

DESENVOLVIMENTO DE UM ÍNDICE PISCÍCOLA PARA OS RIOS DE PORTUGAL CONTINENTAL

DEVELOPMENT OF A FISH INDEX FOR THE RIVERS OF CONTINENTAL PORTUGAL

Paula Matono

Bolseira de Doutoramento, Departamento de Paisagem Ambiente e Ordenamento, Escola de Ciências e Tecnologia, Universidade de Évora // Rua Romão Ramalho 59, 7000-671 Évora // +351 266 745 387

Maria Ilhéu

Prof. Auxiliar do Departamento de Paisagem Ambiente e Ordenamento, Escola de Ciências e Tecnologia, Universidade de Évora // Rua Romão Ramalho 59, 7000-671 Évora // +351 266 745 387

Nuno Formigo

Prof. Auxiliar do Departamento de Zoologia e Antropologia, Faculdade de Ciências, Universidade do Porto // 4099-002 Porto // +351 223 401 499

Maria Teresa Ferreira

Prof. Associada com Agregação do Departamento Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa // 1349-017 Lisboa, // +351 213 653 487 // membro da APRH n.º 534

Pedro Raposo de Almeida

Prof. Auxiliar do Departamento de Biologia, Escola de Ciências e Tecnologia, Universidade de Évora // Largo dos Colegiais 2, 7000 Évora, // +351 266 760 881

Rui Cortes

Prof. Catedrático do Departamento Florestal, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro // 5000-911 Vila Real // +351 259 350 862

João Manuel Bernardo

Prof. Associado do Departamento de Paisagem Ambiente e Ordenamento, Escola de Ciências e Tecnologia, Universidade de Évora // Rua Romão Ramalho 59, 7000-671 Évora // +351 266 745 387

RESUMO: A Directiva-Quadro da Água perspectiva uma avaliação da qualidade ecológica dos rios baseada em elementos hidromorfológicos e biológicos, incluindo estes a ictiofauna. Este tema tem sido pouco desenvolvido em Portugal, sendo as abordagens de carácter fortemente pericial e não baseadas em análises de sensibilidade. Neste trabalho apresentam-se as métricas biológicas responsivas a diferentes tipos de pressões antropogénicas e o índice biótico desenvolvido para avaliar a qualidade ecológica de rios portugueses com base na ictiofauna. As amostragens decorreram entre 2004 e 2006, durante a Primavera, em 397 locais das principais bacias hidrográficas de Portugal. A selecção de métricas baseou-se na análise de correlação entre estas e as variáveis de pressão. De acordo com os dados actualmente disponíveis e com os resultados obtidos, a avaliação do estado ecológico com base na ictiofauna é exequível em três dos cinco Grupos de Tipos de Rios previamente definidos para este elemento biológico: Grupo Norte média e grande dimensão de bacia (N2 e N1 > 100 km²), Grupo Sul misto (N4, S1 > 100 km², S2 e S3) e Tipo Sul média e grande dimensão de bacia (S1 > 100 km²).

Palavras-chave: Índice biótico, ictiofauna, rios Portugueses.

ABSTRACT: The Water Framework Directive advocates an assessment of ecological quality of rivers based on hydromorphology and biological elements, including fish fauna. This topic has been poorly developed in Portugal, and the existing approaches are mainly based on expert knowledge and not on sensitivity analysis. This work presents the biological metrics responsive to different types of anthropogenic pressures and the biotic index to assess the ecological status of Portuguese rivers based on the fish fauna. Sampling took place from 2004 to 2006, during Spring, in 397 sites of the main basins of Portugal. The selection of metrics was based on correlation analysis between metrics and pressure variables. Based on the available data and on the obtained results, the assessment of the ecological status using the fish fauna is feasible in three out of five Groups of River Types previously identified for this biological element: North Group medium and large drainage area (N2 and N1 > 100 km²), mixed South Group (N4, S1 > 100 km², S2 and S3) and South Type medium and large drainage area (S1 > 100 km²).

Keywords: Biotic index, fish fauna, Portuguese rivers.

1. INTRODUÇÃO

A Directiva Quadro da Água (2000/60/CE de 23 de Outubro) (European Commission, 2000) estabelece um novo plano de acção comunitária, perspectivando a avaliação da qualidade ecológica dos rios baseada em elementos hidromorfológicos e biológicos. Neste âmbito, prevê-se a protecção, melhoramento e recuperação das massas de água superficiais europeias, com o objectivo de alcançar, no mínimo, o bom estado ecológico até 2015.

