



MARIA CLARA PEREIRA LIMA

**AVALIAÇÃO DO ESTADO ECOLÓGICO EM UM RIO DE
PORTUGAL**

LAVRAS – MG

2023

MARIA CLARA PEREIRA LIMA

AVALIAÇÃO DO ESTADO ECOLÓGICO EM UM RIO DE PORTUGAL

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, para a obtenção do título de Bacharel.

Prof Dr. Paulo dos Santos Pompeu

Orientador

Prof. Dr. Amílcar António Teiga Teixeira

Coorientador

LAVRAS – MG

2023

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus pela oportunidade de me formar em Engenharia Ambiental e Sanitária pela UFLA e por ter me guiado durante esse caminho e toda a minha vida.

Aos meus pais e à minha família, agradeço o amor e o apoio incondicional que me fortaleceram para chegar até aqui.

Aos meus amigos, por terem sempre estado comigo e me incentivado a ser sempre a melhor versão de mim.

À Universidade Federal de Lavras e ao Instituto Politécnico de Bragança, por terem promovido um imenso aprendizado acadêmico e pessoal, através da excelência do ensino.

Ao meu orientador Prof. Paulo Pompeu e coorientador Prof. Amílcar Teixeira, por terem guiado esse trabalho e terem sido fonte de inspiração ao longo do meu desenvolvimento acadêmico.

RESUMO

Com a necessidade de entender e monitorar as consequências das atividades humanas na biodiversidade de ambientes de água doce, diversos índices multimétricos foram criados ao redor do mundo para classificar os cursos d'água. O objetivo deste trabalho é avaliar o uso de índices multimétricos em um rio em Portugal para o monitoramento do estado ecológico do curso d'água e eventualmente compará-los com índices usados no Brasil. Para isso, a pesquisa valeu-se de um estudo de caso realizado em dois açudes no Rio Maçãs, concelho de Vimioso, Portugal em 2021 e de pesquisa para compreender os índices usados no Brasil. Seguindo os protocolos de amostragem para peixes e macroinvertebrados bentônicos de acordo com a Diretiva-Quadro Europeia da Água, foram selecionados quatro pontos amostrais, dois dentro dos açudes, um a montante e outro a jusante desses. Procedeu-se, então, com o cálculo de três índices bióticos: o IBMWP e o IPT_N para a macrofauna bentônica e o F-IBIP para a ictiofauna. Como era esperado, os resultados mostram uma piora do estado ecológico de todos os três índices nos açudes em comparação com os trechos lóticos a montante e a jusante. Percebeu-se também a predominância da espécie exótica perca-sol nos açudes, enquanto nos ambientes lóticos foi observado uma maior distribuição de espécies nativas de peixes. De forma geral, observou-se que os índices da macrofauna bentônica tiveram resultados mais satisfatórios que o índice da ictiofauna, uma vez que peixes são mais afetados negativamente com a variação do regime hidrológico do rio do que macroinvertebrados bentônicos. Já em comparação com os índices usados no Brasil, foi possível perceber que as métricas utilizadas nos índices de bentos são mais parecidas para os dois países do que nos índices de peixes. Além disso, em ambos os países a predominância de espécies nativas ou exóticas em um ambiente constitui métrica relevante para a composição dos índices. Dessa forma, conclui-se que existem tanto diferenças quanto semelhanças na avaliação do estado ecológico através de índices multimétricos nos dois países. Ainda cabem estudos mais profundos para avaliar métricas que podem ser incorporadas em ambos os lados para avaliações mais efetivas e para proceder com a devida comparação no estado de saúde ambiental dos ecossistemas de água doce.

Palavras-chave: Índices multimétricos. Ictiofauna. Macroinvertebrados bentônicos. Ecossistemas aquáticos.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Identificação das estações de amostragem no rio Maçãs na proximidade da ETA de Vimioso.

Figura 2 - Amostragem de macroinvertebrados bentônicos em abril de 2021.

Figura 3 - Triagem e identificação de macroinvertebrados bentônicos.

Figura 4 - Amostragem da ictiofauna em abril de 2021.

Figura 5 – Exemplares da fauna piscícola encontrada na fase de amostragem.

Figura 6 - Frequência relativa das comunidades de macroinvertebrados na primavera.

Figura 7 - Frequência relativa das comunidades de macroinvertebrados no verão.

Figura 8 - Composição global relativa da ictiofauna na primavera.

Figura 9 - Composição global relativa da ictiofauna no verão.

Figura 10 - Abundância relativa das espécies piscícolas na primavera.

Figura 11 - Abundância relativa das espécies piscícolas no verão.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Métricas biológicas possíveis para compor um IBI.

Tabela 2 - Identificação das estações de amostragem e coordenadas geográficas.

Tabela 3 - Classes do índice IBMWP e significado.

Tabela 4 - Valores de referência e fronteiras do índice IPTI_N.

Tabela 5 - Classes de qualidade do F-IBIP.

Tabela 6 – Abundância por táxon em número de indivíduos na primavera.

Tabela 7 – Abundância por táxon em número de indivíduos no verão.

Tabela 8 - Índices IBMWP e IPTI_N na primavera e no verão.

Tabela 9 - Índice IPTI_N no rio Maçãs de 2018 a 2021.

Tabela 10 - Métricas complementares de macroinvertebrados na primavera e no verão.

Tabela 11 - CPUE no rio Maçãs na primavera e no verão.

Tabela 12 - F-IBIP no Rio Maçãs na primavera e no verão.

Tabela 13 - Índice F-IBIP de 2018 a 2021.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	7
2 REFERENCIAL TEÓRICO	8
2.1 Índices multimétricos no Brasil.....	9
2.2 Índices multimétricos em Portugal	11
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	12
3.1 Área de estudo.....	12
3.2 Macroinvertebrados bentônicos	13
3.3 Comunidade de peixes.....	15
3.4 Tratamento dos dados.....	16
3.4.1 Macroinvertebrados bentônicos.....	16
3.4.2 Comunidade de peixes.....	18
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	19
4.1 Macroinvertebrados bentônicos.....	19
4.2 Comunidade de peixes.....	24
4.3 Discussão	28
5 CONCLUSÃO.....	31
REFERÊNCIAS	312

1 INTRODUÇÃO

A qualidade dos ambientes aquáticos é de fundamental importância para a manutenção da vida na Terra e para o desenvolvimento da espécie humana. De forma geral, todas as atividades antrópicas dependem direta ou indiretamente da disponibilidade de água doce de qualidade, seja para consumo humano e animal, produção de alimentos, energia, entre outros.

Porém os ecossistemas aquáticos sofrem hoje com pressões antrópicas que alteram a dinâmica das populações, degradam ambientes e afetam serviços ecossistêmicos essenciais. Por exemplo, construção de hidrelétricas, poluição e eutrofização, extração de água, mudança do uso do solo e introdução de espécies invasoras são alguns dos fatores que contribuem para a degradação dos habitats aquáticos (HUGHES, 2018).

A partir da necessidade de entender e monitorar as consequências das atividades humanas na biodiversidade aquática, muitas metodologias e indicadores foram criados para analisar e classificar cursos d'água ao redor do mundo. Estudos publicados por Feio et al. (2021) e por Docile e Figueiró (2013), por exemplo, resumem trabalhos e políticas que consolidam o uso desses indicadores ao redor do mundo e do Brasil, respectivamente. Esses indicadores incluem métricas de grupos de peixes, algas, macrófitas aquáticas, macroinvertebrados bentônicos, além das características físicas e químicas da água e transponibilidade dos rios.

Todavia, o excesso de potenciais indicadores com custo alto de análise e de difícil entendimento social, a ausência de métodos padronizados mundialmente e o conhecimento ecológico limitado na região dos trópicos dificultam a ampliação da aplicabilidade de índices multimétricos mais gerais para análise da qualidade de ambientes lóticos (MARTINS et. al, 2022).

Como exemplo dessas dificuldades, pode-se citar que nenhum país da América do Sul possui um programa nacional oficial de monitoramento que use indicadores biológicos (FEIO et al., 2021; SILVA et al., 2017). No entanto, no Brasil, existem algumas citações como na Resolução CONAMA nº 357/2005, que estabelece que a qualidade de ambientes aquáticos poderá ser avaliada por indicadores biológicos, quando apropriado.

Ao contrário, na Europa, a Diretiva Quadro da Água (COMISSÃO EUROPEIA, 2000) dá enfoque na conservação de grupos biológicos e estabeleceu parâmetros e

metodologias de referência para avaliação da qualidade de ambientes aquáticos. Seu objetivo é definir medidas que permitam atingir o Bom ou Excelente estado ecológico e químico da água. Dessa forma, muitos países adotaram metodologias muito similares entre si, com uma abordagem multimétrica para macroinvertebrados por exemplo, como em Portugal, Itália, Espanha e Bélgica (FEIO et. al, 2021).

O objetivo deste trabalho é avaliar o uso de índices multimétricos (MMI) de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos para um rio em Portugal. Os objetivos específicos são:

- Compreender as dificuldades e desafios para implementação de índices multimétricos padronizados;
- Aplicar e avaliar os índices multimétricos utilizados para o estudo de caso em Portugal para o monitoramento da fauna piscícola e a comunidade de macroinvertebrados bentônicos.
- Comparar a aplicabilidade dos métodos utilizados no estudo de caso em Portugal com os atuais índices usados no Brasil.

