
Gestão ambiental dos sistemas fluviais

Aplicação à bacia hidrográfica do rio Sado

Editores
Ilídio Moreira
Maria da Graça Saraiva
Francisco Nunes Correia

SEPARATA

Instituto da Água
Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território

Instituto do Ambiente
Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território

Instituto Superior de Agronomia
Universidade Técnica de Lisboa

Com o apoio da
Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento

ISAPress
2004

16 Ictiofauna do rio Sado: características gerais e valor de conservação

JOÃO MANUEL BERNARDO, MARIA ILHÉU e ANA MANUEL COSTA

16.1 INTRODUÇÃO

A fauna piscícola dulçaquícola do sul de Portugal apresenta um elevado interesse em termos evolutivos e ecológicos. Um número elevado de espécies são endemismos ibéricos que aumentam de norte para sul, restringindo-se a maioria ao Rio Guadiana (Almaça, 1978; Collares-Pereira, 1985).

Este facto, só por si, confere uma especial importância às bacias do Sul de Portugal. O conhecimento desta fauna é ainda limitado, embora nos últimos anos se tenha prestado uma particular atenção à do Guadiana, designadamente nos estudos, ao nível da bacia, de Mascarenhas (1986) e Cortes *et al.* (1994).

Relativamente ao rio Sado, a menor área da bacia, a menor importância ictiofaunística deste (menor número de espécies e de endemismos) e a ausência de grandes projectos que assegurem protagonismo, polémicas públicas e fundos para os chamados estudos de impacto ambiental, constituem as razões plausíveis para um relativo desinteresse.

Os cursos de regime temporário (*sensu* Davies *et al.*, 1994) constituem pela sua peculiaridade sistemas de um interesse particular e o estudo da respectiva ecologia tem merecido menos atenção do que o dos persistentes. A rede hídrica do Sado pode constituir um bom objecto de estudo: possui uma área e um dendritismo de características médias, não sendo tão pequena que a quase totalidade da rede hídrica seque e a riqueza específica dos agrupamentos seja extremamente reduzida, nem tão grande que se torne menos abordável.

Os cursos temporários constituem dentro da ecologia lótica paradigmas de sistemas perturbados, pela natureza e magnitude das pressões a que é submetido o *biota* e constituem, pois, no âmbito da teoria ecológica em geral e da lótica em particular, objectos de estudo privilegiados. A estabilidade e persistência dos agrupamentos faunísticos face à dimensão das perturbações (Ross *et al.*, 1985; Matthews *et al.*, 1988), as estratégias adaptativas específicas (Barnes & Minshall, 1983; Southwood, 1988) perante constrangimentos ambientais que variam ao longo da rede hídrica, e as questões em torno da dicotomia dos modelos determinísticos e estocásticos no reconhecimento e explicação dos padrões de organização das comunidades (Grossman *et al.*, 1982; Diamond & Case, 1986; Minshall, 1988; Townsend 1989), conferem desde logo a estes sistemas um enorme interesse ecológico.

Os peixes podem constituir eficazes bioindicadores e possibilitarem um diagnóstico expedito do estado de conservação, o que justifica a criação dos Índices de integridade biótica (Karr, 1981) e a inclusão da ictiofauna na Directiva-Quadro da Água da Comu-

nidade. Mas há que verificar a possibilidade desta avaliação se poder concretizar em cursos de regime temporário.

Com este trabalho pretendeu-se dar alguns passos no sentido de um melhor conhecimento da distribuição espacial das espécies ictiológicas no Sul de Portugal, de avaliar o valor de conservação com base num índice ictiológico para tal desenvolvido e, de forma preliminar, abordar algumas questões da ecologia dos peixes de sistemas lóticos intermitentes.

16.2 MÉTODOS

Amostragem da Ictiofauna

As colheitas realizaram-se numa rede de pontos (Figura 16.1) procurando abarcar as diversas sub-bacias e a heterogeneidade de condições ecológicas existentes, com destaque para a precipitação.

A 1ª fase de colheitas por toda a rede de pontos foi efectuada em finais da Primavera de 1994. Face à constatação de que o período de estiagem tivera início cedo, inviabilizando a caracterização ictiofaunística num elevado número de locais que se encontravam já secos ou quase, realizou-se nova campanha no final do Inverno / início da Primavera de 1995.