A utilização de indicadores biológicos tem vindo a adquirir cada vez mais importância na avaliação da qualidade das águas interiores, constituindo a ictiofauna um dos grupos mais sensíveis neste contexto (Barbour et al., 1999): i) a longevidade fornece informação alargada temporalmente; ii) a preferência por diferentes habitats permite avaliar a qualidade dos mesmos; iii) a conectividade dos cursos reflecte-se na mobilidade e comportamento migratório dos indivíduos; iv) estão dependentes da produtividade primária e secundária, revelando perturbações de níveis tróficos inferiores.

O Índice de Integridade Biótica (Karr, 1981) tem sido o mais utilizado dos índices biológicos aplicados à ictiofauna. Este índice considera diferentes parâmetros das comunidades, ou métricas, que reflectem os processos de degradação, sendo úteis na identificação das pressões antropogénicas. A versão original tem sofrido várias adaptações a diferentes regiões e habitats (Faush et al., 1984; Leonard & Orth, 1986; Oberdorff & Hughes, 1992; Lyons et al., 1996; Harris & Silveira, 1999; Ferreira et al., 2007). Nos países do Sul da Europa, nomeadamente em Portugal, este tema está ainda relativamente pouco desenvolvido, sendo as abordagens de carácter fortemente pericial e não baseadas em análises de sensibilidade (Ferreira et al., 1995; Oliveira & Ferreira, 2000; Bernardo et al., 2004).

Os rios das regiões de clima mediterrânico são sistemas particulares do ponto de vista dos agrupamentos piscícolas (Gasith & Resh, 1999; Ilhéu, 2005). Neste enquadramento, os rios da Península Ibérica são dos mais peculiares da Europa relativamente à ictiofauna, devido ao isolamento zoogeográfico: observa-se um elevado número de endemismos, uma riqueza específica normalmente baixa por local, diferentes composições específicas por bacia e uma grande plasticidade ecológica das espécies (Almaça, 1995).

Do ponto de vista hidrológico, os rios mediterrânicos, particularmente os do Sul de Portugal, apresentam uma elevada variabilidade que promove grande dinamismo na configuração dos habitats e na resposta das comunidades piscícolas (Bernardo et al., 2003; Ilhéu, 2005).

O facto destas comunidades estarem naturalmente adaptadas a condições ambientais significativamente constrangedoras, dificulta a respectiva utilização como avaliadoras das pressões antrópicas exercidas sobre os sistemas, nomeadamente das de tipo hidrológico e a elas ligadas.

Este trabalho tem por objectivo apresentar: (i) as métricas biológicas seleccionadas (estruturais e funcionais) responsivas a diferentes tipos de pressões antropogénicas e (ii) o índice biótico desenvolvido para avaliar a qualidade ecológica de rios portugueses com base na ictiofauna.

2. MÉTODOS

2.1. Amostragem

As amostragens decorreram durante a Primavera de 2004, 2005 e 2006 nas bacias hidrográficas dos rios Minho, Lima, Leça, Cávado, Ave, Douro, Vouga, Mondego, Lis, Tejo, Sado, Mira, Guadiana e nas ribeiras do Oeste e Algarve.

As colheitas foram realizadas em 397 locais, nos quais a pressão antropogénica foi avaliada com base em 10 variáveis (CIS-WFD, 2003; FAME, 2004): uso do solo, área urbana, zona ripária, conectividade do curso, carga de sedimento, regime hidrológico, acidificação e toxicidade, condição morfológica, contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes, presença de massas de água lenticas artificiais. Cada variável foi avaliada numa escala de 1 (perturbação mínima) a 5 (perturbação máxima) (CIS-WFD, 2003; FAME, 2004). Apenas os locais com valores de 1 e/ou 2 e apenas uma variável com o valor 3 foram considerados locais de referência. A soma das pontuações destas 10 variáveis (total FAME) representa a pressão total. Complementarmente, foi também analisado um conjunto de parâmetros físico-químicos, por forma a avaliar mais rigorosamente as pressões ao nível da qualidade da água (contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes): temperatura, condutividade, pH, oxigénio dissolvido, oxidabilidade, fósforo total, ortofosfatos, azoto total, nitritos, nitratos, amónia, dureza, alcalinidade, sólidos totais em suspensão, carência bioquímica

O texto deste artigo foi submetido para revisão e possível publicação em Julho de 2009, tendo sido aceite pela Comissão de Editores Científicos Associados em Outubro de 2009. Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 30, N.º 2, 77-84, Novembro de 2009.
© APRH, ISSN 0870-1741

em oxigénio [CB05], carência química em oxigénio [CQO], turvação.