O estudo de caso em Portugal foi feito através de dados obtidos na amostragem do Plano de Monitoramento do Alçamento do Açude de Captação da ETA e Alçamento, Reforço e Renaturalização do Açude a jusante do Ribeiro de Vale de Pena, ambos localizados no rio Maças (Bacia do Rio Douro), concelho de Vimioso, nordeste de Portugal, no ano de 2021 em parceria do Instituto Politécnico de Bragança com a Câmara Municipal de Vimioso. Já o estudo dos índices utilizados no Brasil estão descritos no referencial teórico.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Um índice de integridade biótica (IBI, do inglês *Index of Biotic Integrity*) ou um índice multimétrico (MMI, do inglês *Multimetric Index*) reúne diferentes variáveis biológicas para descrever a integridade biótica de ecossistemas aquáticos e classificá-los quanto à sua qualidade. Essas métricas são selecionadas pelo criador do índice com o objetivo de refletir os distúrbios causados pela atividade humana e recebem uma avaliação em relação à condição de referência de determinado ecossistema, sendo classificadas de forma qualitativa entre excelente e muito pobre (CALLISTO; MORENO; MACEDO, 2019).

A escolha de locais de condição de referência é feita a partir de critérios hidromorfológicos, geomorfológicos, geológicos, climáticos, de características da vegetação ripária e químicas da água, que representam locais com a menor alteração antrópica possível. Ou seja, sítios que se aproximam o máximo possível à condição natural característica do bioma em estudo. Caso não seja possível encontrar uma condição de referência em uma bacia hidrográfica, pode-se selecionar locais em condições menos alteradas ou estimar a condição de referência por dados históricos (CALLISTO; MORENO; MACEDO, 2019).

Uma avaliação do estado ecológico adequada e completa deve não só levar em consideração métricas biológicas, mas também deve incluir métricas de qualidade da água, do habitat físico e do uso do solo, assim como determinar as áreas de referência (VADAS et al., 2022).

Dessa forma, a abordagem multimétrica representa grande avanço no diagnóstico de qualidade ambiental, na identificação de áreas mais necessitadas de ações de conservação, no auxílio e na base para determinação de programas para gestão de bacias hidrográficas e no monitoramento de recursos hídricos (CALLISTO; MORENO; MACEDO, 2019). Algumas das possíveis métricas biológicas a serem utilizadas para compor um IBI estão relacionadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Métricas biológicas possíveis para compor um IBI.

	Métricas de Riqueza	Métricas de Composição	Métricas de Tolerância	Métricas Funcionais
PEIXES	Nº total de espécies nativas	Tamanho populacional	Nº e identidade de sp. tolerantes	% Onívoros
	Diversidade (Shannon-Weaver, Margalef)	Estrutura etária da população	% de ind. Com tumores, doenças, anomalias	% Carnívoros de topo Nº de sp. reofílicas
MACROINVERTEBRADOS	Nº total de táxons	% EPT	% Táxons dominantes	% Raspadores
	Nºo EPT táxons	% Chironomidae	índices sapróbicos	% Filtradores
	Diversidade (Shannon, Margalef)	% Plecoptera	Nº táxons sensíveis	% Predadores
		% Diptera		% Fragmentadores

Fonte: Adaptado de OLIVEIRA; CASTRO; BAPTISTA (2008).

2.1 Índices multimétricos no Brasil

O primeiro índice multimétrico para ecossistemas aquáticos brasileiros foi desenvolvido por Araújo (1998) para o rio Paraíba do Sul no Rio de Janeiro. As suas considerações foram baseadas no estudo preliminar de Karr (1981), que foi o primeiro autor a desenvolver uma avaliação de integridade biótica a partir do estudo da comunidade piscícola. Porém, Araújo adaptou o índice para a realidade da ecorregião ao incluir o número de indivíduos divididos em siluriformes, perciformes e characiformes e

substituir o critério da presença de indivíduos híbridos pela presença de espécies reoflicas.

O autor, assim como outros pesquisadores brasileiros das demais regiões, encontrou dificuldades em estabelecer um local de referência na bacia do rio Paraíba do Sul, devido à intensa atividade antrópica na região. Além disso, o IBI criado é adaptado para rios de médio a grande porte, não sendo aplicável a pequenos riachos (ARAÚJO, 1998). Dessa forma, esse primeiro estudo abriu portas para o desenvolvimento de IBI para diferentes biomas e bacias hidrográficas em todo o Brasil, havendo a necessidade de adaptar as métricas utilizadas dependendo das condições *in situ* dos diferentes locais de estudo.

Já para os macroinvertebrados bentônicos, Junqueira et. al (2000) fizeram um dos primeiros estudos ao adaptar o índice BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System, UK National Water Council) para a realidade da bacia do Alto Rio das Velhas em Minas Gerais, reajustando e revisando pontuações para as famílias de macroinvertebrados encontradas no local de estudo. É importante salientar que as diferentes famílias de macroinvertebrados bentônicos possuem variadas respostas à integridade biótica dos ecossistemas aquáticos, e por serem muito sensíveis a variações ambientais são grandes indicadores biológicos da qualidade de seus habitats naturais.

Historicamente, a maioria dos estudos envolvendo índices bióticos foram desenvolvidos para a região Sudeste do Brasil. Em estudo de 2007, por exemplo, Baptista et al. avaliaram diferentes métricas de macroinvertebrados para compor um MMI para a Serra dos Órgãos no Rio de Janeiro. O mesmo índice foi testado na Serra da Bocaina, porém as diferenças biológicas entre os dois locais levaram à criação de um índice específico para avaliar os rios do parque (BAPTISTA et al., 2013).

Atualmente, percebe-se que muitas avaliações já foram feitas em outras regiões, com destaque para a região Amazônica e Sul do país (DOCILE; FIGUEIRÓ, 2013). Destes, os índices BMWP e EPT são os mais populares e com estudos mais profundos nas diferentes regiões.

Por exemplo, o estudo de Prudente et al. (2018) avaliou o estado ecológico de rios amazônicos sujeitos a diferentes manejos de exploração madeireira na Bacia do Rio Capim e desenvolveu um índice biótico baseado em métricas da comunidade piscícola e da integridade do habitat. Já Chen et al. (2017) desenvolveram um MMI's na região de

Santarém e Paragominas (PA) a partir da modelagem de métricas da ictiofauna e de macroinvertebrados bentônicos para reduzir a variabilidade natural dos resultados.

Para o bioma Cerrado, Carvalho et al. (2017) desenvolveram um MMI com métricas da ictiofauna com amostragem nas bacias dos rios Paraná e São Francisco que foi expandida para avaliar toda a região abrangida pelo bioma. Já Silva et al. (2017) desenvolveram um MMI para macroinvertebrados na mesma região.

2.2 Índices multimétricos em Portugal

A Diretiva Quadro da Água (DQA) publicada no ano 2000 foi o marco europeu mais importante quanto a gestão da água no continente. Seu objetivo central era promover ações para garantir o bom estado ecológico de todas as massas de água europeias até 2015, ano de sua primeira revisão (COMISSÃO EUROPEIA, 2000).

A DQA se baseia no pilar da visão integrada dos recursos hídricos e coloca como elemento central a participação ativa da comunidade científica, do setor privado e da sociedade civil para a construção de conhecimento e desenvolvimento das ações (SCHIMIDT; FERREIRA, 2013). Além disso, visa estabelecer critérios e procedimentos comuns, que ao mesmo tempo reflitam as diferentes realidades nacionais dentro da União Europeia.

Nesse sentido, o governo português publicou a Lei da Água em 2005 (Lei nº 58/2005), que dispõe sobre a aplicação da DQA em território nacional. Na mesma altura, o antigo Instituto da Água (INAG) lançava o primeiro programa de monitoramento ecológico para todo o território de Portugal, que contemplou todos os elementos biológicos obrigatórios obtendo dados para a elaboração dos Planos de Gestão de Regiões Hidrográficas.

Desde a década de 80, macroinvertebrados bentônicos são usados para avaliar a qualidade ecológica dos rios de Portugal (FEIO et al., 2019). O uso do IBMWP, que é a versão ibérica do BMWP, e a criação dos Índices Portugueses de Invertebrados do Norte (IPt_N) e do Sul (IPt_S) foram passos importantes para estabelecer padrões e homogeneizar as pesquisas e avaliações no país. Além disso, para a aplicação do IPTI deve-se seguir rigorosamente um protocolo oficial de amostragem (FEIO et al., 2019), o que facilita a comparação de resultados e, conseqüentemente, permite fornecer dados mais fidedignos da qualidade de ecossistemas aquáticos.

Já para avaliar as comunidades de peixes, Portugal desenvolveu o Índice Piscícola de Integridade Biótica para Rios Vadeáveis de Portugal continental (F-IBIP), visando cumprir a demanda da DQA. Um aspecto interessante desse índice é que a forma de o calcular se altera a depender das características do rio em análise, que são separados em 6 grupos (INAG e AFN, 2012). Portanto, esse único índice pode ser utilizado em ecossistemas com diferentes características, sem perder seu caráter comparativo e a padronização da amostragem.