A amostragem piscícola foi realizada com aparelhos de pesca eléctrica de transporte dorsal com bateria de 12 V, tendo sido utilizados em 80 impulsos/s, 10 kW/impulso e de 400 a 800 V AC, de acordo com a condutividade da água.

Este método de pesca foi seleccionado devido à sua eficácia em pequenos cursos. Não há métodos de amostragem piscícola ideais, sendo bem conhecida a selectividade da generalidade destes relativamente ao meio, espécie, dimensão, etc.. Considerou-se a pesca eléctrica o método mais adequado, dado ser aquele que apresenta uma menor selectividade. No entanto, em situações de maior profundidade, turbidez e corrente, pode-se verificar uma subavaliação.

Em todos os locais amostrados as operações de pesca abarcaram os diversos tipos de meso-habitats presentes em troços de 100 a 200 m, dependendo da largura e heterogeneidade do troço. As colheitas realizaram-se durante o dia.

Tratamento dos dados

Os dados de composição dos agrupamentos piscícolas foram tratados por Análise Canónica de Correspondências (CANOCO, Ter Braak 1986). As variáveis consideradas foram distância ao curso principal, distância à nascente, ordem do curso, conectividade ao curso principal, e distância do local à barragem se localizado a jusante desta. Efectuou-se também uma análise hierárquica entre as estações caracterizando os agrupamentos ictiológicos com base nas seguintes métricas: Capturas Por Unidade de Esforço

(CPUE), número de espécies, diversidade específica (Shannon-Wiener), % de indivíduos de espécies nativas.

A estabilidade interanual foi avaliada pelo Índice de Similaridade de Percentagens (ISP, *Percent Similarity Index* - $PSI =$ Índice de Renkonen, Wolda, 1981). Este índice varia entre 0, nenhuma similaridade, e 1, amostras idênticas (ou entre os correspondentes 0% e 100%). A heterogeneidade faunística foi caracterizada pelo índice de Simpson (1949). Este índice varia entre 1, total homogeneidade, e o valor máximo de n num agrupamento com n taxa.