A caracterização biofísica dos locais baseou-se fundamentalmente em variáveis locais: largura média de área molhada, profundidade média e máxima, ensombramento, vegetação ripária e proporção de cada tipologia de habitat. O comprimento do troço amostrado foi definido como 20 vezes a largura média do curso, num máximo de 150 m.

As capturas foram efectuadas com aparelho de pesca eléctrica segundo INAG (2008a), que segue a norma CEN (2003). Os indivíduos capturados foram

identificados, medidos no local e posteriormente devolvidos vivos ao meio. Foram também registadas malformações ou outras patologias observadas nos indivíduos capturados. As capturas foram quantificadas em termos de densidade (número de indivíduos/100 m²).

2.2. Selecção de Métricas

As espécies capturadas foram classificadas em termos de guildas funcionais relativas a habitat, reprodução, alimentação, migração e tolerância, a partir das quais se desenvolveram as métricas (Tabela 1).

Tabela 1 – Inclusão das espécies nas guildas funcionais. Para cada espécie só estão indicadas as guildas que fazem parte da configuração do Índice Piscícola Português nos tipos de cursos em que é aplicável.

ESPÉCIES	Pelágicas	Limnofílicas	Generalistas	Litofílicas nativas	Tolerantes	Endémicas
<i>Alburnus alburnus</i>	•	•			•	
<i>Alosa alosa</i>	•					
<i>Alosa fallax</i>	•					
<i>Ameiurus melas</i>		•			•	
<i>Anaocypris hispanica</i>		•				•
<i>Anguilla anguilla</i>			•		•	
<i>Atherina boyeri</i>	•	•				
<i>Barbus bocagei</i>		•		•	•	•
<i>Barbus comizo</i>		•		•	•	•
<i>Barbus microcephalus</i>		•		•	•	•
<i>Barbus sclateri</i>		•		•	•	•
<i>Barbus steindachneri</i>		•		•	•	•
<i>Barbus</i> spp. (juvenis)				•		•
<i>Carassius auratus</i>		•			•	
<i>Achondrostoma arcasii</i>				•		•
<i>Achondrostoma oligolepis</i>		•			•	•
<i>Achondrostoma occidentale</i>						•
<i>Iberochondrostoma olisiponensis</i>						•
<i>Iberochondrostoma lemmingii</i>		•		•		•
<i>Iberochondrostoma lusitanicum</i>		•		•		•
<i>Iberochondrostoma almakai</i>		•		•		•
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>				•		•
<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>				•		•
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>						•
<i>Cobitis calderoni</i>				•		•
<i>Cobitis paludica</i>		•			•	•
<i>Cyprinus carpio</i>		•			•	
<i>Esox lucius</i>	•	•				
<i>Gambusia holbrooki</i>	•	•			•	
<i>Gasterosteus gymnotus</i>	•		•			
<i>Herichthys facetum</i>		•			•	
<i>Lampetra fluviatilis</i>				•		
<i>Lampetra planeri</i>				•		
<i>Lepomis gibbosus</i>	•	•			•	
<i>Liza ramada</i>	•		•		•	
<i>Micropterus salmoides</i>	•	•			•	
<i>Mugil cephalus</i>	•		•		•	
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	•					

continua

Tabela 1 - continuação

<i>Petromyzon marinus</i>					•		
<i>Platichthys flesus</i>		•					
<i>Salapia fluviatilis</i>					•		
<i>Salmo salar</i>	•						
<i>Salmo trutta</i>	•						
<i>Sander lucioperca</i>		•					
<i>Silurus glanis</i>		•					
<i>Squalius alburnoides</i>	•		•				•
<i>Squalius aradensis</i>			•		•		•
<i>Squalius carolitertii</i>	•		•		•		•
<i>Squalius pyrenaicus</i>			•		•		•
<i>Squalius torgalensis</i>			•				•
<i>Tinca tinca</i>		•				•	

Foram também consideradas métricas populacionais. As espécies sentinela consideradas para cada Tipo resultaram da análise de espécies indicadoras (Dufréne & Legendre, 1997) (PC-ORD 4). As guildas representadas por espécies que apresentaram baixa ocorrência não foram consideradas.

