduzida em todo o mundo com efeitos significativos descritos sobre o aumento de turbidez da água (ressuspensão de nutrientes e declínio de macrófitas) (Navarro *et al.* 2009). Além disso, a percentagem de peixes com ocorrência de anomalias (espécies invasoras) também estava relacionada com o estado trófico.

Paulovis *et al.* (2012), não apresentaram nenhum índice biótico utilizando a ictiofauna para o cálculo do potencial ecológico. No entanto, apresentaram algumas métricas (e.g. número total de espécies piscícolas, número total de espécies piscícolas exóticas, percentagem de peixes exóticos (%), percentagem da biomassa de exóticas (%)) que devem ser consideradas na criação de índices futuros. Uma questão principal que os autores colocaram é se os valores baseados em biomassa fornecem mais informações do que métricas baseadas em abundância. Aparentemente, no caso de algumas métricas (como presença de peixes tolerantes, omnívoros e piscívoros), os dados baseados em biomassa dão uma imagem completamente diferente dos dados baseados em abundância, mais ainda não mostrando nenhuma correlação entre esses parâmetros (Paulovis *et al.* 2012). Em geral, os dados baseados em biomassa da ictiofauna podem fornecer uma descrição mais sensível do funcionamento do ecossistema (Paulovis *et al.* 2012).

Em Argillier *et al.* (2013), notaram que as métricas de abundância incluídas nos índices finais foram a densidade de peixes expressa em biomassa ou número por rede e noite. Este parâmetro está já bem documentado como associado a processos de eutrofização (Minns *et al.* 1994; Appelberg *et al.* 2000; Belpaire *et al.* 2000; Gassner *et al.* 2003; Tammi *et al.* 2003; Garcia *et al.* 2006; Holmgren *et al.* 2007). As duas métricas selecionadas para representar a composição de comunidades piscícolas (CPUE de espécies omnívoras e CPUE total) apresentaram respostas significativas

para as variáveis de eutrofização (Argillier *et al.* 2013). Segundo McDonough & Hickman (1999), condições degradadas são provavelmente benéficas para espécies oportunistas, como alimentadores omnívoros, em contraste com alimentadores especializados devido à plasticidade da dieta. Segundo os autores, as métricas que usaram critérios de tolerância não exibiram relação com a pressão antropogénica. Isso reforça as preocupações existentes sobre se a inclusão dessas métricas é relevante em análises em larga escala do estado ecológico dos lagos (Irz *et al.* 2007a), principalmente devido à dificuldade de determinar a tolerância das espécies numa escala geográfica grande.

Launois *et al.* (2011) demonstraram que a abordagem por “*hindcast*” de métricas baseadas em comunidades piscícolas tornaram possível avaliar a condição atual de lagos e albufeiras. Um conjunto de métricas que exibem respostas significativas à pressão antropogénica foram selecionadas e combinadas num índice de integridade biótica para lagos e albufeiras francesas. Para as albufeiras, todas as guildas tróficas parecem estar relacionadas com pressões antropogénicas. Esta situação sugere fortemente que um índice baseado em comunidades piscícolas é um indicador relevante de eutrofização (Appelberg *et al.* 2000; Drake & Pereira, 2002; Tammi *et al.* 2001). Segundo os autores deste artigo (Launois *et al.* 2011), enquanto o FBI para albufeiras atende totalmente ao conjunto de critérios recomendados por Karr *et al.* (1986), o FBI desenvolvido para lagos naturais na França sofre com a ausência de uma métrica que responda às pressões agrícolas. Esta ausência é provavelmente devida ao baixo uso da terra agrícola nas bacias hidrográficas dos lagos amostrados. Utilizando o modelo de “*hindcast*”, os autores assumiram que as condições de referência foram simuladas adequadamente, colocando todos os fatores antropogénicos a zero. No entanto, na DQA, a referência para um determinado lago corresponde ao estado de “ausência de pressões antropogénicas ou condições quase imperturbáveis” (Stoddard *et al.* 2006). Portanto, o método implementado aqui foi ainda mais restritivo na avaliação de referência do que o previsto pela DQA, levando a valores sobrestimados do FBI. Embora esse método (*hindcast*) se cada vez mais popular (Wiley *et al.* 2003), o executante deve ter em mente que inclui uma certa subjetividade. A reprodutibilidade e a precisão do índice poderão ser mais úteis quando forem adicionados novos dados sobre peixes (Launois *et al.* 2011).

4.2 Caso de Estudo - Albufeira Agueira

As tabelas 11 e 13 apresentam os resultados dos parâmetros físicos e químicos de suporte geral medidos em cada ponto de amostragem e a dinâmica da ictiofauna amostrada na albufeira da Agueira.

Relativamente aos parâmetros físicos e químicos de suporte geral medidos nos três pontos de amostragem (Tabela 11), pode-se afirmar que através da interpretação com os valores limite para a classificação do bom potencial ecológico para albufeiras do tipo norte, de os pontos de amostragem tiveram um potencial ecológico de Bom, Moderada e Bom (Ag1, Ag3 e Ag4, respetivamente).

Tabela 11 - Resultados dos parâmetros físicos e químicos de suporte geral da água nos três pontos de amostragem da albufeira da Agueira. INAG (2009a) apresenta os Limiares máximos para os parâmetros físico-químicos gerais para o estabelecimento do Bom Potencial Ecológico em albufeiras; LD – limite de deteção.