Diferentes estudos usaram MMIs para avaliar as pressões antrópicas em estuários de Portugal, usando não apenas as comunidades de peixes e macroinvertebrados, mas também de plantas aquáticas (VASCONCELOS et al., 2007; GARCÍA-MARIN et al., 2013; CABRAL et al., 2012). Índices multimétricos de macroinvertebrados bentônicos também foram avaliados para aplicação em rios intermitentes (PALMA et al., 2018; MORAIS et al., 2004).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

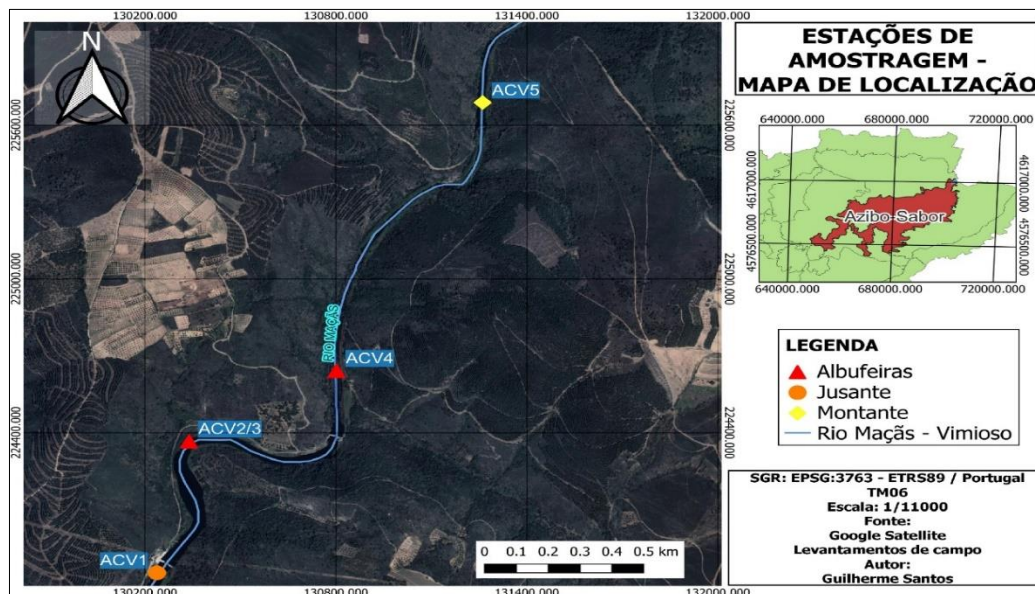
De acordo com o proposto no Plano de Monitorização, a área de estudo está localizada no Rio Maçãs, no concelho de Vimioso, especificamente na altura do Açude de Captação da ETA do Rio Maçãs e do Açude situado a jusante do Ribeiro de Vale da Pena.

A área de estudo pertence ao Sítio de Importância Comunitária (SIC – PTCON0021) e na Zona de Proteção Especial (ZPE) dos Rios Sabor e Maçãs. Relativamente aos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos, onde estão inseridos ambos os açudes, estão identificados habitats prioritários, como por exemplo o Habitat 91E0* - Florestas aluviais de amieiro (*Alnus glutinosa*) e freixo (*Fraxinus angustifolia*), e espécies de peixes, caso da boga-do-Douro (*Pseudochondrostoma duriense*), do bordalo (*Squalius alburnoides*) e panjorca (*Achondrostoma arcasii*), recentemente descrita como uma nova espécie, panjorca-do-Esla (*Achondrostoma asturicense*) (Doadrio et al., 2023), e de mamíferos, como a toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*) e a lontra (*Lutra lutra*), com elevado valor em termos de conservação.

A amostragem foi feita em quatro estações (ACV1, ACV2/3, ACV4 e ACV5), sendo ACV1 e ACV5 referentes aos trechos (localmente denominados troços) lóticos a jusante e a montante de ambos os açudes, respectivamente, e ACV2/3 e ACV4 referentes

aos ambientes lânticos do Açude da ETA e do Açude Vale da Pena, respectivamente (Figura 1, Tabela 2).

Figura 1 – Identificação das estações de amostragem no rio Maças na proximidade da ETA de Vimioso.



Fonte: Santos (2023).

As amostras dos elementos biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos de suporte e a captura das populações de peixes foram realizadas em 2 momentos: primavera (25 de abril de 2021) e verão (23 de setembro de 2021), em todos os locais de amostragem.

Tabela 2 - Identificação das estações de amostragem e coordenadas geográficas.

LOCAL	SIGLA	COORDENADAS ETRS89/TM06	
		X-COORD	Y-COORD
Trecho lótico jusante	ACV1	130075.68	223882.6
Açude ETA	ACV2/3	130223.79	224391.45
Açude Vale da Pena	ACV4	130705.61	224642.2
Trecho lótico montante	ACV5	131149.56	225695.05

Fonte: Do Autor (2023).

3.2 Macroinvertebrados bentônicos

Para as amostras de macroinvertebrados, seguiu-se o “Protocolo de amostragem e análise para macroinvertebrados bentônicos” do Instituto da Água (INAG, 2008b). Para cada estação foram selecionados trechos de 50 metros para abranger os diferentes habitats. Foram realizados arrastes de 1 metro em seis microhabitats (material orgânico e inorgânico, finos e grosseiros, zonas de *riffle* e *pool*) com uma rede de mão de malha de

500 μm para fazer uma amostra composta. Já os invertebrados com grande capacidade de fixação no substrato foram recolhidos com pinças (Figura 2).

Figura 2 - Amostragem de macroinvertebrados bentônicos em abril de 2021.



Fonte: Do autor (2021).

Os animais foram conservados em álcool etílico 70% em frascos plásticos devidamente etiquetados e levados para análise laboratorial. Já no laboratório, as amostras foram lavadas com água corrente em uma peneira com malha de 500 μm de diâmetro, para retirar materiais orgânicos e inorgânicos. Todo o material retido foi transferido para uma bandeja plástica com um pouco de água, onde foi feita a triagem com uma pinça para frascos com álcool etílico 70% devidamente etiquetados.

Realizou-se então a identificação dos indivíduos até o nível taxonômico de Família (com exceção de indivíduos das subclasses Oligochaeta e Acari) usando um microscópio estereoscópico OLYMPUS SZX10 de 10-230x e chaves dicotômicas para guiar a identificação (TACHET; BOURNAUD; RICHOUX, 1981; 2010) (Figura 3).

Figura 3 - Triagem e identificação de macroinvertebrados bentônicos.



Fonte: Do Autor (2021).

3.3 Comunidade de peixes

A amostragem da ictiofauna seguiu as indicações do “Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola” do INAG (2008a). Dessa forma, as amostragens foram feitas em cada estação seguindo em zigue-zague de uma margem à outra sempre no sentido ascendente (de jusante para montante).

Realizou-se pesca elétrica com um aparelho portátil com output de corrente contínua e por impulso (Hans Grassl ELTII GI; 300-600V), que foi ajustado de acordo com a condutividade elétrica da água para evitar lesões e mortalidade da comunidade de peixes. Tendo em conta a baixa condutividade elétrica da água e a dificuldade de amostragem nas zonas mais profundas, optou-se por usar um CPUE (capturas por unidade de esforço) em trechos não inferiores a 100 m e um tempo aproximado de 30 minutos (Figura 4).

Figura 4 - Amostragem da ictiofauna em abril de 2021.



Fonte: Do Autor (2021).

Depois de capturados, os peixes foram mantidos dentro de caixas com água abundante e devida oxigenação até a sua análise. A identificação dos indivíduos foi feita até a espécie, sendo que a nomenclatura utilizada foi a que consta na *Red List of Threatened Species* da IUCN. Para a identificação e obtenção de informação das espécies piscícolas recorreu-se a Cabral et al. (2005) e Collares-Pereira et al. (2021).

Os peixes exóticos invasores da espécie *Lepomis gibbosus* foram eliminados de acordo com a indicação do Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF), enquanto os indivíduos das demais espécies foram devolvidas ao rio com vida (Figura 5).

Figura 5 – Exemplos da fauna piscícola encontrados na fase de amostragem.



Fonte: Do Autor (2021).

3.4 Tratamento dos dados

3.4.1 Macroinvertebrados bentônicos

A partir dos dados obtidos sobre as comunidades bentônicas, utilizou-se o Software AMIIB@ para calcular as seguintes métricas:

- Número de indivíduos (N) e número de taxa (S);
- Diversidade ou índice H' de Shannon-Wiener;
- Equitabilidade ou índice J' de Pielou;
- Abundância de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (%EPT);
- Índices bióticos IBMWP e IPTI_N.

O índice biótico IBMWP (ALBA-TERCEDOR, 2000) é um método de avaliação da qualidade biológica de sistemas lóticos a partir da identificação dos indivíduos até a família. Para o cálculo, uma pontuação de 1 a 10 é atribuída a cada família de acordo com um gradiente de menor a maior tolerância à poluição. Com o somatório das pontuações

de cada amostra, obtém-se a classificação da qualidade da água como observado na Tabela 3.

Tabela 3 - Classes do índice IBMWP e significado.

Amplitude de valores	Classe	Significado
> 100	I	Água limpa
61 – 100	II	Água ligeiramente poluída
36 – 60	III	Água moderadamente poluída
16 – 35	IV	Água muito poluída
< 15	V	Água fortemente poluída

Fonte: Alba-Tercedor (2000).

Já o Índice Português de Invertebrados do Norte (IPTI_N) é um índice multimétrico aplicado de acordo com a Diretiva-Quadro da Água e integra diversas métricas seguindo a fórmula:

$$\text{IPTI}_N = N^\circ \text{ taxa} \times 0,25 + \text{EPT} \times 0,15 + \text{Eveness} \times 0,1 + (\text{IASPT} - 2) \times 0,3 + \log (\text{Sel. ETD}+1) \times 0,2$$

- **EPT:** número de famílias pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera;
- **Eveness:** índice de Pielou ou Equitabilidade:

$$E = H' / \ln S \quad \text{sendo:}$$

H' = diversidade de Shannon-Wiener

S = número de taxa presentes

O índice de **Shannon-Wiener (H')** calcula-se como: $H' = \sum p_i \ln p_i$

Em que: $p_i = n_i/N$, n_i = número de indivíduos de cada táxon i

N = número total de indivíduos presentes na amostra

- **IASPT:** ASPT ibérico, que é igual ao IBMWP dividido pelo número de famílias presentes;
- **Log (Sel. ETD+1):** Log₁₀ de (1 + soma das abundâncias de indivíduos das famílias Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Goeridae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae).