As métricas candidatas (Tabela 2) foram testadas relativamente à redundância (coeficiente de correlação de Spearman $|r| > 0.7$; $P < 0.05$) e variabilidade (análise gráfica com box-plots) (STATISTICA 6). Desta forma, métricas redundantes e com pouca variabilidade foram eliminadas. A selecção de métricas teve por base a responsividade destas às variáveis de pressão (coeficiente de correlação de Spearman $|r| \geq 0.5$; $P < 0.05$). As variáveis de pressão incluíram as variáveis FAME e físico-químicas anteriormente referidas.

Tabela 2 - Lista de métricas candidatas para selecção.

	MÉTRICAS
Composição e Diversidade	densidade total (ind./100m ²)
	riqueza específica
	diversidade (Shannon-Wiener)
	esp. endémicas (N°)
	esp. endémicas (%)
	ind. pequenos ciprinídeos ibéricos (%)
	esp. exóticas (N°)
	esp. exóticas (%)
	barbos dim. > 24 cm (%)
Habitat	ind. bentónicos (%)
	ind. pelágicos (%) (nativos)
	ind. reofílicos (%)
	ind. limnofílicos (%)
	ind. generalistas (%)
Alimentação	ind. omnívoros (%)
	ind. insectívoros (%) (nativos)
Reprodução	ind. fitofílicos (%) (nativos)
	ind. litofílicos (%) (nativos)
Ciclo de Vida	ind. vida longa (%)
Migração	ind. potamódromos (%)
	esp. diádromas (%)
Tolerância	esp. intolerantes (%)
Estrutura etária	esp. tolerantes (%)
	espécies sentinela (densidade total e por classes de comprimento total)

2.3. Elaboração do Índice Piscícola

As diversas configurações do Índice Piscícola foram desenvolvidas para cinco Grupos de Tipos de Rios (cf. Ilhéu et al., neste volume), sendo cada grupo constituído por tipos que não se distinguem entre si relativamente à fauna piscícola (INAG, 2008b):

1. Tipo Litoral
2. Grupo Norte com bacia de pequena dimensão (inferior a 100 km²)
Integra os Tipos Montanhoso, N1 < 100 km² e N3;
3. Grupo Norte com bacia de média e grande dimensão (superior a 100 km²)
Integra os Tipos N2 e N1 > 100 km²;
4. Grupo Sul misto
Integra os Tipos N4, S1 < 100 km², S2 e S3;
5. Tipo Sul com bacia de média e grande dimensão (superior a 100 km²).

Não foi possível nesta fase do trabalho seleccionar métricas e desenvolver um índice para o Tipo Rios dos Calcários do Algarve (S4) devido à insuficiência de dados.

Para a elaboração do índice, as métricas seleccionadas foram padronizadas entre 0 (mau estado ecológico) e 10 (elevado estado ecológico), mediante o estabelecimento de limites e atribuição de pontuações (scores) contínuas. Este método tem, potencialmente, maior capacidade de expressar a relação entre métricas e variáveis de pressão contínuas, quer estatisticamente, quer graficamente (Minns et al., 1994; Hughes et al., 1998; Blocksom, 2003; Mebane et al., 2003; Dauwalter & Jackson, 2004). Os limites dependem da relação entre as métricas e a degradação e as pontuações são calculadas por interpolação: (i) para métricas que diminuem com a degradação, o limite superior é o percentil 50 das referências e o limite inferior é o percentil 5 das não-referências, aplicando a expressão [(observação-limite inferior)/(limite superior-limite inferior) x 10]; (ii) para métricas que aumentam com a degradação, o limite superior é o percentil 5 das referências e o limite inferior é o percentil 50 das não-referências, aplicando a expressão [(limite superior-observação)/(limite superior-limite inferior) x 10].

dação, o limite superior é o percentil 95 das não-referências e o limite inferior é o percentil 50 das referências, aplicando a expressão $[10 - (\text{observação} - \text{limite inferior}) / (\text{limite superior} - \text{limite inferior}) \times 10]$. Pontuações inferiores a 0 ou superiores a 10 foram aproximadas ao limite mais próximo.

O Índice Piscícola Português (IPP) varia entre 0 (mau estado ecológico) e 100 (elevado estado ecológico) e foi calculado de acordo com a expressão $\sum Ms_i \times 10/N$, onde Ms_i é a pontuação de cada métrica e N o número total de métricas utilizadas nesse tipo.