	INAG (2009a)	LD	Ag1	Ag3	Ag4
			Primavera	Primavera	Primavera
pH	6-9		9.20	8.31	9.15
O ₂ (mg/L)	>5		11.90	11.30	12.20
O ₂ (%)	60-120		119.4	112.1	125.2
P (mg/L)	≤0.05	0.01	0.01	0.09	0.02
NO ₃ (mg/L)	≤25	0.5	2.8	4	1.2
Cond (µS/cm)			83.1	112.0	78.2
Temp (°C)			14.4	15.2	15.5
Secchi (m)			2.5	2.0	1.5
Turb (m ⁻¹)			0.072	0.087	0.074
BOD ₅ (mg/L)			0.55	0.42	1.12
CDOC (m ⁻¹)			0.100	0.148	0.243
TSS (µg/L)			13.45	11.08	17.50
VSS (µg/L)			11.07	9.08	13.50
CQO (µg/L)		5	53	45	50
Alk (°F)		0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Hardness (°f)		0.5	1.6	1.9	1.6
NO ₂ ⁻ (mg/L)		0.01	0.04	0.04	0.02
NH ₄ ⁺ (mg/L)		0.05	0.07	0.06	0.09
N (mg/L)		0.5	<0.5	<0.5	0.7
	Potencial ecológico		Bom	Razoável	Bom

Desde 1995 que a albufeira da Agueira tem sido alvo de classificações da qualidade da água através de elementos físicos e químicos (Tabela 12) resultando em variações do potencial ecológico ao longo dos anos (Figura 4).

Tabela 12 – Parâmetros físicos e químicos usados para a classificação da qualidade da água na albufeira da Agueira (1995-2013) (SNIRH - Dados Sintetizados, acessado a 26 de Novembro de 2019).

1995	Coliformes totais, Oxidabilidade e Carência química de oxigénio
1996	Oxidabilidade e pH
1997	Oxidabilidade
1998	pH, Oxidabilidade e Carência química de oxigénio
1999	pH
2000	Oxigénio dissolvido (sat), pH e Oxidabilidade
2001	Coliformes totais, Oxidabilidade e Carência química de oxigénio
2002	Carência química de oxigénio
2003	Oxigénio dissolvido (sat)
2004	Azoto Kjeldahl
2005	pH
2006	pH
2007	pH
2008	Azoto Kjeldahl
2009	pH, Azoto Kjeldahl, Oxigénio dissolvido (sat) e Carência química de oxigénio
2010	Carência química de oxigénio, pH, Azoto Kjeldahl e Oxigénio dissolvido (sat)
2011	Azoto Kjeldahl
2012	Carência química de oxigénio e pH
2013	pH e Oxigénio dissolvido (sat)

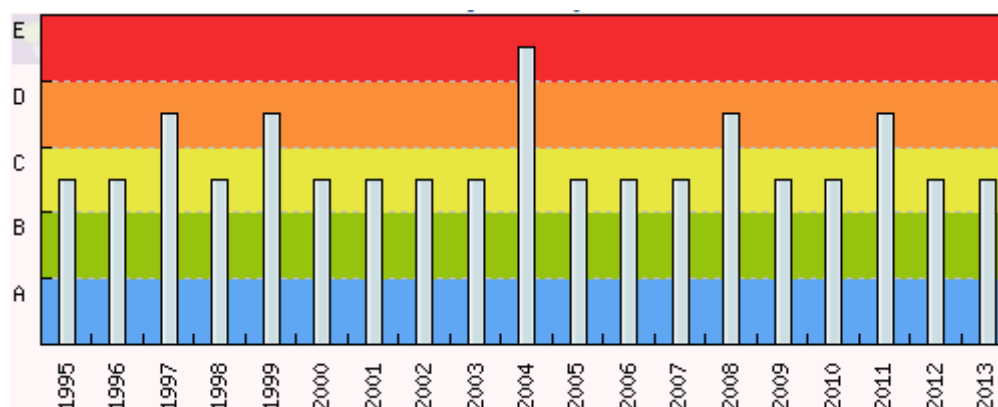


Figura 5 - Classificação da qualidade da água usando parâmetros físicos e químicos na albufeira da Agueira (1995-2013). A) Excelente, B) Boa, C) Razoável, D) Medíocre e E) Má (SNIRH - Dados Sintetizados, acessado a 26 de Novembro de 2019).

Relativamente à comunidade de ictiofauna amostrada esta revelou que nos três pontos de amostragens foram capturados 16 espécimes de ictiofauna sendo que 66,7% foram espécies invasoras e apenas 2 das espécies capturadas eram endémicas (33,3%) (Tabela 13).

Em Ag1, no ponto mais próximo da barragem, foi capturado apenas um único espécime adulto (Sável), que já se encontrava morto na rede. Esta espécie é endémica e a sua abundância tem vindo a decrescer drasticamente, especialmente nos rios do sul (Tejo, Sado e Guadiana). Nos rios Mondego, Lima e Minho encontram-se ainda populações de sável com algum significado, cuja exploração assume grande importância económica no seio das comunidades piscatórias (Naturlink-Ficha do Sável, acedido a 18 de Outubro de 2019). Para além das populações migradoras (como é o caso do sável), existem populações lacustres, nomeadamente nas albufeiras das barragens do Castelo do Bode (rio Tejo) e Aguieira (rio Mondego), que aí ficaram retidas aquando da construção dos empreendimentos (Naturlink-Ficha do Sável, acedido a 18 de Outubro de 2019). Esta espécie alimenta-se sobretudo de animais de pequenas dimensões como crustáceos e algas filamentosas através da filtração da água. Em águas salobras alimenta-se quase exclusivamente de crustáceos (Naturlink-Ficha do Sável, acedido a 18 de Outubro de 2019).