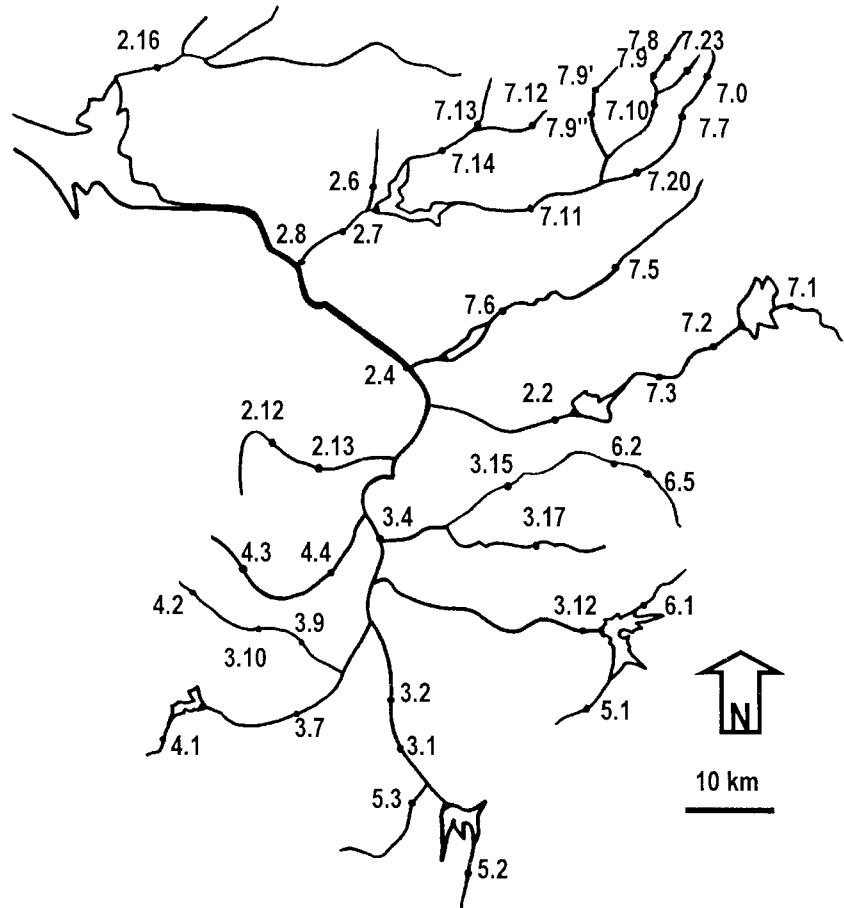


Figura 16.1 Locais de amostragem da ictiofauna na rede hídrica do rio Sado.

16.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Características gerais da ictiofauna

Comparada com outras redes hídricas como as do Tejo e do Guadiana, a do Sado é relativamente desinteressante de um ponto de vista zoogeográfico, já que são baixos tanto o número de espécies como o de endemismos.

Foram capturadas 13 espécies (Quadro 16.I) sendo uma migradora catádroma (enguia). Os 5 endemismos ibéricos são todos pertencentes à família Cyprinidae, sendo *Chondrostoma lusitanicum* considerado como “raro” e os restantes como “não ameaçados”, segundo SNPRCN (1991) (Quadro 16.I).

Considerando globalmente as colheitas realizadas em 1994 e em 1995 evidencia-se a dominância de perca-sol (*Lepomis gibbosus*) (Quadro 16.II). Em 1994 e 1995 observou-se uma abundância de 44,8% e 35,3%, respectivamente (ou 48,7% e 66,8% se não se contabilizar a gambúsia). *Rutilus alburnoides*, *Chondrostoma lusitanicum* e *Barbus bocagei* seguem-se em abundância.

Particularmente de realçar é a reduzidíssima abundância de *Chondrostoma polylepis*, provavelmente explicável pela particular sensibilidade da espécie às condições de stress hídrico que se verificaram neste período.

Quadro 16.I Espécies piscícolas capturadas e respectivo estatuto de conservação. (SNPRCN, 1991) (End. - endémica (Península Ibérica), Indíg. - indígena, Intr. - introduzida)

Espécie	Nome vulgar	Tipo	Estatuto
Família Anguillidae <i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Enguia	Migrador	Comercialmente ameaçada
Família Cyprinidae <i>Barbus bocagei</i> Steindachner, 1865	Barbo	End.	Não ameaçada
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	Pimpão	Intr.	
<i>Chondrostoma lusitanicum</i> Collares-Pereira, 1980	Boga portuguesa	End.	Raro
<i>Chondrostoma polylepis</i> Steindachner, 1865	Boga	End.	Não ameaçada
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	Carpa	Intr.	
<i>Leuciscus pyrenaicus</i> Gunther, 1868	Escalo do Sul	End.	Não ameaçada.
<i>Rutilus alburnoides</i> (Steindachner, 1866)	Bordalo	End.	Não ameaçada.
Família Cobitidae <i>Cobitis paludica</i> Pellegrin, 1929	Verdemã	Indíg.	Não ameaçada.
Família Poeciliidae <i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	Gambúsia	Intr.	
Família Gasterosteidae <i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	Esgana-gata		Insuficientem. conhecida
Família Centrarchidae <i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	Perca-sol	Intr.	
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacépède, 1802)	Achigã	Intr.	

Distribuição espacial

A bacia do rio Sado apresenta um elevado número de empreendimentos hidráulicos, incluindo canais de rega, açudes, médias e grandes albufeiras. Dos 7 tributários principais do rio Sado apenas um não tem uma grande albufeira. Mais de 60% dos locais amostrados localizam-se em cursos com albufeiras (Figura 16.1). Em 32,5 % dos locais amostrados as capturas piscícolas foram nulas (Quadro 16.III).

Estes dados evidenciam claramente a dimensão das pressões de natureza hidrológica (e outras a que estas estão associadas) a que, em particular nos períodos de seca como em 1994-1995, está sujeita a ictiofauna. Bernardo & Alves (capítulo 17) procedem a uma caracterização sumária da situação no Verão de 1995, relativamente a um dos factores mais fortemente constrangedores para o *biota* aquático em cursos de regime temporário: a redução da disponibilidade de água durante o período de estiagem.