Os valores do índice foram normalizados, i.e., transformados em EQRs (*Ecological Quality Ratio*, Rádios de Qualidade Ecológica), dividindo cada valor pela mediana dos valores dos locais de referência.

A relação entre o Índice e a pressão total (total FAME) foi avaliada utilizando as análises de Correlação e de Regressão Linear Simples, esta última de acordo com o critério dos mínimos quadrados (SPSS 15.0). O estabelecimento das 5 classes de qualidade (Excelente, Bom, Razoável, Medíocre e Mau) e respectivas fronteiras seguiram o chamado método REFCOND (CIS-WFD, 2003) em que: (i) a fronteira Bom-Excelente é definida como o percentil 25 dos valores dos locais de referência, sendo os inferiores a este valor incluídos na classe Bom, e (ii) as restantes fronteiras são definidas dividindo o restante gradiente em 4 classes de igual amplitude.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Critérios de aplicabilidade do Índice Piscícola

No decorrer das amostragens verificou-se um elevado número de locais com capturas muito reduzidas, ou mesmo nulas. Na tentativa de identificar esses locais, avaliou-se a relação entre a densidade piscícola e a dimensão de bacia de drenagem por um lado, e a profundidade média do troço amostrado, por outro. Foi assim possível identificar os locais de reduzida densidade piscícola (inferior a 15 ind/100 m²) em cursos com dimensão de bacia inferior a 30 km² e com uma profundidade média inferior a 0.20 m. Nestes locais o reduzido número de capturas poderia inviabilizar uma resposta consistente das métricas à degradação e, consequentemente, comprometer a precisão da avaliação com base no índice desenvolvido. Com efeito, a baixa densidade pode não ser necessariamente uma consequência da degradação ambiental, mas antes resultar da falta de capacidade de suporte do curso de água em questão.

Assim, a aplicação do Índice Piscícola Português não é possível em cursos de água onde se verifiquem simultaneamente as três condições acima referidas.

3.2. Tipo Litoral

Foram seleccionadas 5 métricas para a elaboração do índice piscícola: % ind. fitofílicos, % ind. omnívoros, % espécies endémicas, % espécies exóticas e densidade total. A responsividade do IPP Litoral à degradação antropogénica (total FAME) foi baixa. O reduzido número de estações de referência não permitiu a adequada caracterização do estado de referência, com implicações directas no estabelecimento de fronteiras e cálculo dos EQRs. A responsividade do IPP não se mostrou satisfatória ($r = -0.41$) e a grande dispersão de valores traduziu-se num ajustamento do modelo de regressão pouco significativo ($r^2 = 0.169$; $P < 0.05$).

Neste Tipo, com base nos dados actualmente disponíveis e de acordo com os resultados obtidos, não deverá ser avaliado o estado ecológico com base na fauna piscícola.

3.3. Grupo Norte com bacia de pequena dimensão – Tipos Montanhoso, N1 < 100 km² e N3

Com base nas correlações entre o conjunto de métricas e as variáveis de pressão, apenas foi possível seleccionar 4 métricas para integrar o Índice: % ind. limnofílicos, % ind. generalistas, % ind. litofílicos e % indivíduos de vida longa.

Nestes Tipos não se verificou qualquer relação entre o IPP e as pressões ($r = -0.3$). Registou-se uma elevada dispersão dos valores do IPP nos locais de referência, pelo que a definição das fronteiras foi naturalmente afectada, resultando em classes de pequena amplitude. Este facto tem consequências muito negativas na avaliação do estado ecológico, fazendo baixar o grau de rigor.

Desta forma, também para este Grupo de Tipos não deverá ser avaliado o estado ecológico com base na fauna piscícola.

3.4. Grupo Norte com bacia de média e grande dimensão – Tipos N2 e N1 > 100 km²

Foram seleccionadas 5 métricas, particularmente responsivas a variáveis relacionadas com pressão orgânica: % espécies endémicas, % ind. pelágicos, % ind. limnofílicos, % espécies tolerantes e densidade de *Pseudochondrostoma duriense* (espécie sentinela). A responsividade do IPP ao total FAME foi boa ($r = -0.58$), havendo um ajustamento significativo do modelo de regressão aos dados ($r^2 = 0.34$; $P < 0.001$). Na tabela 3 apresenta-se uma síntese da informação relativa ao IPP desenvolvido para este Grupo de Tipos e respectiva aplicação.