No segundo ponto de amostragem de ictiofauna (Ag3), local mais a montante do Rio Dão, foram capturados oito espécimes. Das oito capturas registadas, apenas uma espécie era endémica (20%), enquanto as espécies invasoras representaram 80% das espécies capturadas (lucio-perca, o pimpão, a perca sol e a carpa). A única espécie endémica capturada foi um barbo. O barbo é um ciprinídeo endémico da Península Ibérica que possui uma distribuição alargada, ocupando a quase totalidade das bacias hidrográficas de Portugal Continental, com exceção das dos Rios Guadiana, Mira, Ribeiras do Algarve e Minho. É uma espécie que apresenta uma grande adaptabilidade face a diversos sistemas dulçaquícolas, ocupando um largo espectro de habitats de carácter lótico e lêntico, preferindo sobretudo locais com corrente fraca ou moderada e evitando águas com baixas temperaturas. Estas características frequentemente correspondem aos sectores médios e inferiores dos cursos de água. Esta espécie encontra-se presente, e bem adaptada numa grande percentagem das albufeiras existentes na sua área potencial de distribuição (Naturlink-Ficha do Barbo-comum, acedido a 18 de outubro de 2019). O barbo-comum é uma espécie que ostenta um comportamento alimentar bentónico, apresentando uma alimentação omnívora e oportunista, desde material vegetal (macrófitos aquáticos e algas filamentosas), a insetos e crustáceos (Naturlink- Ficha do Barbo-comum, acedido a 18 de Outubro de 2019). A introdução de algumas espécies exóticas poderá

ser igualmente responsável por algum declínio da população do barbo na Península Ibérica, sobretudo devido à competição pelos recursos (e.g. alimento, habitat), mas também resultado da predação que será exercida, particularmente sobre as fases juvenis, por alguns dos taxa piscívoros introduzidos como o achigã (*Micropterus salmoides*), o lúcio (*Esox lucius*) e a lucioperca (*Sander lucioperca*) (Naturlink- Ficha do Barbo-comum, acessido a 18 de Outubro de 2019).

Relativamente às espécies invasoras capturadas, registámos a lucioperca que surge em zonas profundas e tranquilas com fundos rochosos e águas turvas, podendo também ocorrer na coluna de água. A sua distribuição está descrita para os Açores, nas barragens do Ermal e Agueira, rio Mondego e seus afluentes, e de Lamas de Olo (Vila Real). Os adultos alimentam-se exclusivamente de peixes (alburnos, escalos, bogas, barbos, incluindo os da própria espécie e lagostins, sendo estes últimos em algumas fases do ano praticamente o seu único alimento), enquanto os jovens alimentam-se de crustáceos (e.g. dáfias) (Lucioperca - Pesca-PT, acessido a 19 de Outubro de 2019). A carpa prefere habitats lênticos, com substrato mais fino, abundante vegetação aquática e águas com temperatura mais elevada. Está presente em albufeiras e é bastante resistente à escassez de oxigénio dissolvido e à degradação da qualidade da água (*Cyprinus carpio* - Biodiversidade da Mitra, acessido a 19 de Outubro de 2019). Durante o inverno permanece junto ao fundo, podendo mesmo enterrar-se no substrato arenoso/vasoso, limitando a sua atividade até à chegada da primavera. A reprodução ocorre em maio/junho e a postura efetua-se em zonas de baixa profundidade com vegetação abundante à qual os ovos se aderem (*Cyprinus carpio* - Biodiversidade da Mitra, acessido a 19 de Outubro de 2019). A dieta desta espécie é omnívora (detritos vegetais, insetos, crustáceos e alevins de outros peixes), com preferência para os invertebrados bentónicos (*Cyprinus carpio* - Biodiversidade da Mitra, acessido a 19 de Outubro de 2019). O pimpão, tal como a carpa, prefere habitats lênticos, com substrato mais fino e abundante vegetação aquática, encontrando-se muitas vezes junto às margens, em zonas de remanso. Está também presente em albufeiras e é também bastante resistente à escassez de oxigénio dissolvido e à degradação da qualidade da água (*Carassius auratus* - Biodiversidade da Mitra, acessido a 19 de Outubro de 2019). A reprodução ocorre entre maio e junho em zonas de baixa profundidade com vegetação abundante à qual os ovos se aderem. A dieta é igualmente omnívora (*Carassius auratus* - Biodiversidade da Mitra, acessido a 19 de Outubro de 2019). A perca sol é uma espécie de condições lênticas, ocorrendo em albufeiras e em cursos de água com menor profundidade, baixa velocidade de corrente, presença de vegetação aquática e temperatura mais elevada. Tal como a maioria das espécies não nativas, é resistente à degradação das

condições ambientais (*Lepomis gibbosus* - Biodiversidade da Mitra, acedido a 19 de Outubro de 2019). A reprodução realiza-se entre maio e julho, período durante o qual constroem ninhos (pequenas depressões em substrato de areia ou gravilha), defendidos pelos machos, que exibem comportamento fortemente territorial (*Lepomis gibbosus* - Biodiversidade da Mitra, acedido a 19 de Outubro de 2019). A maioria dos indivíduos apresenta uma dieta maioritariamente à base de insetos, embora possam igualmente predar ovos, larvas e pequenos peixes (*Lepomis gibbosus* - Biodiversidade da Mitra, acedido a 19 de Outubro de 2019).