Depois de dois passos de normalização, o índice é expresso em termos de Rácios (Taxa ou razão) de Qualidade Ecológica (RQE). Os valores de referência e os valores das fronteiras entre as classes de qualidade em RQE são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Valores de referência e fronteiras do índice IPTI_N.

Tipologia dos rios	Valor de referência	Excelente	Bom	Razoável	Medíocre	Mau
Rios do Norte de Média-Grande dimensão (N1 > 100 km ²)	1	≥ 0,88	[0,68 – 0,88[[0,44 – 0,68[[0,22 – 0,44[[0 – 0,22[

Fonte: APA (2015).

3.4.2 Comunidade de peixes

O índice piscícola de integridade biótica (F-IBIP) é a “ferramenta oficial” utilizada em Portugal para avaliar a qualidade ecológica de rios com base nas comunidades de peixes (INAG e AFN, 2012). Os componentes necessários para a avaliação são a composição (identificação dos indivíduos até a espécie) e a abundância (número de indivíduos de cada espécie relacionando-o com a área de amostragem).

Com as áreas pescadas calculadas, os valores para cada local são apresentados da seguinte maneira:

- Abundância relativa de espécies capturadas (percentagem aproximada %);
- Captura por unidade de esforço (CPUE): n° de indivíduos / minuto de pesca;
- Densidade de peixe colhido: n° de indivíduos capturados / 100 m² de área amostrada;
- % de peixe transferido em boas condições de sobrevivência;
- Estrutura populacional aproximada: baseada nas classes de tamanho;
- Índice Piscícola de Integridade Biótica para Rios Vadeáveis de Portugal Continental (F-IBIP).

Para o índice F-IBIP, todos os locais de amostragem correspondem ao Agrupamento Piscícola Grupo 3 – Ciprinícola de Média Dimensão da Região Norte, que possui as seguintes características:

Ciprinícola de Média Dimensão da Região Norte: Troços de jusante dos rios a norte da bacia do Tejo, com declives pouco acentuados e área de drenagem de média a grande dimensão (>100 km²). Apresentam níveis de precipitação intermédios no contexto nacional (1200 - 600 mm) e temperaturas elevadas. Comunidade dominada por *Luciobarbus bocagei* (barbo-comum), *Pseudochondrostoma* spp. (bogas-de-bocareta) e *Achondrostoma oligolepis* (ruivaco). (INAG e AFN, 2012)

O resultado do F-IBIP foi obtido com recurso a um software (<https://www.isa.ulisboa.pt/proj/fibip/>) para tratamento dos dados das capturas. O resultado do índice varia de 0, má qualidade, a 1 que corresponde a excelente qualidade, sendo o valor expresso sob a forma de RQE. Assim classificam-se de acordo com cinco classes de qualidade (Tabela 5).

Tabela 5 – Valores para classes de qualidade do F-IBIP.

Classe de qualidade	Valor (RQE)
Excelente	[0,850 - 1,000]
Bom	[0,675 - 0,850[
Razoável	[0,450 - 0,675[
Medíocre (ruim)	[0,225 - 0,450[
Mau (péssimo)	[0 - 0,225[

Fonte: INAG e AFN (2012).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Macroinvertebrados bentônicos

Na primavera de 2021, foram identificados 1124 indivíduos referentes aos macroinvertebrados bentônicos distribuídos em 28 grupos faunísticos (Tabela 6).

Tabela 6 – Abundância por táxon em número de indivíduos na primavera.

Nome do táxon	ACV1	ACV2/3	ACV4	ACV5
AESHNIDAE	1	0	0	2
ANCYLIDAE	5	1	0	4
ASTACIDAE	11	54	21	2
BAETIDAE	113	0	2	54
CAENIDAE	1	3	0	2
CALOPTERYGIDAE	1	1	0	0
CAMBARIDAE	8	23	10	1
CHIRONOMIDAE	11	87	92	17
CORIXIDAE	3	2	0	0
ELMIDAE	2	0	0	12
EPHEMERELLIDAE	14	3	0	6
GERRIDAE	11	0	0	4
GOMPHIDAE	2	0	0	0
GYRINIDAE	0	1	0	0
HEPTAGENIIDAE	32	0	0	29
HYDROPSYCHIDAE	55	0	0	21
LEPTOPHLEBIIDAE	0	0	0	2
LEUCTRIDAE	45	0	0	22
MUSCIDAE	3	0	0	1
OLIGOCHAETA	0	98	121	2
PERLIDAE	12	0	0	0
PERLODIDAE	0	0	0	3
PHILOPOTAMIDAE	13	0	0	1
POLYCENTROPODIDAE	3	0	0	6
RHYACOPHILIDAE	0	0	0	5
SCIRTIDAE	0	0	0	1
SIMULIIDAE	45	0	0	16
TABANIDAE	0	0	0	1
TOTAL	391	273	246	214

Fonte: Do Autor (2023).

Já no verão, foram identificados 2252 indivíduos de 25 famílias (Tabela 7).

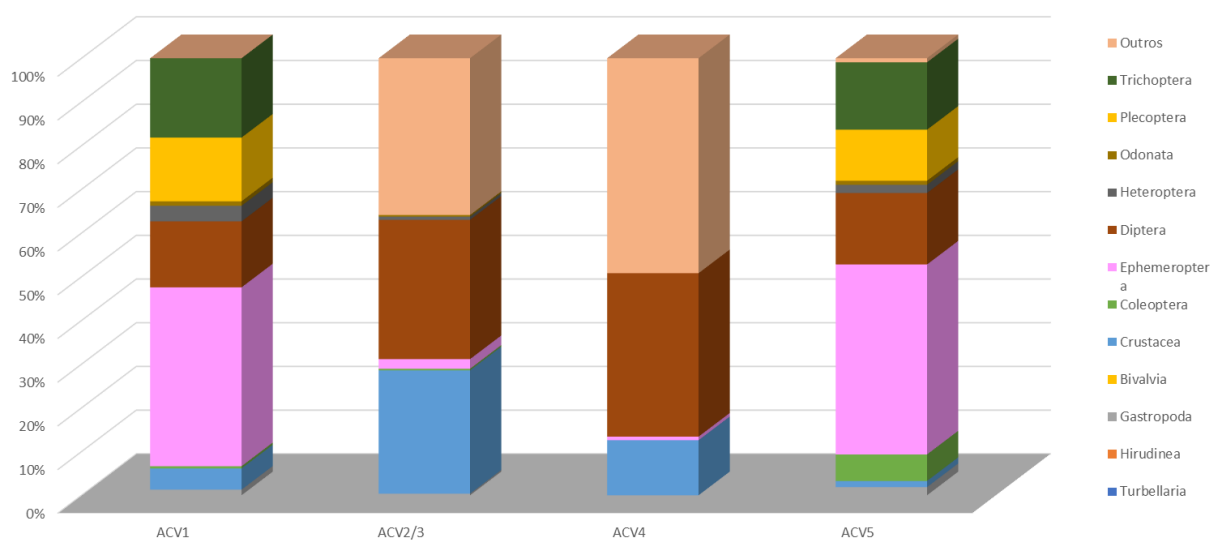
Tabela 7 - Abundância por táxon em número de indivíduos no verão.

Nome do táxon	ACV1	ACV2/3	ACV4	ACV5
ASTACIDAE	12	78	45	23
BAETIDAE	14	1	2	10
CAENIDAE	2	0	0	0
CAMBARIDAE	4	22	14	0
CHIRONOMIDAE	70	332	245	47
CORIXIDAE	0	5	4	0
ELMIDAE	3	0	0	16
ERPOBDELLIDAE	3	0	0	0
GERRIDAE	3	1	0	12
GOMPHIDAE	16	0	0	6
HEPTAGENIIDAE	2	0	0	17
HYDRACARINA	1	0	0	0
HYDRAENIDAE	0	0	0	1
HYDROPSYCHIDAE	110	0	0	24
LEPTOPHLEBIIDAE	1	0	2	6
LEUCTRIDAE	52	0	0	203
LIBELLULIDAE	1	0	0	0
MUSCIDAE	7	0	0	0
OLIGOCHAETA	0	110	89	2
PERLIDAE	0	1	0	0
PHILOPOTAMIDAE	8	0	0	14
RHYACOPHILIDAE	13	0	0	2
SCIRTIDAE	0	5	0	0
SIMULIIDAE	213	0	0	376
TIPULIDAE	1	0	0	1
TOTAL	536	555	401	760

Fonte: Do Autor (2023).