Tabela 3 – Síntese da informação relevante relativa às diversas configurações do índice piscícola nos tipos em que este é aplicável: métricas, percentis para cálculo dos valores do índice, medianas das referências e fronteiras. Resposta à degradação: ↑ significa que o valor da métrica aumenta com a elevação da pressão; ↓ significa que o valor da métrica diminui com a elevação da pressão. Fronteiras: E – Excelente, B – Bom, R – Razoável, M – Medíocre, m – Mau.

Grupo	Tipos	Métricas	Resposta à degradação	Percentis 50 referências	Percentis 5 não-referên.	Percentis 95 não-referên.	Mediana referências	Fronteiras do índice
NORTE >100 km ²	N1 > 100 km ²	Espec. Endémicas (%)	↓	75.0	33.0	–	76	EB: 0.91
		Indiv. Pelágicos (%)	↓	40.2	0	–		BR: 0.68
	N2	Indiv. Limnofílicos (%)	↑	28.3	–	94.5		RM: 0.46
		Espec. Tolerantes (%)	↑	33.3	–	80.0		Mm: 0.23
		<i>P. duriente</i> (ind./100m ²)	↓	0.6	0	–		
SUL MISTO	N4						100	EB: 0.96
								BR: 0.72
		Indiv. Limnofílicos (%)	↑	6.5	–	100		RM: 0.48
		Indiv. Generalistas (%)	↓	83.1	0	–		Mm: 0.24
	S1 <100 km ²	Indiv. Litofílicos nativos (%)	↓	99.5	0	–	80	EB: 0.93
		Espec. Tolerantes (%)	↑	50.0	–	100		BR: 0.70
		<i>S. pyrenaicus</i> (ind./100m ²)	↓	0.8	0	–		RM: 0.46
	S3						53.1	Mm: 0.23
								EB: 0.82
SUL >100 km ²	S1 > 100 km ²						90.8	BR: 0.62
		Densidade (ind./100m ²)	↓	25.5	0.6	–		RM: 0.41
		Espec. Endémicas (%)	↓	66.7	0.0	–		Mm: 0.21
		Indiv. Limnofílicos (%)	↑	17.0	–	100		
		Indiv. Generalistas (%)	↓	59.4	0.0	–		EB: 0.94
		Indiv. Litofílicos nativos (%)	↓	90.3	0.0	–		BR: 0.71
		Espec. Tolerantes (%)	↑	50.0	–	100		RM: 0.47
								Mm: 0.24

3.5. Grupo Sul Misto – Tipos N4, S1<100 km², S2 e S3

As 5 métricas seleccionadas responderam principalmente a variáveis relacionadas com pressão orgânica: % ind. limnofílicos, % ind. litofílicos, % ind. generalistas, % espécies tolerantes e densidade de *Squalius pyrenaicus* (espécie sentinela).

O índice apresentou uma boa responsividade ($r=0.53$) à pressão total, sendo o ajustamento do modelo de regressão significativo ($r^2=0.28$; $P<0.001$).

A análise gráfica comparativa do conjunto de estações de referência dos Tipos que integram este Grupo mostrou ser mais correcto estabelecer fronteiras para cada um dos Tipos, embora a configuração do índice a aplicar seja comum.

Na Tabela 3 apresenta-se uma síntese da informação relativa ao IPP desenvolvido para este Grupo de Tipos e respectiva aplicação.

3.6. Tipo Sul com bacia de média e grande dimensão – S1>100 km²

As métricas seleccionadas foram, mais uma vez, as que se apresentam particularmente responsivas a variáveis associadas à pressão orgânica: % ind. limnofílicos, % ind. litofílicos, % ind. generalistas, % espécies tolerantes, % espécies endémicas e densidade total.

A responsividade do Índice piscícola foi boa ($r=0.67$), assim como o ajustamento do modelo de regressão ($r^2=0.44$; $P<0.001$).

Na Tabela 3 apresenta-se uma síntese da informação relativa ao IPP desenvolvido para este Tipo e respectiva aplicação.