Em Ag4, local mais a montante localizado no rio Mondego, foram capturados sete espécimes. Neste ponto de amostragem foi onde se registou a maior percentagem de espécies endémicas (57%) em contraste com as espécies invasoras (43%). A espécie endémica capturada neste ponto foi o barbo e as espécies invasoras capturadas foram o pimpão e a lucioperca, espécies já foram caracterizadas anteriormente.

Tabela 13- Lista de exemplares piscícolas capturadas, parâmetros biométricos e estatuto de conservação, nos vários pontos de amostragem na albufeira da Aguieira.

Pontos de Amostragem	Nome científico	Nome Comum	Peso (Kg)	Comprimento Total (cm)	Estatuto
Ag1	<i>Alosa alosa</i>	Sável	0.980	47.5	Endémica
Ag3	<i>Sander lucioperca</i>	Lucioperca	0.390	38.0	Exótica
Ag3	<i>Luciobarbus bocagei</i>	Barbo	1.495	50.0	Endémica
Ag3	<i>Carassius auratus</i>	Pimpão	0.160	20.6	Exótica
Ag3	<i>Carassius auratus</i>	Pimpão	0.150	20.6	Exótica
Ag3	<i>Carassius auratus</i>	Pimpão	0.185	22.0	Exótica
Ag3	<i>Lepomis gibbosus</i>	Perca Sol	0.050	10.4	Exótica
Ag3	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	0.375	28.8	Exótica
Ag3	<i>Carassius auratus</i>	Pimpão	0.175	20.5	Exótica
Ag4	<i>Sander lucioperca</i>	Lucioperca	0.180	28.0	Exótica
Ag4	<i>Sander lucioperca</i>	Lucioperca	0.085	13.9	Exótica
Ag4	<i>Luciobarbus bocagei</i>	Barbo	0.495	35.7	Endémica
Ag4	<i>Luciobarbus bocagei</i>	Barbo	0.470	32.5	Endémica
Ag4	<i>Carassius auratus</i>	Pimpão	0.250	22.0	Exótica
Ag4	<i>Luciobarbus bocagei</i>	Barbo	0.780	37.7	Endémica
Ag4	<i>Luciobarbus bocagei</i>	Barbo	0.525	34.2	Endémica

Os resultados obtidos para as comunidades piscícolas nos diferentes pontos de amostragem, mostraram pouca representatividade e diversidade, com o método de captura utilizado (redes de emalhar). Segundo Mueller *et al.* (2017), apesar de pesca elétrica ser pouco eficiente em lagos e albufeiras, outros métodos de captura como as redes de cerco e as redes de emalhar, são muito mais eficazes e pouco seletivas, resultando numa larga representatividade e diversidade de espécies piscícolas. Os autores afirmaram ainda que, para aumentar a eficácia de captura de ictiofauna e aumentar a sua representatividade, a repetição dos métodos de captura usando redes de cerco, pesca elétrica e redes de elevação com isco devem ser considerados. Mueller *et al.* (2017) defendem também que os métodos de captura devem ser utilizados em diferentes alturas do dia (dia, noite, anoitecer e amanhecer) para uma avaliação mais realista das comunidades piscícolas. A maior captura de certas espécies durante a noite, anoitecer e madrugada pode ser explicada por diferenças comportamentais específicas da espécie, como horários de caça preferidos durante o anoitecer e o amanhecer (e.g. *Sander lucioperca*). Para além da baixa representatividade registada de espécies piscícolas nos vários pontos de amostragem, a alta percentagem de espécies invasoras foi um parâmetro observado descrito já com efeitos negativos para a qualidade da água (Bobori *et al.* 2018). Apesar dos resultados físicos e químicos obtidos mostrarem uma boa qualidade da água, as espécies invasoras são conhecidas por se adaptarem facilmente a ambientes eutrofizados e serem potenciadoras da deterioração da qualidade da água (Bobori *et al.* 2018). Por outro lado, algumas espécies exóticas (e.g. *lucioperca* e achigã) são predadoras de espécies nativas (e.g. barbo) (Naturlink- Ficha do Barbo-comum, acedido a 18 de Outubro de 2019), dificultando assim a classificação da qualidade da água, visto que maior parte dos índices piscícolas usam espécies nativas como parâmetro na avaliação ecológica do ecossistema.

A ictiofauna presente na albufeira da Aguieira tem sido estudada e em 1999 foi feita uma avaliação e caracterização da mesma que se baseou em amostragens utilizando redes de emalhar, pesca elétrica, inquéritos e dados obtidos a partir de outros trabalhos realizados anteriormente neste local (APA, 2007). Neste estudo foram registadas 13 espécies: Sável, Enguia, Barbo-do-Norte, Pimpão, Boga, Góbio, Carpa, Escalo-do-Norte, Ruivaco, Verdemã, Perca Sol, Achigã e Truta. A comunidade existente na altura revelou uma diversidade relativamente baixa. Cerca de 42% das espécies são introduzidas, sendo algumas delas muito comuns, como é o caso da Perca Sol e do Achigã. O desaparecimento ou diminuição de várias espécies migradoras (Lampreia, Sável, Savelha, Enguia) é um claro indício da artificialização decorrente da construção de barragens (APA, 2007). Não existe qualquer referência à

presença de Lampreia na albufeira, a presença de Savelha foi indicada pelos pescadores desportivos da região. No entanto, por vezes os pescadores chamam Savelha aos exemplares menores de Sável, devido às semelhanças morfológicas entre as duas espécies (APA, 2007).