Quadro 16.II Abundância relativa (CPUE, 1 minuto) e frequência de ocorrência das várias espécies considerando todas as colheitas realizadas no período de amostragem.

Espécies	Abundância relativa (CPUE)	Frequência de ocorrência (%)
Família Anguillidae <i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	0,03	2,4
Família Cyprinidae <i>Barbus bocagei</i> Steindachner, 1865	1,61	26,8
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	0,15	9,8
<i>Chondrostoma lusitanicum</i> Collares-Pereira, 1980	1,83	26,8
<i>Chondrostoma polylepis</i> Steindachner, 1865	0,03	2,4
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	0,68	12,2
<i>Leuciscus pyrenaicus</i> Gunther, 1868	0,75	17,1
<i>Rutilus alburnoides</i> (Steindachner, 1866)	3,09	26,8
Família Cobitidae <i>Cobitis paludica</i> (Pellegrin, 1929)	0,19	9,8
Família Poeciliidae <i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	8,14	24,4
Família Gasterosteidae <i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	0,003	2,4
Família Centrarchidae <i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	12,14	51,2
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacépède, 1802)	0,31	12,2

A frequência de ocorrência para as estações amostradas só é superior a 40% para a perca-sol (Quadro 16.II) que evidencia nesta rede hídrica um significativo sucesso ecológico, constituindo a espécie dominante. Mesmo para esta espécie, no entanto, observa-se um decréscimo pronunciado da ocorrência (-36,8%) de 1994 para 1995. A generalidade das espécies regista, neste período, um decréscimo da frequência de ocorrência, assinalando-se a excepção de *Rutilus alburnoides*. No Quadro 16.III está bem patente a pobreza ictiofaunística observada no período de amostragem. Registam-se mui-

tas colheitas nulas e a generalidade das estações apresenta muito baixa abundância e reduzida riqueza específica.

Em termos de distribuição espacial constata-se a particular pobreza das zonas 4, 5 e 6. A zona de maior valor ictiofaunístico é a zona 7 que corresponde, fundamentalmente, às redes hídricas das ribeiras das Alcáçovas, Xarrama e Odivelas. É na zona 7 que se verificam os mais elevados valores de precipitação e escoamento (LNEC, 1992). Este facto, por si só, permite salientar a importância da disponibilidade de água para a ictiofauna dos cursos temporários.

Quadro 16.III Número de espécies e de indivíduos capturados (CPUE, esforço de 1 minuto) para os locais amostrados em 1994 e 1995.

(No número de indivíduos capturados foram excluídas as gambúsias)

Estações	1994		1995	
	Nº de indivíduos	Nº de espécies	Nº de indivíduos	Nº de espécies
2.2			0	0
2.4	2	3		
2.6	3,4	4		
2.7	0	0		
2.12			1,8	3
2.13			1,3	1
2.16	0	0		
3.1	1,4	2	3	2
3.2	2,6	8	3,4	4
3.4	0,2	1	10,4	4
3.7			0,4	1
3.9	0,1	1		
3.10			2,3	5
3.12			0	0
3.15	0,2	2	0	0
3.17			0	0
4.1			0	0
4.2			0	0
4.3	1,1	3	0,1	1
4.4			0	0
5.1			0	0
5.2	0,9	2	0,3	2
5.3	0,3	2		
6.2	1,1	4	0	0
6.5			0	0
7.0			0,3	1
7.1	0,4	1	1,2	2
7.2	4,4	4	4	4
7.3	8,2	4	6,6	3
7.5	2,4	4	0,8	4
7.6			1,9	6
7.7			2,4	1
7.8	0,4	1	0,7	2
7.9*			0	0
7.9**			0	1
7.10			0	0
7.11	3,4	3	4,9	5
7.13			0	0
7.14	2,7	3	2,3	3
7.23			12,9	5

As análises multivariadas efectuadas sobre os dados da composição dos agrupamentos ictiofaunísticos tiveram como objectivo interpretar a ocorrência das espécies em função (i) da localização na rede hídrica e (ii) de potenciais impactos de barragens a nível da conectividade longitudinal e das alterações hidrológicas (e respectivas consequências); além disso procurou-se estabelecer possíveis grupos com coerência faunística associáveis às unidades paisagísticas previamente definidas, a hipotéticas zonações longitudinais ou a outros factores (Figuras 16.2 e 16.3).