4. COMENTÁRIOS FINAIS

A elaboração de índices piscícolas que permitam avaliar o estado ecológico com confiança é uma tarefa complexa. As peculiaridades dos agrupamentos de muitas bacias hidrográficas, e os efeitos do carácter temporário em muitos cursos do Sul de Portugal, já anteriormente referidos, traduzem-se em dificuldades acrescidas e mesmo na impossibilidade de desenvolver índices com efectiva capacidade de avaliar os efeitos das pressões antropogénicas. Nos pequenos cursos, os agrupamentos piscícolas são menos estruturados e menos estáveis do que os dos cursos maiores. O desenvolvimento de índices para cursos pequenos é por isso mais problemático e a fiabilidade tendencialmente inferior. O número de espécies é baixo, e a resposta desta fauna após perturbação (humana ou natural) pode ser muito

variável, porque a recolonização está dependente das condições de conectividade longitudinal na rede hídrica. Em situações de baixo caudal, a recuperação pode por isso não se concretizar como seria previsível.

Por outro lado, as espécies que maturam mais tardiamente, demoram mais tempo a recuperar as respectivas populações.

Apesar destes problemas, que justificam que os peixes sejam geralmente considerados um elemento biológico mais problemático do que outros, como os invertebrados bênticos por exemplo, foi possível com os dados existentes e numa abordagem *bottom-up* identificar métricas e índices que respondem às pressões antropogénicas, mesmo em cursos com pequenas bacias de drenagem. Para classificar um dado local, a utilização de um número mínimo de valores (que se considera não dever ser inferior a 3) permite reduzir substancialmente os possíveis erros na avaliação do estado ecológico. Haverá, naturalmente, que confirmar a aplicabilidade dos índices propostos à medida que mais dados forem sendo produzidos. Cumprido este primeiro passo, importante para a aplicação da Directiva-Quadro da Água aos rios, Portugal deverá agora testar os índices existentes, melhorá-los e continuar a trabalhar nos tipos de cursos em que não foi ainda possível encontrar métricas responsivas à degradação. É, pois, essencial continuar com programas de amostragem para alargar a base de dados, introduzindo os ajustamentos necessários de modo a aumentar a fiabilidade.

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi financiado pelo Instituto da Água (INAG) no contexto da implementação da Directiva-Quadro da Água em Portugal. P. Matono beneficiou de uma bolsa da Fundação para a Ciência e Tecnologia. Os autores gostariam de agradecer a todas as pessoas que colaboraram na recolha, validação e análise dos dados e que assim contribuíram para a realização deste estudo.

BIBLIOGRAFIA

- ALMAÇA, C. (1995). Freshwater fish and their conservation in Portugal. *Biological Conservation* 72, 125-127.
- BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D. & STRIBLING, J. B. (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. EPA 841-B-99-002. US Environmental Protection Agency. Office of Water. NW, USEPA.
- BERNARDO, J. M.; ILHÉU, M.; MATONO, P. & COSTA, A. M. (2003). Interannual variation of fish assemblage structure in a Mediterranean river: implications of streamflow on the dominance of native or exotic species. *River Research and Applications* 19, 521-532.
- BERNARDO, J. M.; ILHÉU, M. & COSTA, A. M. (2004). Ictiofauna do rio Sado: características gerais e valor de conservação, in Moreira, I.; Saraiva, M. G. & Nunes Correia, F. (ed.), *Gestão ambiental dos sistemas fluviais. Aplicação à bacia hidrográfica do rio Sado*. Lisboa, ISA Press, 300-316.
- BLOCKSOM, K. A. (2003). A performance comparison of metric scoring methods for a multimetric index for Mid-Atlantic highland streams. *Environmental Management* 3, 670-682.
- CEN (2003). *Water Quality-Sampling of Fish with Electricity. European standard-EN 14011:2003*. Brussels, European Committee for Standardization.
- CIS-WFD (2003). *Guidance on Establishing Reference Conditions and Ecological Status Class Boundaries for Inland Surface Waters. Final Version*. EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive.
- DAUWALTER, D. C. & JACKSON, J. R. (2004). A provisional fish index of biotic integrity for assessing Ouachita mountains streams in Arkansas, USA. *Environmental Monitoring and Assessment* 91, 25-57.
- DUFRÉNE, M. & LEGENDRE, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67, 345-366.
- EUROPEAN COMMISSION (2000). Directive 2000/60/EC. *Establishing a framework for community action in the field of water policy*. Luxembourg, European Commission PE-CONS 3639/1/100.
- FAME (2004). *Development, Evaluation & Implementation of a Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers - A Contribution to the Water Framework Directive. Final Report*, scientific achievements (Sections 5 & 6) (Co-ordinator: Stefan Schmutz). Vienna, Institute for Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management, University of Natural Resources and Applied Life Sciences.
- FAUSH, K. D.; KARR, J. R. & YANT, P. R. (1984). Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Transactions of the American Fisheries Society* 113, 39-55.
- FERREIRA, M. T.; CORTES, R.; GÓDINHO, F. & OLIVEIRA, J. (1995). Indicadores da qualidade biológica da água aplicados à bacia do Guadiana. *Recursos Hídricos* 17, 9-20.
- FERREIRA, T.; CAIOLA, N.; CASALS, F.; CORTES, R.; ECONOMOUS, A.; GARCIA-JALON, D.; ILHÉU, M.; MARTINEZ-CAPEL, F.; OLIVEIRA, J.; PONT, D.; PRENDA, J.; ROGERS, C.; DE SOSTOA, A. & ZOGARIS, S. (2007). Ecological traits of fish assemblages from Mediterranean Europe and its implications when assessing human pressure. *Fisheries Management and Ecology* 14, 473-481.
- GASITH, A. & RESH, V. H. (1999). Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influence and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30, 51-81.