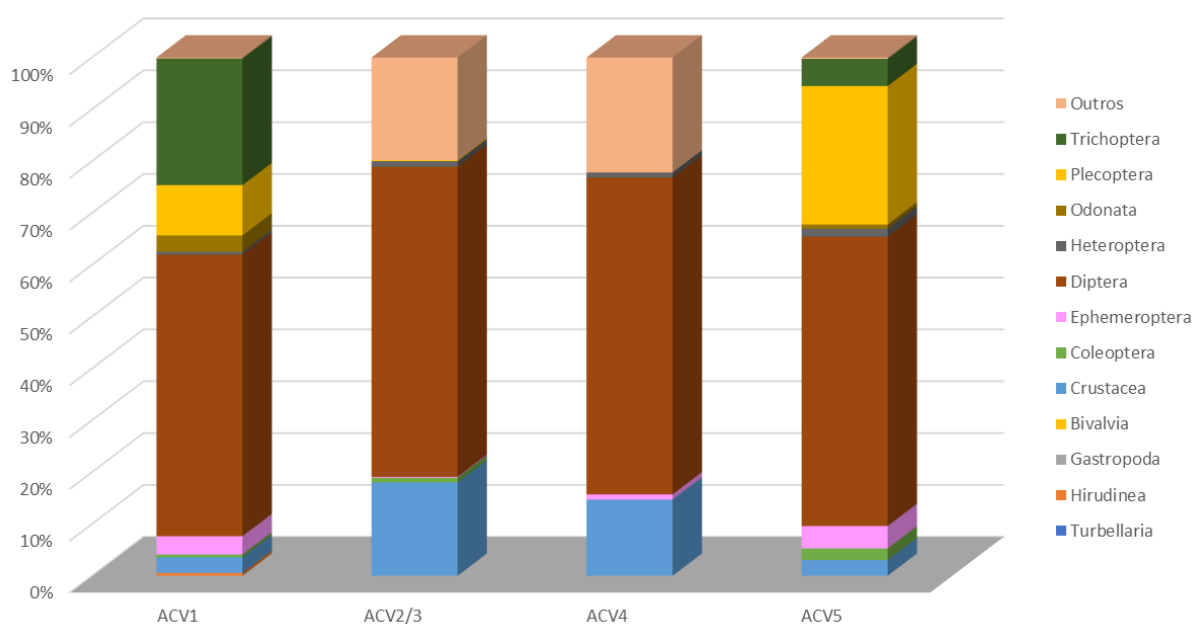
A composição da fauna bentônica e comparação sazonal são apresentadas nas Figuras 7 e 8. Observa-se que há um domínio da classe Insecta, em especial as ordens Ephemeroptera e Diptera, essa última tendo destaque em todos os locais amostrados no verão. Também houve um número relevante de indivíduos das ordens Trichoptera e Plecoptera nos trechos lóticos, enquanto nos trechos lênticos a frequência relativa dessas ordens foi nula ou quase nula. Nos trechos lênticos, observa-se menor diversidade faunística e maior expressão das ordens Crustacea e Oligochaeta tanto na primavera como no verão.

Figura 6 - Frequência relativa das comunidades de macroinvertebrados na primavera.



Fonte: Do Autor (2023).

Figura 7 - Frequência relativa das comunidades de macroinvertebrados no verão.



Fonte: Do Autor (2023).

Quanto aos índices bióticos IBMWP e IPTI_N, os resultados das duas estações estão descritos na Tabela 8. Percebe-se que a qualidade ecológica baseada nas comunidades de macroinvertebrados na primavera é melhor nos trechos lóticos (ACV1 e ACV5), que obtiveram classificação “EXCELENTE” para os dois índices. Já nos trechos lênticos revela-se uma diminuição da classificação do IBMWP em relação aos resultados do ano anterior (2020), sendo que o ACV2/3 passou de “BOM” para “RAZOÁVEL” e o ACV4 de “MEDÍOCRE” para “MAU”.

Tabela 8 - Índices IBMWP e IPT_N na primavera e no verão.

PRIMAVERA 2021				
Local de amostragem	Pontuações finais		Classificação	
	IBMWP	IPTIN	IBMWP	IPTIN
ACV1	125	0,933	I (Excelente)	EXCELENTE
ACV2/3	42	0,421	III (Razoável)	MEDÍOCRE
ACV4	15	0,3	V (Mau)	MEDÍOCRE
ACV5	131	0,957	I (Excelente)	EXCELENTE
VERÃO 2021				
Local de amostragem	Pontuações finais		Classificação	
	IBMWP	IPTIN	IBMWP	IPTIN
ACV1	113	0,74	I (Excelente)	BOM
ACV2/3	34	0,362	IV (Medíocre)	MEDÍOCRE
ACV4	28	0,381	IV (Medíocre)	MEDÍOCRE
ACV5	96	0,777	II (Bom)	BOM

Fonte: Do Autor (2023).

Já no verão, houve uma diminuição da classificação do IBMWP nas estações ACV2/3 e ACV5, enquanto a classificação do ACV4 melhorou, passando de “MAU” para “MEDÍOCRE”. Também no IPT_N houve diminuição da qualidade ecológica nos dois trechos lóticos, tendência que também foi observada nos outros anos em que o estudo foi feito. A variação anual e sazonal do índice IPT_N pode ser observada na Tabela 9.

Tabela 9 - Índice IPT_N no rio Maças de 2018 a 2021.

ÍNDICE IPTIN NOS ANOS DE AMOSTRAGEM							
Locais	2018	2019		2020		2021	
	Verão	Primavera	Verão	Primavera	Verão	Primavera	Verão
ACV1	MEDÍOCRE	EXCELENTE	RAZOÁVEL	EXCELENTE	RAZOÁVEL	EXCELENTE	BOM
ACV2/3	MEDÍOCRE	RAZOÁVEL	MEDÍOCRE	BOM	MEDÍOCRE	MEDÍOCRE	MEDÍOCRE
ACV4	MEDÍOCRE	RAZOÁVEL	MEDÍOCRE	MEDÍOCRE	MEDÍOCRE	MEDÍOCRE	MEDÍOCRE
ACV5	MEDÍOCRE	EXCELENTE	BOM	RAZOÁVEL	RAZOÁVEL	EXCELENTE	BOM

Fonte: Do Autor (2023).

A partir da comparação anual, percebe-se um padrão de melhor qualidade ecológica nos trechos lóticos a montante e a jusante dos açudes e pior qualidade dentro dos mesmos, com exceção do ano de 2018 em que todos os locais amostrados tiveram resultado “MEDÍOCRE”.

Ainda foram calculadas métricas complementares para auxiliar na caracterização ecológica dos locais amostrados. Os dados obtidos para a primavera e verão estão na Tabela 10. Observa-se uma diminuição no interior dos açudes do número total de taxa e da diversidade de Shannon-Wiener em relação aos trechos lóticos a montante e a jusante.

Tabela 10 - Métricas complementares de macroinvertebrados na primavera e no verão.

PRIMAVERA 2021				
Métricas	ACV1	ACV2/3	ACV4	ACV5
Nº total de taxa	21	10	5	23
Nº total de indivíduos	391	273	246	214
Diversidade H' de Shannon-Wiener	2,33	1,46	1,1	2,48
Evenness (Equitabilidade) J' de Pielou	0,76	0,63	0,68	0,79
EPT Taxa	9	2	1	11
Nº de indivíduos - EPT	288	6	2	151
% de indivíduos - EPT	73,66	2,2	0,81	70,56
VERÃO 2021				
Métricas	ACV1	ACV2/3	ACV4	ACV5
Nº total de taxa	20	9	7	16
Nº total de indivíduos	536	555	401	760
Diversidade H' de Shannon-Wiener	1,89	1,15	1,1	1,58
Evenness (Equitabilidade) J' de Pielou	0,63	0,52	0,56	0,57
EPT Taxa	8	2	2	7
Nº de indivíduos - EPT	202	2	4	276
% de indivíduos - EPT	37,69	0,36	1	36,32

Fonte: Do Autor (2023).

Em comparação com o período primaveril, no verão houve redução da qualidade ecológica, o que é comum na época de maior estresse hídrico, apesar de não ter havido reduções tão drásticas como em anos precedentes principalmente no açude da ETA (ACV2/3).

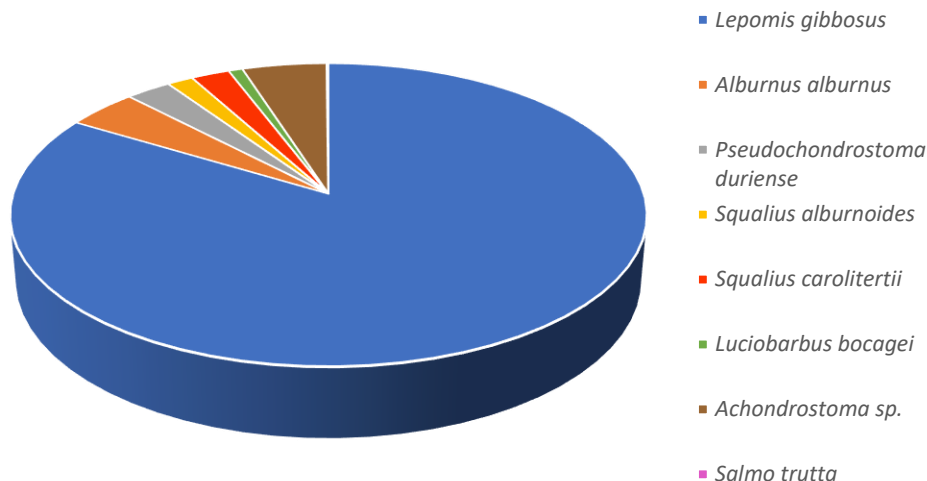
4.2 Comunidade de peixes

Em 2021, foram capturados 981 indivíduos da ictiofauna na primavera e 1076 indivíduos no verão. A composição global relativa de ambos os períodos pode ser verificada nas Figuras 9 e 10.