À semelhança do que acontece em outras bacias hidrográficas, o Sável mantém uma população residente na Aguieira, cuja migração foi impossibilitada pela construção desta barreira física (barragem). Estes indivíduos adquiriram um modo de vida completamente diferente dos seus congéneres que efetuam migrações anádromas, fenómeno designado por “land locked populations” (APA, 2007). Pedroso (1997) e Luís (1998), em trabalhos realizados nesta albufeira, utilizando como método de amostragem a pesca elétrica, referem a Perca-Sol como espécie dominante, no entanto com presença significativa de Achigã, Pimpão, Barbo-do-Norte, Boga, Enguia e Sável (APA, 2007). Inquéritos enviados pelos clubes de pesca corroboram estes resultados, indicando a Perca Sol como espécie predominante, sendo o Achigã, o Barbo do Norte, a Boga e a Carpa espécies também muito comuns nesta albufeira. Esta última podendo atingir grandes dimensões, segundo a indicação dos pescadores desportivos da região (e.g. comprimento total: 70 cm; peso total: 6 kg). De um modo geral, as informações recolhidas indicam uma diminuição do efetivo de Boga, Pimpão e Escalo-do-Norte, coincidente com a proliferação de espécies introduzidas (APA, 2007).

Na zona litoral encontramos essencialmente espécies sedentárias naturalmente vocacionadas para águas lânticas, como a Perca Sol e o Achigã. A zona pelágica (superficial e profunda) é explorada essencialmente por ciprinídeos limnófilos exóticos como a Carpa comum e o Pimpão, e ciprinídeos indígenas, sobretudo potádromos, como a Boga e o Barbo comuns (APA, 2007).

5. Conclusão

As comunidades piscícolas são uma componente cada vez mais importante na classificação da qualidade da água, desde a implementação da DQA. Apesar de haver bastante literatura sobre comunidades piscícolas como bioindicadores para rios, a literatura científica para albufeiras ainda está pouco desenvolvida. Só na última década é que têm sido desenvolvidos estudos, ao abrigo da DQA, que focam estas comunidades como bioindicadores. Índices têm sido criados, usando ictiofauna nas suas métricas, mas alguns problemas dificultam a sua criação: estes terem que ser emparelhados com outros organismos (invertebrados bentónicos, fitoplâncton) e parâmetros físicos e químicos da água; não haver dados suficientes para que estes sejam contemplados nos índices bióticos devido à falta de literatura sobre os melhores métodos de amostragem; as pressões antropogénicas como fator limitante; e a presença de espécies exóticas que têm um impacto negativo na avaliação do potencial ecológico da massa de água.

Alguns autores afirmam que os índices por eles criados, podem ser melhorados num futuro próximo, para posteriormente ser possível que estes auxiliem na avaliação e classificação do potencial ecológico dos ecossistemas e orientar futuras ações de restauração para minimizar os efeitos das pressões antropogénicas. Índices que usam maioritariamente a biomassa e número de capturas na sua classificação poderiam beneficiar de um melhoramento que inclui-se diversas pressões (agrícolas, antropogénicas), o aumento do esforço de amostragem e a integração das espécies invasoras como elemento biológico nos seus parâmetros.

No caso de estudo apresentado (albufeira da Aguieira), a falta de representatividade e diversidade de espécies piscícolas e a alta percentagem de espécies invasoras foram um fator limitante para a classificação da qualidade da água na albufeira da Aguieira. Estudos futuros terão que considerar estes fatores e deverão usar a literatura existente, que identifica outros parâmetros como relevantes (e.g. BPUE e CPUE) para poderem classificar a qualidade da água. Por outro lado, defende-se a utilização de mais métodos de amostragem (e.g. redes de cerco, redes de emalhar, pesca com isco, armadilhas com isco) bem como o aumento do esforço de amostragem (repetições de certos métodos de amostragem em diferentes alturas do dia), para se obter dados mais reais sobre a diversidade e representatividade das espécies piscícolas. No entanto, é extremamente essencial avaliar e incluir os efeitos das pressões antropogénicas no cálculo dos índices bióticos bem como usar a informação referente à ocorrência e diversidade de espécies invasoras nas métricas presentes no índice biótico de ictiofauna.