HARRIS, J. H. & SILVEIRA, R. (1999). Large-scale assessments of river health using an Index of Biotic Integrity with low-diversity fish communities. *Freshwater Biology* 41, 235-252.

HUGHES, R. M.; KAUFMAN, P. R.; HERLIHY, A. T.; KINCAID, T. M.; REYNOLDS, L. & PARSEN, D. P. (1998). A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55, 1618-1631.

ILHÉU, M. (2005). *Padrões de uso de habitat da ictiofauna em rios de tipo mediterrânico*. Tese de Doutoramento. Universidade de Évora.

ILHÉU, M.; MATONO, P.; FORMIGO, N.; FERREIRA, M. T.; RAPOSO DE ALMEIDA, P.; CORTES, R. & BERNARDO, J. M. (2009). *Tipologia fluvial com base no elemento peixes para Portugal Continental*. Recursos Hídricos, este volume.

INAG, I.P. (2008a). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água. Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

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

KARR, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6, 21-27.

LEONARD, P. M. & ORTH, D. J. (1986). Application and testing of an index of biotic integrity in small, coolwater streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 115, 401-414.

LYONS, J.; WANG, L. & SIMONSON, T.D. (1996). Development and validation of an index of biotic integrity for coldwater streams in Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management* 16, 241-256.

MEBANE, C. A.; MARET, T. R. & HUGHES, R. M. (2003). An Index of Biological Integrity (IBI) for Pacific Northwest rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 132, 239-261.

MINNS, C. K.; CAIRNS, V. W.; RANDALL, R. G. & MOORE, J. E. (1994). 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.

OVERDORFF, T. & HUGHES, R. M. (1992). Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine basin, France. *Hydrobiologia* 228, 117-130.

OLIVEIRA, J. M. & FERREIRA, M. T. (2000). Development of an Index of biotic integrity for the assessment of environmental quality in Portuguese warmwater streams. *Revista de Ciências Agrárias* 25, 16-38.

COLABORADORES

A APRH e a direcção da *Recursos Hídricos* agradecem o apoio dos seguintes colaboradores na revisão de artigos submetidos para possível publicação nesta revista durante o ano de 2009.

Amílcar Teixeira

Escola Superior Agrária de Bragança

António Dorotea Fabião

Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa

António Manuel Carriço Portugal

Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra

António Nascimento Pinheiro

Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa

Felisbina Quadrado

Instituto da Água

Francisco Nunes Godinho

CNA, Instituto Superior de Agronomia

João Paulo Lobo Ferreira

Laboratório Nacional de Engenharia Civil

João Soromenho Rocha

Laboratório Nacional de Engenharia Civil

Jorge Manuel Leal Canhoto

Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra

José Manuel Guimarães Abreu

Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra

José Pereira Vieira

Escola de Engenharia, Universidade do Minho

José Simão Antunes do Carmo

Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra

Manuela Morais

Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa

Manuel Augusto Simões Graça

Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra

Maria José Boavida

Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa

Maria Manuela Portela

Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa

Maria Teresa Ferreira

Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa

Paulo Matias

Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa

Rui Manuel Cortes

Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro

Simone Pio

ARH Tejo

Victor Vasconcelos

Faculdade de Ciências, Universidade do Porto