Foram encontradas 6 espécies autóctones pertencentes às famílias Leuciscidae: o escalo-do-norte (*Squalius carolitertii*), o bordalo (*Squalius alburnoides*), a panjorca-do-Esla (*Achondrostoma asturicense*), a boga-do-Douro (*Pseudochondrostoma duriense*) e o alburno (*Alburnus alburnus*), e Cyprinidae: o barbo-comum (*Luciobarbus bocagei*). Esse último apareceu a primeira vez em 2019, sem terem sido encontrados indivíduos dessa espécie em 2020. Além disso, foi encontrado 1 exemplar da família Salmonidae, caso da espécie *Salmo trutta* tanto na primavera como no verão. Observa-se, contudo, a

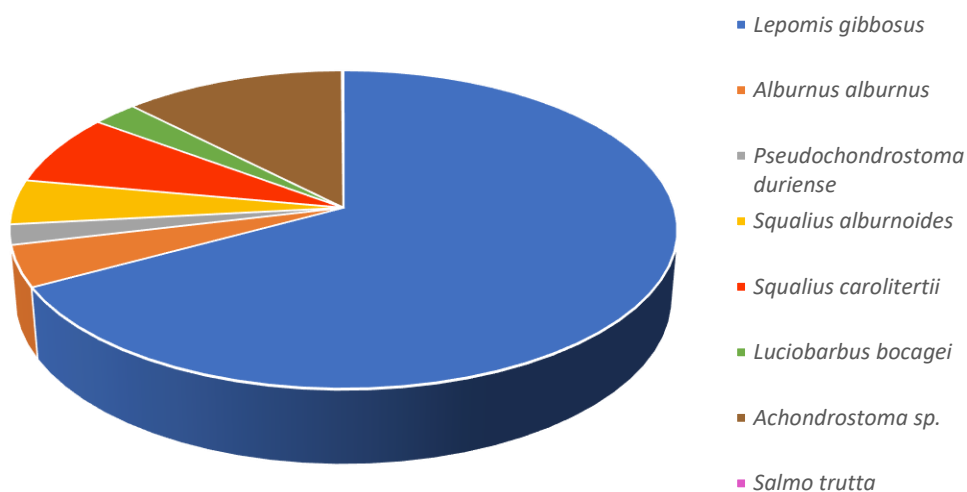
dominância de uma espécie invasora da família Centrarchidae, caso da perca-sol (*Lepomis gibbosus*) na composição global.

Figura 8 - Composição global relativa da ictiofauna na primavera.



Fonte: Do Autor (2023).

Figura 9 - Composição global relativa da ictiofauna no verão.



Fonte: Do Autor (2023).

A abundância absoluta representada pela captura por unidade de esforço (CPUE = nº exemplares/tempo de pesca) está apresentada na Tabela 11. Percebe-se que a dominância da perca-sol é muito mais evidente nos açudes quando se compara aos trechos lóticos em ambos os períodos. Diferente dos resultados obtidos no ano anterior, algumas

espécies autóctones não foram encontradas dentro dos açudes, como o *S. alburnoides*, *S. carolitertii* e *A. asturicense*. na primavera e no verão o *P. duriense* além das citadas.

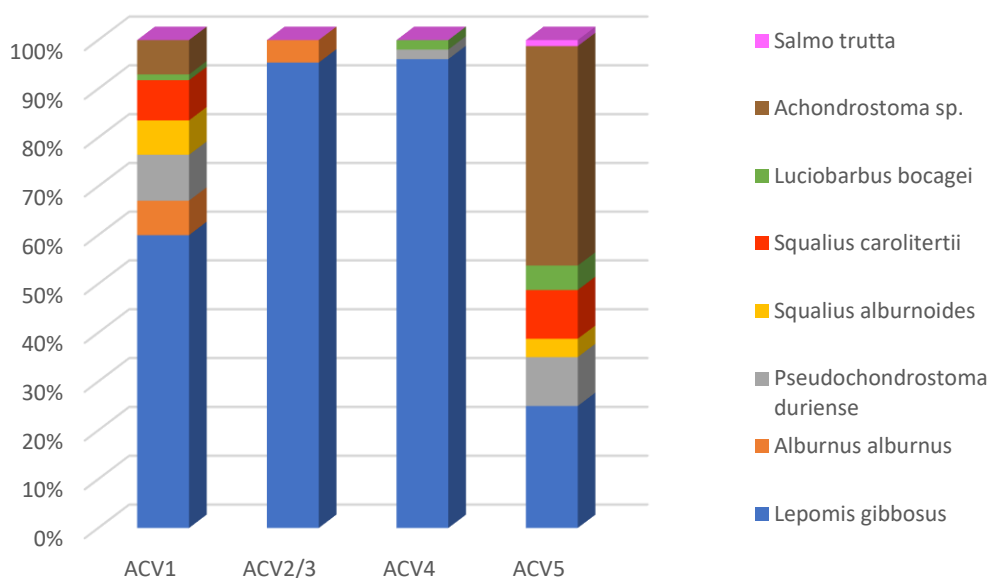
Tabela 11 - CPUE no rio Maçãs na primavera e no verão.

Captura por unidade de esforço (CPUE) - nº exemplares/minuto de pesca				
PRIMAVERA				
Espécie	ACV1	ACV2/3	ACV4	ACV5
<i>Lepomis gibbosus</i>	3,40	40,00	6,53	1,33
<i>Alburnus alburnus</i>	0,40	1,93	0,00	0,00
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	0,53	0,00	0,13	0,53
<i>Squalius alburnoides</i>	0,40	0,00	0,00	0,20
<i>Squalius carolitertii</i>	0,47	0,00	0,00	0,53
<i>Luciobarbus bocagei</i>	0,07	0,00	0,13	0,27
<i>Achondrostoma asturicense</i>	0,40	0,00	0,00	2,40
<i>Salmo trutta</i>	0,00	0,00	0,00	0,07
VERÃO				
Espécie	ACV1	ACV2/3	ACV4	ACV5
<i>Lepomis gibbosus</i>	4,47	34,73	3,87	5,07
<i>Alburnus alburnus</i>	1,00	1,13	0,87	0,00
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	1,00	0,00	0,00	0,47
<i>Squalius alburnoides</i>	1,27	0,00	0,00	2,00
<i>Squalius carolitertii</i>	2,53	0,00	0,00	2,67
<i>Luciobarbus bocagei</i>	1,07	0,00	0,20	0,53
<i>Achondrostoma asturicense</i>	5,73	0,00	0,00	3,07
<i>Salmo trutta</i>	0,00	0,00	0,00	0,07

Fonte: Do Autor (2023).

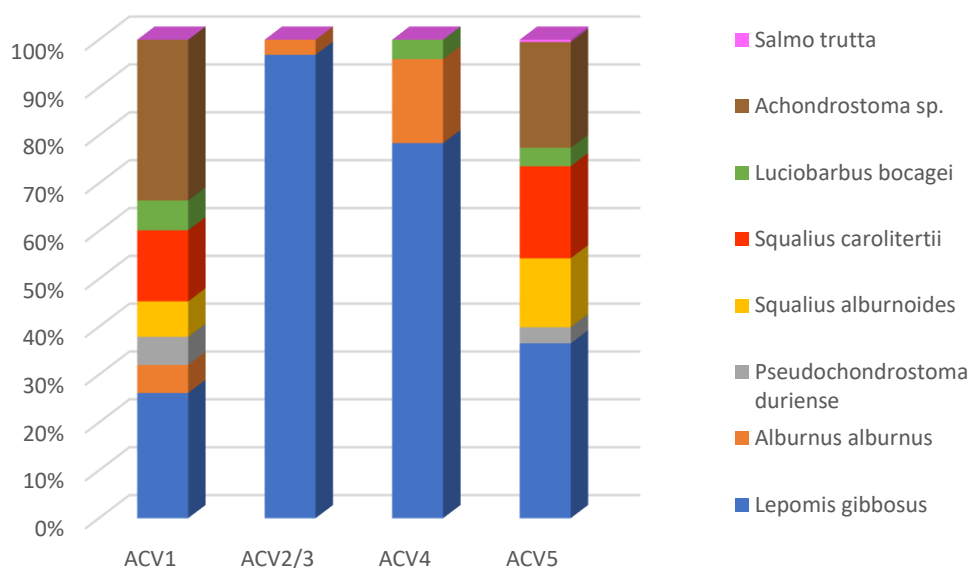
A abundância relativa da composição da ictiofauna por estação de amostragem pode ser verificada nas Figuras 11 e 12. Fica evidente a diferença de composição entre os trechos lóticos e lênticos. Espécies nativas foram encontradas em maior quantidade nos trechos a montante e a jusante dos açudes, nas zonas de corrente do rio. Já nos trechos lênticos há um domínio mais evidente das espécies exóticas.

Figura 10 - Abundância relativa das espécies piscícolas na primavera.



Fonte: Do Autor (2023).

Figura 11 - Abundância relativa das espécies piscícolas no verão.



Fonte: Do Autor (2023).

Já quanto ao índice Piscícola de Integridade Biótica para Rios Vadeáveis de Portugal Continental (F-IBIP), os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 - F-IBIP no Rio Maçãs na primavera e no verão.

F-IBIP PRIMAVERA				
Estação	ACV1	ACV2/3	ACV4	ACV5
Tipo	3	3	3	3
F-IBIP	0,667	0	0	0,722
Estado Ecológico	RAZOÁVEL	MAU	MAU	BOM
F-IBIP VERÃO				
Estação	ACV1	ACV2/3	ACV4	ACV5
Tipo	3	3	3	3
F-IBIP	0,667	0	0	0,667
Estado Ecológico	RAZOÁVEL	MAU	MAU	RAZOÁVEL

Fonte: Do Autor (2023).