6. Bibliografia:

- Amanatidou E., Trikilidou E., Pekridis G., Samiotis G., Tsikritzis L., Taousanidis N., Karapanos S. Pollution sources in water of young reservoirs - Case of Ilarion hydroelectric Dam, Greece. *Environ. Eng. Manag. J.* 17, 2083–2095 (2018)
- Anon. *Chapter 3 - environmental review. American Society of Civil Engineers - Task Committee Reports* (ASCE, 1997)
- APA. Plano de Ordenamento da Albufeira da Aguieira. *Diário da República, 1.ª série - N.º 8 190*, 1–2 (2007)
- APA. Tipologia de Massas de Água Fortemente Modificadas - Albufeiras de Portugal Continental. (2010)
- Appelberg M., Bergquist B.C., Degerman E. Using fish to assess environmental disturbance of swedish lakes and streams - a preliminary approach. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fuer Limnologie* 27, 311–315 (2000)
- Argillier C., Caussé S., Gevrey M., Pédrón S., De Bortoli J., Brucet S., Emmrich M., Jeppesen E., Lauridsen T., Mehner T., Olin M., Rask M., Volta P., Winfield I. J., Kelly F., Krause T., Palm A., Holmgren K. Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes. *Hydrobiologia* 704, 193–211 (2013)
- Belpaire C., Smolders R., Auweele I.V., Ercken D., Breine J., Thuyne G. Van, Ollevier F. An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia* 434, 17–33 (2000)
- Benndorf J. Possibilities and Limits for Controlling Eutrophication by Biomanipulation. *Int. Rev. der gesamten Hydrobiol. und Hydrogr.* 80, 519–534 (1995)
- Beaune D., Sellier Y., Lambert É., Grandjean F. The use of Chara spp. (Charales: Characeae) as a bioindicator of physico-chemical habitat suitability for an endangered crayfish *Austropotamobius pallipes* in lentic waters. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 28, 506–511 (2018)
- Bernes C., Carpenter S., Gårdmark A., Larsson P., Persson L., Skov C., Donk E. V. What is the influence of a reduction of planktivorous and benthivorous fish on water quality in temperate eutrophic lakes? A systematic review. *Environmental Evidence* 4, 9 (2015)
- Blabolil P., Logez M., Ricard D., Prchalová M., Říha M., Sagouis A., Peterka J., Kubečka J., Argillier C. An assessment of the ecological potential of Central and Western European reservoirs based on fish communities. *Fish. Res.* 173, 80–87 (2016)
- Blabolil P., Říha M., Ricard D., Peterka J., Prchalová M., Vašek M., Čech M., Frouzová J., Jůza T., Muška M., Tušer M., Drašík V., Sajdlová Z., Šmejkal M., Vejřík L., Matěna J., Boukal D., Ritterbusch D., Kubečka J. A simple fish-based approach to assess the ecological quality of freshwater reservoirs in Central Europe. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 53 (2017)

- Blindow I., Andersson M., Hargeby A., Johansson S.. Long term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology*, 30(1), 159–167 (1993)
- Bobori D. C., Ntislidou Ch, Petriki O., Chronis I., Kagalou I., Lazaridou M. Macroinvertebrate and fish communities in the watershed of a re-constructed Mediterranean water body: link to the ecological potential. *Environ. Monit. Assess.* 190, 106 (2018)
- Bund W. V. D., Solimini A. G. Ecological Quality Ratios for ecological quality assessment in inland and marine waters. *Eur. Comm. Jt. Res. Cent. Ispra* 1–22 (2006)
- Carassius auratus- Biodiversidade da Mitra. Available at: <http://www.mitra-nature.uevora.pt/Especies-e-habitats/Peixes/Cyprinidae/Carassius-auratus>, aceso a 19 de Outubro de 2019
- Çelik E. Ş., Kaya H., Yilmaz S. Changes in hematological and biochemical parameters of European chub (*Squalius cephalus* L.) in unpolluted reservoir and polluted creek. *Kafkas Univ. Vet. Fak. Derg.* 18, 413–418 (2012)
- Corbacho C., Sánchez J. M. Patterns of species richness and introduced species in native freshwater fish faunas of a mediterranean-type basin: The Guadiana river (Southwest Iberian Peninsula). *River Res. Appl.* 17, 699–707 (2001)
- Cyprinus carpio- Biodiversidade da Mitra. Available at: <http://www.mitra-nature.uevora.pt/Especies-e-habitats/Peixes/Cyprinidae/Cyprinus-carpio>, aceso a 19 de Outubro de 2019
- Czerniawski R., Sługocki Ł., Domagała J. Results of short-term ecological biomanipulation in three Forest shallow Lakes. *Rocz. Ochr. Sr.* 17, 1207–1223 (2015)
- De Maeseneer J., Gille L., Meheus J. The influence of bioregulation on water quality of the prefiltered stagnant water reservoir Eekhoven (Flanders, Belgium). *Proc. 1997 1st IAWQ-IWSA Jt. Spec. Conf. Reserv. Manag. Water Supply - An Integr. Syst.* 37, 277–283 (1998)
- Degerman E., Sers B. The effect of lakes on the stream fish fauna. *Ecol. Freshw. Fish* 3, 116–122 (1994)
- Demir N., Kirkagac M. U., Pulatsü S., Bekcan S. Influence of trout cage culture on water quality, plankton and benthos in an anatolian dam lake. *Isr. J. Aquac. - Bamidgeh* 53, 115–127 (2001)
- Directiva 2000/60/CE. Directiva 2000/60/CE. Jornal Oficial das Comunidades Europeias. 1–72 (2000)
- Domaizon I., Devaux J. A new approach in biomanipulation techniques: Use of a phytoplanktivorous fish, the silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*). *Annee Biol.* 38, 91–106 (1999)