Na análise canónica de correspondências (CCA), o Eixo 1 é definido pelo posicionamento na rede hídrica, para ele contribuindo principalmente a distância ao curso principal e a distância à nascente, enquanto que o Eixo 2 está essencialmente associado à conectividade opondo a distância à albufeira à conectividade ao curso principal. Com base nos resultados da CCA há a referir sumariamente o seguinte:

- *Ch. polylepis* associa-se à conectividade ao curso principal e às ordens mais elevadas;
- *Ch. lusitanicum* associa-se a locais de menor ordem de curso, alguns dos quais a montante de albufeiras;
- *Micropterus salmoides* associa-se a locais com maior distância à nascente, i.e. cursos de ordem mais elevada;
- espécies como *Leuciscus pyrenaicus* ou *Lepomis gibbosus* não têm um comportamento bem definido relativamente às variáveis.

Relativamente à ordenação dos locais de amostragem pela CCA, não se formaram grupos com algum grau de associação às unidades territoriais definidas, ou que se agreguem de forma consistente em função de algum ou alguns factor(es) relevante(s).

A análise aglomerativa hierárquica, que foi efectuada sobre métricas valorizando os aspectos estruturais dos agrupamentos ictiofaunísticos, deu origem a grupos que se distinguem entre si por uma ou mais métricas (número de espécies, CPUE, diversidade específica, % nativas). No entanto estes grupos são consideravelmente distintos sob o ponto de vista da composição específica e a constituição de cada um dos grupos não possibilita uma leitura interpretativa relativamente à existência de padrões.

Nesse sentido considera-se que os agrupamentos piscícolas se revelam fortemente não estruturados. Como se referiu anteriormente, muitas estações de diferentes ordens apresentam muito baixo número de espécies e CPUE, em diversas estações as capturas sendo mesmo nulas, o que revela um nível elevado de constrangimentos a que o *biota* esteve sujeito neste período. Dentro das diversas pressões a que o *biota* esteve submetido há sem dúvida que salientam as de natureza hidrológica devido ao período seco de 1990/91-1994/95, um dos piores do século. Nesse sentido o impacto das albufeiras pode constituir um elemento relevante para a ictiofauna.

Com base em diversas comparações directas de médias é possível estabelecer o seguinte (testes de Mann-Whitney):

- para os locais situados a menos de 15 km da nascente, os locais afectados por albufeiras apresentam menor proporção de indivíduos de espécies nativas e mais baixa diversidade específica (ambos $p < 0,05$) relativamente aos locais que não são afectados por albufeiras;