O índice F-IBIP penaliza os locais em que a proporção de espécies exóticas atinge números significativos. Isso explica a baixa qualidade ecológica dos açudes, que receberam classificação “MAU”, uma vez que a proporção de indivíduos de perca-sol é elevada. Não houve variações significativas entre os resultados da primavera e do verão, mas o aumento do número de perca-sol capturados está na base do decréscimo acentuado das classes de qualidade em relação ao ano anterior no trecho lótico a montante (ACV5). A comparação anual dos resultados do F-IBIP pode ser observada na Tabela 13.

Tabela 13 - Índice F-IBIP de 2018 a 2021.

Locais	2018		2019		2020		2021	
	Verão	Primavera	Verão	Primavera	Verão	Primavera	Verão	
ACV1	MEDÍOCRE	RAZOÁVEL	RAZOÁVEL	RAZOÁVEL	RAZOÁVEL	RAZOÁVEL	RAZOÁVEL	
ACV2/3	MAU	MAU	MAU	MEDÍOCRE	MAU	MAU	MAU	
ACV4	EXCELENTE	MAU	MEDÍOCRE	RAZOÁVEL	RAZOÁVEL	MAU	MAU	
ACV5	EXCELENTE	EXCELENTE	EXCELENTE	EXCELENTE	EXCELENTE	BOM	RAZOÁVEL	

Fonte: Do Autor (2023).

É visível que as estações de amostragem nos açudes da ETA e da Ribeira de Vale de Pena têm, de forma geral, classificações de qualidade mais baixa em comparação aos trechos lóticos, uma vez que as espécies exóticas normalmente são mais adaptadas e competitivas em ambientes modificados.

4.3 Discussão

A partir dos resultados obtidos no estudo de caso em Portugal, percebe-se que os índices da macrofauna bentônica indicaram um melhor estado ecológico comparados ao índice da ictiofauna. Em todos os pontos amostrais, o IBMWP e o IPt_N demonstraram uma situação melhor do que o F-IBIP em ambos os períodos, primavera e verão. De forma

geral, esse resultado também pode ser visto nos anos anteriores do plano de monitoramento dos açudes.

Isso pode ser explicado pois peixes e macroinvertebrados respondem a estresses ambientais diferentes e a diferentes graus do mesmo tipo de impacto (MARTINS et al., 2022). Herlihy et al. (2020), ao estudar índices dos dois grupos em rios dos Estados Unidos, perceberam que o impacto causado por barragens gera mais impactos negativos na ictiofauna. Enquanto isso, macroinvertebrados são mais sensíveis a turbidez, condições dos sedimentos e poluição, por exemplo (CHEN et al., 2017; FEIO et al., 2023; VADAS et al., 2022).

De forma geral, a pesquisa de Feio et. al (2023) reuniu estudos de 45 países e mostrou que, globalmente, os índices da ictiofauna indicaram pior estado ecológico em rios do que índices de macroinvertebrados. Porém, em regiões com alta concentração de barragens e açudes, como os Estados Unidos, a bacia Murray-Darling na Austrália e em Portugal, mais de 40% dos locais amostrados estavam gravemente comprometidos para a comunidade de peixes.

A implantação de um açude transforma o ambiente lótico do rio em um ambiente lêntico oligotrófico: com baixa concentração de nutrientes, alta transparência, água estratificada e habitat simplificado. A mudança do regime hidrológico do rio acarreta a perda de espécies nativas adaptadas ao regime fluvial (CEMIG, 2014). Além disso, peixes não conseguem transpor barreiras físicas como macroinvertebrados em sua fase adulta, na qual muitos possuem asas. Assim, há enorme prejuízo a espécies migratórias de peixes, que dependem de extensos trechos lóticos para sua reprodução (FEIO et al., 2023). Dessa forma, é razoável que índices de avaliação da ictiofauna apresentem resultados ruins em açudes.

Em acréscimo, barramentos favorecem a reprodução de espécies exóticas, o que se revela um importante fator considerado nas avaliações de índices bióticos tanto em Portugal (F-IBIP) quanto no Brasil. Por exemplo, Carvalho et al. (2017) consideraram a % *Poecilia reticulata* como métrica de tolerância para propor um IBI para riachos do Cerrado. Essa espécie é considerada exótica invasora para o bioma, tendo alta taxa de reprodução e de exploração de recursos alimentares. Curiosamente, tal espécie é também típica de ambientes lênticos, sendo comum em açudes.

Outros estudos, no entanto, optaram por tratar apenas métricas de espécies nativas e levam em consideração o nível de tolerância das espécies a perturbações antrópicas (CHAI et al., 2022; TERRA, 2013). Essa opção é sustentada pois, de forma geral, as espécies exóticas tendem a ser mais tolerantes a distúrbios ambientais que espécies nativas, que mais comumente são espécies especialistas.

Em muitos MMI as espécies exóticas são consideradas como poluição biológica, uma vez que competem por recursos, podem transferir parasitas, interferir na reprodução e predação espécies nativas (PETESSE; PETRERE; SPIGOLON, 2007). Porém, de acordo com Vadas et al. (2022), a presença de espécies não-nativas em locais de condição de referência em um nível admissível é comum em muitos índices europeus e brasileiros. Vale ressaltar, que a sugestão dos autores é de que se considere métricas baseadas em espécies nativas para compor um MMI, ao invés de espécies invasoras.

Apesar da semelhança quanto ao tratamento de espécies exóticas, parece existir maior equivalência entre os dois países na forma de calcular índices de macroinvertebrados bentônicos do que índices da ictiofauna. Uma das hipóteses para explicar essa observação é de que os índices de peixes têm maior resolução taxonômica do que índices de bentos. A identificação até o nível de espécies para ictiofauna é muito mais simples de ser realizada do que para bentos, que normalmente são identificados até a família, e a fauna de peixes das duas regiões é muito distinta.

O Brasil possui uma mega diversidade de peixes, com ocorrência de 2587 espécies de água doce em catálogo de 2007 (BUCKUP; MENEZES; GHAZZI, 2007). Por outro lado, em Portugal existem apenas 45 espécies nativas e 19 espécies exóticas em seus rios (Centro de Comunicações e Informação da Marinha, 2022). Dessa forma, pode-se supor que MMIs para a ictiofauna sejam divergentes em alguns pontos entre os dois países e que para bentos sejam mais parecidos, uma vez que a diversidade de famílias é menor que de espécies.

Um MMI é favorecido por um nível taxonômico mais aguçado, já que determinados gêneros ou espécies tem maior sensibilidade que outros (Touron-Poncet et al., 2014). Porém, uma resolução menor no caso de macroinvertebrados diminui consideravelmente os custos, tempo e necessidade de qualificação para a amostragem. Dessa forma, há simplificação do processo sem prejuízo à performance do índice (RÍOS-TOUMA; ACOSTA; PRAT, 2014).

5 CONCLUSÃO

As conclusões do monitoramento realizado no Rio Maças evidenciaram a efetividade dos MMIs selecionados para avaliar o estado ecológico dos trechos estudados em Portugal. O IBMWP e o IPT_N foram capazes de refletir a diminuição da biodiversidade e da qualidade biológica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos açudes. Já o F-IBIP explicitou em sua classificação a dominância de espécies exóticas da ictiofauna nos trechos lênticos, o que já era esperado para ambientes modificados.

Ainda que a avaliação biológica através de índices multimétricos no Brasil tenha se iniciado mais recentemente, a mesma metodologia vem sendo aplicada com sucesso e novos estudos estão surgindo para abranger a grande diversidade ecológica do país. Apesar do esforço da comunidade científica, a falta de políticas públicas específicas que incluam a avaliação ecológica de ecossistemas aquáticos como forma de avaliar a qualidade de rios impede o desenvolvimento e a aplicação mais sistemática de índices multimétricos no Brasil.

Em contrapartida a esses desafios, o uso de bioindicadores é promissor e vê-se uma tendência de generalização da sua aplicação através de MMIs nas diversas regiões do planeta. Nesse sentido, estudos aprofundados ainda são necessários para desenvolver índices mais generalistas, que podem ser usados para diversos biomas e, ao mesmo tempo, sejam capazes de interpretar as variabilidades naturais dos ecossistemas. Além disso, outras comparações entre índices multimétricos utilizados ao redor do mundo podem vir a ser úteis através da incorporação de novos parâmetros para a avaliação ecológica em diferentes ecossistemas.

REFERÊNCIAS

- ALBA-TERCEDOR, J. **BMWP, un adattamento spagnolo del British Biological Monitoring Working Party (BMWP) Store System**. *Biologia Ambientale*, v. 14, n. 2, p. 65-67, 2000.
- APA, I.P. **Plano de Gestão de Região Hidrográfica 2016/2021**. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e Energia. Agência Portuguesa do Ambiente. I.P., 2015.
- ARAÚJO, F.G. **Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul**. 1998.
- BATISTA, D. F. et al. **A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil**. *Hydrobiologia*, v. 575, p. 83-94, 2007. ISSN 0018-8158. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0286-x>. Acesso em: 15 mai. 2023.
- BATISTA, D. et al. **Development of a benthic multimetric index for the Serra da Bocaina bioregion in Southeast Brazil**. *Brazilian Journal of Biology*, v. 73, n. 3, p. 573-583, 2013. ISSN 1519-6984. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842013000300015>. Acesso em: 15 mai. 2023.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63.
- BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. (Eds.). **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2007. (Série Livros, 23).
- CABRAL, M. J. (coord.) et al. (Eds.). **Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal**. Lisboa: ICN, 2005. 660 p.
- CABRAL, H.N. et al. **Ecological quality assessment of transitional waters based on fish assemblages in Portuguese estuaries: The Estuarine Fish Assessment Index (EFAI)**. *Ecological Indicators*, v. 19, p. 144-153, 2012. ISSN 1470-160X. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.08.005>.
- CALLISTO, M.; MORENO, P.; MACEDO, D. R. **Biomonitoramento e pressões da urbanização: Uma abordagem integrada entre Ecologia e Geografia na bacia do rio das Velhas**. *Revista Espinhaço*, v. 8, n. 1, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.5281/zenodo.3345811>.
- CARVALHO, D. R. de et al. **A fish-based multimetric index for Brazilian savanna streams**. *Ecological Indicators*, Volume 77, páginas 386-396, 2017. ISSN 1470-160X. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.032>. Acesso em: 28 mai. 2023.
- Centro de Comunicações e Informação da Marinha. **Aquário Vasco da Gama: Peixes Rios Portugal**. 2022. Disponível em: https://ccm.marinha.pt/pt/aquariovgama_web/multimedia_web/Paginas/peixes-rios-portugal.aspx. Acesso em: 15 jun. 2023.