- Drake M. T., Pereira D. L. Development of a fish-based index of biotic integrity for small inland lakes in central Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management* 22, 1105–1123 (2002)
- FAO. *Fish passes – designs, dimensions and monitoring*. FAO, Rome (2002)
- Filipa A., Lopes M. Estudo do Estado Trófico da Lagoa da Malagueira (Évora) e Proposta de Reabilitação. (2009)
- Gamito S. Sustainable management of a coastal lagoonal system (Ria Formosa, Portugal): an ecological model for extensive aquaculture. *Int. J. Salt Lake Res.* 6, 145–173 (1997)
- Garcia X. F., Diekmann M., Bramick U., Lemcke R., Mehner T. Correlations between type-indicator fish species and lake productivity in German lowland lakes. *Journal of Fish Biology* 68: 1144–1157 (2006)
- Gassner H., Tischler G., Wanzenböck J. Ecological integrity assessment of lakes using fish communities— suggestions of new metrics developed in two Austrian prealpine lakes. *International Review of Hydrobiology* 88: 635–652 (2003)
- Gavioli A., Mancini M., Milardi M., Aschonitis V., Racchetti E., Viaroli P., Castaldelli G. Exotic species, rather than low flow, negatively affect native fish in the Oglio River, Northern Italy. *River Res. Appl.* 34, 887–897 (2018)
- Godlewska M., Świerzowski A. Hydroacoustical parameters of fish in reservoirs with contrasting levels of eutrophication. *Aquat. Living Resour.* 16, 167–173 (2003)
- Gosse P., Sabaton C., Travade F., Eon J. EDF experience in improving reservoir releases for ecological purposes. in *Proceedings of the 1997 27th Congress of the International Association of Hydraulic Research, IAHR. Part D D*, 453–458 (1997)
- Heinonen P., Ziglio G., Beken A. Van der. *Hydrological and limnological aspects of lake monitoring*. (2000)
- Hering D., Borja A., Jones J., Pont D., Boets P., Bouchez A., Bruce K., Drakare S., Hänfling B., Kahlert M., Leese F., Meissner K., Mergen P., Reyjol Y., Segurado P., Vogler A., Kelly M. Implementation options for DNA-based identification into ecological status assessment under the European Water Framework Directive. *Water Research* 138, 192–205 (2018)
- Holmgren K., Kinnerbäck A., Pakkasmaa S., Bergquist B., Beier U. Base Assessment of the status of fish fauna in lakes. *Fiskeriverket Inform 3*: 54 (2007)
- ICNF. *Projetar uma passagem para peixes: aspetos a ter em consideração*
- INAG, I.P. Critérios para classificação do estado das massas de água superficiais – Rios e Albufeiras. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional (2009a)
- INAG, I. P. & AFN. Desenvolvimento de um Índice de Qualidade para a Fauna Piscícola. *Lisbon Ministério da Agric. Mar, Ambient. e Ordenam. do Territ.* 17 (2012)

- Irz P., De Bortoli J., Whittier T. R., Oberdorff T., Argillier C. Controlling for natural variability in assessing the response of fish metrics to anthropogenic pressures for Northeast U.S.A. lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 633–646 (2007^a)
- Irz P., Odion M., Argillier C., Pont, D. Comparison between the fish communities of lakes, reservoirs and rivers: Can natural systems help define the ecological potential of reservoirs? *Aquat. Sci.* 68, 109–116 (2006)
- Jurajda P., Adámek Z., Janáč M., Valová Z. Longitudinal patterns in fish and macrozoobenthos assemblages reflect degradation of water quality and physical habitat in the Bílina river basin. *Czech J. Anim. Sci.* 55, 123–136 (2010)
- Kaczkowski Z., Frankiewicz P., Góralczyk A. Relationship between fish assemblage and angler catch in the Sulejów Reservoir, central Poland, in the context of a warming climate. *Fish. Manag. Ecol.* (2019)
- Karr J.R., Fausch K.D., Angermeier P.L., Yant P.R., Schlosser I.J. Assessing biological integrity in runningwaters: A method and its rationale. Illinois Natural History Survey Special Publications. 5, 28 p. (1986)
- Kasprzak P., Benndorf J., Gonsiorczyk T., Koschel R., Krienitz L., Mehner T., Hülsmann S., Schultz H., Wagner A. Reduction of nutrient loading and biomanipulation as tools in water quality management: Long-term observations on Bautzen Reservoir and Feldberger Haussee (Germany). *Lake Reserv. Manag.* 23, 410–427 (2007)
- Kazakov S., Kerakova M., Ihtimanska M. Ecological status of shallow lakes in the Bulgarian Danube river floodplain according to the ecoframe approach: Testing a system for integrated ecological quality assessment. *Acta Zool. Bulg.* 66, 191–196 (2014)
- Launois L., Veslot J., Irz P., Argillier C. Development of a fish-based index (FBI) of biotic integrity for French lakes using the hindcasting approach. *Ecol. Indic.* 11, 1572–1583 (2011)
- Lazaridou M., Ntislidou C., Karaouzas I., Skoulikidis N. Harmonization of a new assessment method for estimating the ecological quality status of Greek running waters. *Ecological Indicators*, 84, 683–694 (2018)
- Lepomis gibbosus- Biodiversidade da Mitra. Available at: <http://www.mitra-nature.uevora.pt/Especies-e-habitats/Peixes/Centrarchidae/Lepomis-gibbosus>, acessado a 19 de Outubro de 2019
- Lerman A., Imboden D. M., Gat J. R. *Physics and Chemistry of Lakes*. (1995)
- Lucioperca - Pesca-PT. Available at: <https://www.pesca-pt.com/peixe-rio/lucioperca>, acessado a 19 de Outubro de 2019
- Martins S. L. Sistemas Para a Transposição De Peixes. *Bol. Técnico da Esc. Politécnica da USP* 1, 30 (2000)