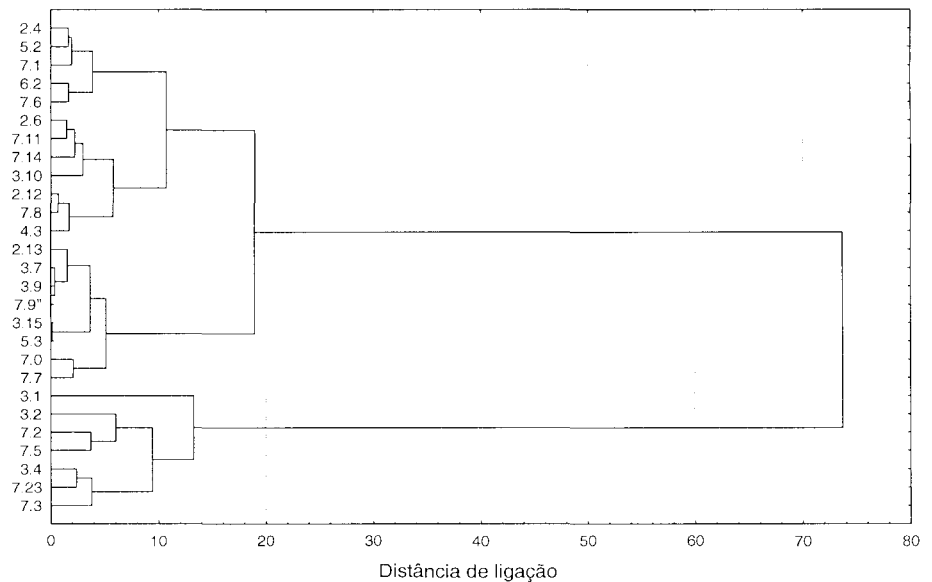


Figura 16.3 Agrupamento dos locais de amostragem por análise hierárquica (método de Ward, distâncias euclidianas).

- não há diferenças significativas em qualquer métrica para os locais situados a mais de 15 km da nascente entre os locais afectados e não afectados por albufeiras.
- relativamente ao número médio de espécies, os cursos de ordem 1 ($0,74 \pm 0,93$ DP) têm valores mais baixos do que os de ordem 2 ($2,17 \pm 1,90$, $p < 0,05$) e do que os de ordem 3 ($5,00 \pm 1,00$, $p < 0,01$); não existem diferenças significativas entre as ordens 2 e 3;
- relativamente ao CPUE médio, os cursos de ordem 1 ($0,43 \pm 0,72$) têm mais baixos CPUE do que os de ordem 2 ($1,92 \pm 2,14$, $p < 0,05$) e do que os de ordem 3 ($5,73 \pm 4,31$, $p < 0,01$); não se observam diferenças significativas entre as ordens 2 e 3.

Estes resultados evidenciam a menor abundância e complexidade dos agrupamentos das ordens mais baixas, sujeitas a um mais elevado stress hídrico durante a estiagem, condições que mais se agravam devido ao impacto das albufeiras, particularmente a jusante. Nos cursos de ordem 2 e 3, onde os corpos de água tendem a ser mais persistentes e a probabilidade de sobrevivência mais alta os agrupamentos revelam-se mais estruturados e as populações mais abundantes.

Em termos gerais, o aspecto mais marcante é o carácter desta fauna não ser estruturada. Esta constatação realça a importância que o stress ambiental têm na estrutura do *biota*. O carácter crítico que assumem os constrangimentos ambientais constitui o aspecto determinante na ecologia do *biota* aquático que é resultante de factores estocásticos.

A disponibilidade de dados relativos a 1994 e 1995 permite equacionar a estabilidade dos agrupamentos numa escala temporal reduzida e face às pressões em jogo. Enten-

de-se estabilidade como a constância quantitativa na abundância dos *taxa* ao longo do tempo (Connell & Sousa, 1983). A estabilidade dos agrupamentos foi avaliada pelo Índice de Similaridade de Percentagens (ISP), aplicado às estações amostradas nos dois anos (Quadro 16.IV). Avaliou-se também a estabilidade para o conjunto dessas estações, sendo considerados os valores globais dos CPUE por espécie. Para as mesmas estações foram igualmente calculadas as alterações na heterogeneidade dos agrupamentos obtidas pela diferença entre o índice de Simpson (1949) de 1995 e o de 1994. Apresentam-se, ainda as alterações no número de espécies como medida de persistência dos agrupamentos (*sensu* Connell & Sousa, 1983), i.e. constância na composição taxonómica (Quadro 16.IV).

Quadro 16.IV Valores do Índice de Similaridade de Percentagens (ISP) e alterações no número de espécies e na heterogeneidade dos agrupamentos piscícolas registadas de 1994 para 1995.