CHAI, X. L.; ROHASLINEY, H.; KAMARUDDIN, I. S. **Evaluating the Tropical Reservoir Health by using the Index of Biotic Integrity as a Management Tool for Resource Conservation Planning**. Sains Malaysiana, v. 51, n. 12, p. 3897-3907, 2022. Disponível em: <http://doi.org/10.17576/jsm-2022-5112-03>. Acesso em: 12 jun. 2023.

CHEN, K. et al. **A multi-assemblage, multi-metric biological condition index for eastern Amazonia streams**. Ecological Indicators, Volume 78, páginas 48-61, 2017. ISSN 1470-160X. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.003>. Acesso em: 15 mai. 2023.

COLLARES-PEREIRA, M. J. (Coord.) et al. **Guia dos Peixes de Água Doce e Migradores de Portugal Continental**. Porto, Portugal: Edições Afrontamento, 2021.

Companhia Energética de Minas Gerais. **Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos**. Belo Horizonte: CEMIG, 2014. 264p.

Companhia Energética de Minas Gerais. **Índices Multimétricos para Avaliação de Integridade Biótica. Bases Conceituais para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas**. Belo Horizonte: CEMIG, 2019.

DOADRIO, I.; CASAL-LOPEZ, M.; PEREA, S. **Description of three new species of the Genus Achondrostoma Robalo, Almada, Levi & Doadrio 2007 (Actinopterygii, Leuciscidae) in the Iberian Peninsula**. Graellsia 79: e191, 2023.

DOCILE, T. N.; FIGUEIRÓ, R. **Histórico e perspectivas da utilização de macroinvertebrados no monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos no Brasil**. Acta Scientiae et Technicae, [S.l.], v. 1, n. 1, jun. 2013. ISSN 2317-8957. Disponível em: <https://doi.org/10.17648/uezo-ast-v1i1.6>. Acesso em: 22 abr. 2023.

FEIO, M. J. et al. **Monitorização ecológica dos rios portugueses**. In: FEIO, M. J.; FERREIRA, V. (Eds.). Rios de Portugal: comunidades, processos e alterações. Imprensa da Universidade de Coimbra, 2019. p. 365-391.

FEIO, M. J. et al. **The Biological Assessment and Rehabilitation of the World's Rivers: An Overview**. Water, v. 13, p. 371, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13030371>.

FEIO, M. J. et al. **Fish and macroinvertebrate assemblages reveal extensive degradation of the world's rivers**. Global Change Biology, [S.l.], v. 29, n. 2, p. 355-374, jan. 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.16439>. Acesso em: 9 jun. 2023.

GARCÍA-MARÍN, P. et al. **Multi-metric index based on the seagrass *Zostera noltii* (ZoNI) for ecological quality assessment of coastal and estuarine systems in SW Iberian Peninsula**. Marine Pollution Bulletin, v. 68, n. 1–2, p. 46-54, 2013. ISSN 0025-326X. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.12.025>.

HERLIHY, A.T. et al. **The relation of lotic fish and benthic macroinvertebrate condition indices to environmental factors across the conterminous USA**. Ecological Indicators, v. 112, p. 105958, 2020. ISSN 1470-160X. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105958>. Acesso em: 20 mai. 2023.

HUGHES, J. **Freshwater Ecology and Conservation: Approaches and Techniques**. OUP Oxford, 2018. ISBN 9780191079122. Série Techniques in Ecology & Conservation.

Disponível em: <https://books.google.com.br/books?id=Brl9DwAAQBAJ>. Acesso em: 15 abr. 2023.

INAG, I.P. **Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segunda a Diretiva Quadro da Água: Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola**. Instituto da Água, I.P., 2008a.

INAG, I.P. **Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segunda a Directiva Quadro da Água: Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentônicos**. Instituto da Água, I.P., 2008b.

INAG, I.P., AFN. **Desenvolvimento de um Índice de Qualidade para a Fauna Piscícola**. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território, 2012.

JUNQUEIRA, M. V. et al. **Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados**. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 12, p. 73-87, 2000.

KARR, J. **Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities**. *Fisheries*, v. 6, p. 21-27, 1981. Disponível em: [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006<0021:AObIUF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:AObIUF>2.0.CO;2).

MARTINS, R. T. et al. **Congruence and responsiveness in the taxonomic compositions of Amazonian aquatic macroinvertebrate and fish assemblages**. *Hydrobiologia*, v. 849, p. 2281-2298, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04867-z>.

MORAIS, M. et al. **Assessment of Temporary Streams: The Robustness of Metric and Multimetric Indices under Different Hydrological Conditions**. In: HERING, D. et al. (eds). *Integrated Assessment of Running Waters in Europe. Developments in Hydrobiology*, vol. 175. Springer, Dordrecht, 2004. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-94-007-0993-5_14.

OLIVEIRA, R. B. S.; CASTRO, C. M.; BAPTISTA, D. F. **Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos**. *Oecol.*, v.12, n.3, p.487-505, 2008.

PALMA, P. et al. **Ecological and ecotoxicological responses in the assessment of the ecological status of freshwater systems: A case-study of the temporary stream Brejo of Cagarrão (South of Portugal)**. *Science of The Total Environment*, v. 634, p. 394-406, 2018. ISSN 0048-9697. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.281>.

PETESSE, M. L.; PETRERE, M.; SPIGOLON, R. J. **Adaptation of the reservoir fish assemblage index (RFAI) for assessing the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil)**. *River Research and Applications*. Chichester: John Wiley & Sons Ltd, v. 23, n. 6, p. 595-612, 2007. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/20446>.

PRUDENTE, B. da S.; POMPEU, P. S.; MONTAG, L.. **Using multimetric indices to assess the effect of reduced impact logging on ecological integrity of Amazonian streams**. *Ecological Indicators*, Volume 91, páginas 315-323, 2018. ISSN 1470-160X. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.020>. Acesso em: 15 mai. 2023.

RÍOS-TOUMA, B.; ACOSTA, R.; PRAT, N. **The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation.** *Revista de Biología Tropical*, v. 62, p. 249-273, 2014.

SANTOS G.A. **Avaliação dos efeitos de pequenos açudes na biodiversidade de rios: O caso do Rio Maçãs na proximidade da Estação de Tratamento de Águas de Vimioso.** Mestrado em Gestão de Recursos Florestais. Instituto Politécnico de Bragança, 2023.

SCHMIDT, L.; FERREIRA, J. G. **A governança da água no contexto de aplicação da Directiva Quadro da Água.** In: VIII Congresso Ibérico de Gestão e Planeamento da Água, 2013, Lisboa. *Anais do VIII Congresso Ibérico de Gestão e Planeamento da Água*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 5-7 de Dezembro de 2013.

SILVA, D. R. O. et al. **An improved macroinvertebrate multimetric index for the assessment of wadeable streams in the neotropical savanna.** *Ecological Indicators*, v. 81, p. 514-525, 2017. ISSN 1470-160X. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.017>. Acesso em: 09 jun. 2023.

TACHET, H.; BOURNAUD, M.; RICHOUX, PH. **Introduction à l'étude des macroinvertebrés d'eaux douces.** Univ. Claude Bernard et Assoc. de Limnol., Lyon, 1981.

TACHET, H.; RICHOUX, PH.; BOURNARD, M.; USSEGLIO-POLATERA, P. **Invertébrés d'eaux douces. Systématique, biologie, écologie.** CNRS Éditions, Paris, 2010.

TERRA, B. F. et al. **Assessment of biotic condition of Atlantic Rain Forest streams: A fish-based multimetric approach.** *Ecological Indicators*, v. 34, p. 136-148, 2013. ISSN 1470-160X. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.05.001>.

TOURON-PONCET, H. et al. **Implementing the Water Framework Directive in overseas Europe: A multimetric macroinvertebrate index for river bioassessment in Caribbean islands.** *Limnologica*, v. 47, p. 34-43, 2014. ISSN 0075-9511. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2014.04.002>. Acesso em: 12 jun. 2023.

UNIÃO EUROPEIA. **Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água.** *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, Bruxelas, 22 dez. 2000. L 327/1-72.

VADAS, R.L. et al. **Assemblage-based biomonitoring of freshwater ecosystem health via multimetric indices: a critical review and suggestions for improving their applicability.** *Water Biology and Security*, v. 1, n. 3, p. 100054, 2022. ISSN 2772-7351. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2022.100054>. Acesso em: 12 mai. 2023.

VASCONCELOS, R.P. et al. **Assessing anthropogenic pressures on estuarine fish nurseries along the Portuguese coast: A multi-metric index and conceptual approach.** *Science of The Total Environment*, v. 374, n. 2-3, p. 199-215, 2007. ISSN 0048-9697. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.048>.