- Minns C. K., Cairns V. W., Randall R. G., Moore J. E. An index of biotic integrity (IBI) for fish assemblages in the littoral zone of Great Lakes areas of concern. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1804–1822 (1994)
- Mueller M., Pander J., Geist, J.. The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. *Journal of Applied Ecology* 48, 1450–1461 (2011)
- Mueller M., Pander J., Knott J., Geist, J. Comparison of nine different methods to assess fish communities in lentic flood-plain habitats. *J. Fish Biol.* 91, 144–174 (2017)
- Naturlink- Ficha do Barbo-comum. Available at:
http://naturlink.pt/article.aspx?menuid=55&cid=2848&bl=1&viewall=true#Go_1,
 acedido a 18 de Outubro de 2019
- Naturlink-Ficha do Sável. Available at:
http://naturlink.pt/article.aspx?menuid=55&cid=2812&bl=1§ion=2&viewall=true#Go_2,
 acedido a 18 de Outubro de 2019
- Navarro E., Caputo L., Marcé R., Carol J., Benejam L., Garcia-Berthou E., Armengol J. Ecological classification of a set of Mediterranean reservoirs applying the EU Water Framework Directive: A reasonable compromise between science and management. *Lake Reserv. Manag.* 25, 364–376 (2009)
- Norma CEN EN 14757: 2005 Water quality - Sampling of fish with multi-mesh gillnets.* (2005)
- Novomeská A., Kováč V. Freshwater resources and fisheries in Slovakia. in *Freshwater Fisheries Ecology* 191–195 (2015)
- Ntislidou C., Lazaridou M., Tsiaoussi V., Bobori D. Report on the development of the national assessment method for the ecological quality of natural lakes in Greece, using the Biological Quality Element Benthic invertebrates (GLBiI, Greek Lake Benthic invertebrate Index). Aristotle University of Thessaloniki, School of Biology, 1–25 (2016)
- Oliva-Paterna F. J., Vila-Gispert A., Torralva M. Condition of *Barbus sclateri* from semi-arid aquatic systems: Effects of habitat quality disturbances. *J. Fish Biol.* 63, 699–709 (2003)
- Pádua J, Bernardo J.M., Alves M.H. Exercício de Intercalibração em massas de água fortemente modificadas – albufeiras, no âmbito da Diretiva Quadro da Água. 9º Congresso da Água, Lisboa. Centro de Congressos do Estoril, 14p. (2008)
- Pander J., Geist J. Seasonal and spatial bank habitat use by fish in highly altered rivers – a comparison of four different restoration measures. *Ecology of Freshwater Fish* 19, 127–138 (2010)
- Pander J., Geist, J. Can fish habitat restoration for rheophilic species in highly modified rivers be sustainable in the long run? *Ecological Engineering* 88, 28–38 (2016)

- Paulovis G., Kováts N., Ferincz A., Ács A. Fish-based assessment of the ecological status of the kis-balaton-balaton reservoir-lake system, Hungary. *Int. J. Des. Nat. Ecodynamics* 7, 166–172 (2012)
- Pedusaar T., Sammalkorpi I., Hautala A., Salujõe J., Järvalt A., Pihlak M. Shifts in water quality in a drinking water reservoir during and after the removal of cyprinids. *Hydrobiologia* 649, 95–106 (2010)
- Petricki O., Lazaridou M., Bobori D. C. A fish-based index for the assessment of the ecological quality of temperate lakes. *Ecological Indicators*, 78, 556–565 (2017)
- Pinheiro P. Impactes ecológicos das Obras Hidráulicas Transversais e as Passagens para Peixes como medida mitigadora. (2009)
- Pullin A. S., Stewart, G. B. Guidelines for Systematic Review in Conservation and Environmental Management. *Conserv. Biol.* 20, 1647–1656 (2006)
- Sagi G. The effect of filter feeding fish on water quality in irrigation reservoirs. *Agric. Water Manag.* 22, 369–378 (1992)
- Santos R., Fernandes L., Cortes R., Varandas S., Jesus J., Pacheco, F. Integrative assessment of river damming impacts on aquatic fauna in a Portuguese reservoir. *Sci. Total Environ.* 601–602, 1108–1118 (2017)
- Scharf W. Refilling, ageing and water quality management of Brucher Reservoir. *Lakes Reserv. Res. Manag.* 7, 13–23 (2002)
- SNIRH - Dados Sintetizados. Available at:
https://snirh.apambiente.pt/index.php?idMain=1&idItem=1.5&idSubtem=ANUARIO_MAIESTACOES, accessed on 26 de Novembro de 2019
- Soares L. M. Sistemas de Transposição para Peixes : Medida mitigatória para barragens. 64 (2012)
- Søndergaard M., Jeppesen E., Peder Jensen J., Lildal Amsinck S. Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *J. Appl. Ecol.* 42, 616–629 (2005)
- Stoddard J.L., Larsen D.P., Hawkins C.P., Johnson R.K., Norris R.H. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications* 16, 1267–1276 (2006)
- Tammi J., Lappalainen A., Rask M. Using Swedish fish index fish in assessing degradation of Finnish eutrophic lakes - what does fish community data tell about them? *Classification of Ecological Status of Lakes and Rivers. ThemaNord*, 37–39 (2001)
- Tammi J., Appelberg M., Beier U., Hesthagen T., Lappalainen A., Rask M. Fish status survey of Nordic lakes: effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. *Ambio* 32: 98–105. Union européenne—SOeS, 2006. Corine Land Cover (2003)
- Tipologia de rios em Portugal continental directiva quadro da água I - Caracterização abiótica. *Inst. da água* (2008)

- Wiley M.J., Seelbach P.W., Wehrly K., Martin J.S. Regional ecological normalization using linear models: a meta-method for scaling stream assessment indicators. Chapter 12. In: Simon, T.P. (Ed.), *Biological Response Signatures: Indicator Patterns using Aquatic Communities*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 202–223 (2003)
- Zauner G., Jung M., Ratschan C., Mühlbauer M. Ecological restoration of free flowing and impounded stretches of the Austrian Danube River – towards the objectives of the Water Framework Directive . *Osterr. Wasser- und Abfallwirtschaft* 68, 503–518 (2016)