(Gambúsias, espécies catádrovas e eurihalinas não foram consideradas)

Estações	ISP	Alterações do n.º de espécies	Alterações da heterogeneidade
3.1	0,64	-1	-0,85
3.2	0,55	-3	-1,88
3.4	0,00	+3	+0,08
3.15	0,00	-2	-2,00
4.3	0,00	0	0
5.2	0,33	-1	-0,80
6.2	0,00	-5	-2,55
7.1	1,00	0	0
7.2	0,66	-1	-0,20
7.3	0,52	-1	+1,40
7.5	0,63	-1	+0,43
7.8	0,00	+1	-0,32
7.11	0,85	+1	-0,14
7.14	0,87	0	-0,96
Grupo de estações	0,77	-4	-1,67

Valores de ISP superiores a cerca de 0,7 são considerados pela maioria dos autores como indicando estabilidade (*e.g.* Pennington *et al.*, 1983; Matthews *et al.*, 1988). Os valores obtidos são na generalidade baixos ou médios, com excepção de alguns locais da zona 7. No entanto, o valor máximo de 1 observado deve-se simplesmente a um agrupamento que nos dois anos era constituído em exclusivo por perca-sol. A nível local não se verifica, pois, uma elevada estabilidade, embora à escala global da rede hídrica se obtenha um ISP de 0,77. Há que referir que com faunas constituídas por poucos *taxa* e com espécie(s) claramente dominante(s), como é o caso desta, os valores tendem a ser elevados.

Quanto à natureza das modificações, as alterações da heterogeneidade traduzem uma situação de empobrecimento, consistente com o decréscimo do número de espécies na maioria dos locais, o que traduz uma persistência moderada. Em agrupamentos piscícolas lóticos é frequente observarem-se variações na estabilidade, decorrentes das pressões/perturbações a que o sistema está submetido mas mantendo-se uma elevada persistência, mesmo em cursos de carácter intermitente (*e.g.* Ross *et al.*, 1985). Não foi, no entanto, o que se observou neste período na rede hídrica do Sado.

A reduzida abundância verificada em muitos locais, a baixa heterogeneidade da generalidade dos agrupamentos, a dominância de uma espécie exótica como a perca-sol e a baixa ocorrência de espécies indígenas como a boga ou o escalado-do-sul são aspectos preocupantes que traduzem desde logo uma situação de degradação.

São diversos os factores de ameaça que enfrenta a ictiofauna indígena. A introdução de espécies exóticas, particularmente de centrarquídeos, terá aparentemente contribuído para desencadear modificações estruturais na comunidade. As espécies deste grupo estão particularmente bem adaptadas a ambientes léticos temperados quentes. Em face às condições dos cursos do Sul de Portugal, com corrente baixa ou nula desde o fim da Primavera ao início do Outono, temperatura elevada e condições adequadas para a reprodução desta espécie, facilmente se compreende que a perca-sol, *Lepomis gibbosus*, tenha atingido em poucos anos um estatuto de dominância em muitos meios aquáticos, indicador de um evidente sucesso ecológico. A possível competição com outras espécies e a provável predação de posturas e/ou juvenis destas poderão ser causas importantes de alterações nas comunidades ictíacas. No entanto, até à data, não foi confirmada a hipótese de predação (Garcia Berthou & Moreno Amich, 2000).

A diminuição do escoamento é outro factor possível de alteração da estrutura destas comunidades. Os caudais são afectados pelos aproveitamentos hidráulicos, mais reduzindo o escoamento e prolongando o período de estiagem nos troços a jusante. Na rede hídrica do Sado há 8 grandes aproveitamentos hidráulicos (ver capítulo 8) a que corresponde um volume represado de 618,7 hm³ e sendo a área de drenagem total de 4642 km². A irregularidade pluviométrica interanual, com períodos de sucessivos anos secos, repercute-se de forma gravosa sobre o *biota* constituindo uma das mais importantes perturbações. O abaixamento da qualidade da água, sobretudo como consequência da eutrofização, que a diminuição de caudal mais intensifica, deverá ser seguramente um outro factor determinante. São ainda de referir as acções directas do homem que se reflectem na perda de biótopos: extracção de inertes, alterações das margens, destruição de vegetação aquática.

Este conjunto de factores representa um risco assinalável para a subsistência das espécies mais sensíveis e a ele deverão ser imputadas as modificações na estrutura das comunidades ictiológicas observadas desde o início da década de 80 (Bernardo, 1995). A consciência das pressões a que a ictiofauna está sujeita, as alterações (de natureza degradativa) a que se tem vindo a assistir e a hipotética utilidade desta fauna na diagnose expedita do grau de conservação/qualidade ambiental levou ao desenvolvimento e aplicação de um Índice Ictiológico.

Valor de conservação / Qualidade ecológica - Índice Ictiológico

O desenvolvimento de índices ictiológicos é relativamente recente. Na avaliação da qualidade biótica/valor de conservação dos cursos de água nos EUA foi utilizada, em inícios dos anos 80, a fauna ictiológica (Karr, 1981). O índice foi designado Índice de Integridade Biótica (IB, *Index of Biotic Integrity, IBI*), sendo a medida da "integridade biótica" o grau de aproximação à comunidade de um habitat natural da região (Karr & Dudley, 1981).

Implicitamente, na definição de integridade biótica, identifica-se o melhor estado ecológico como ausência de pressões antrópicas. Esta perspectiva poderá não suscitar reparos em sistemas ecológicos cujos únicos ou principais constrangimentos estejam associados às actividades humanas. Não será, no entanto, o caso de muitos dos sistemas lóticos do Sul de Portugal. Aos fortes constrangimentos naturais – climático/hidrológicos – que se traduzem num maior ou menor stress hídrico, poderão juntar-se os antropogénicos.

Neste contexto, os IIB revelam o resultado global das múltiplas pressões, antropogénicas e naturais, que se exercem sobre os ecossistemas.

A inclusão nos IIB desenvolvidos (Karr, 1981) de parâmetros como os números de espécies endémicas, de espécies indígenas (ambas de valorização positiva), e de espécies exóticas (com valorização negativa) coloca ainda, outros tipos de problemas. Com efeito, nada indica, à partida, que as espécies endémicas e indígenas sejam intolerantes à degradação ambiental, sucedendo o oposto com as exóticas. Este tipo de parâmetros insere-se numa outra perspectiva que é a da caracterização do valor conservacionista, em coerência com a avaliação da semelhança com uma comunidade natural.

Embora considerando as dificuldades de elaboração de índices deste tipo quando a ictiofauna é constituída por um pequeno número de espécies, é proposto e aplicado um índice simples e expedito para caracterização do valor de conservação. Na produção do índice adoptaram-se os seguintes parâmetros: número de espécies, número de endemismos ibéricos, número de indivíduos capturados por unidade de esforço (CPUE) e proporção de espécies intolerantes a ambientes degradados.

O índice assenta em diversos pressupostos relativamente aos vários parâmetros:

- número de espécies – a complexidade dos agrupamentos faunísticos está associada à diversidade e à qualidade do meio;
- número de endemismos – a presença de espécies endémicas é um aspecto valorizado numa perspectiva conservacionista e com significado na avaliação do grau de proximidade a uma hipotética situação prístina;
- número de indivíduos por esforço de captura – em termos gerais, a densidade tende a variar na razão inversa da degradação ambiental; num contexto de elevada qualidade ambiental mas com muito baixa disponibilidade de alimento a abundância deverá ser muito reduzida mas este cenário, no entanto, não parece ocorrer nas redes hídricas a que se pretende aplicar o índice;
- proporção de espécies intolerantes – a vincada dominância de espécies tolerantes à degradação ambiental significa a ocorrência presente e/ou pretérita de condições suficientemente constrangedoras para afectarem os organismos mais sensíveis, levando à respectiva regressão ou completo desaparecimento; hipoteticamente o decréscimo dos organismos intolerantes poderia ser também devido a interacções específicas como predação e/ou competição; para todos os efeitos a dominância por organismos/especies tolerantes significa na prática uma perda do valor de conservação; ao se afectar, no índice proposto, este parâmetro com um factor relativo ao grau de abundância pretende-se gerir o grau de incerteza nas situações de colheitas reduzidas, evitando, assim, que, por hipótese, numa colheita constituída por um único indivíduo intolerante seja atribuída a pontuação máxima deste parâmetro já que a proporção de intolerantes seria 100%.

Os endemismos ibéricos e o grupo de espécies intolerantes a ambientes degradados integram respectivamente as seguintes espécies:

Endemismos ibéricos

Barbus bocagei
Chondrostoma lusitanicum
Chondrostoma polylepis
Leuciscus pyrenaicus
Rutilus alburnoides

Espécies intolerantes a ambientes degradados

Barbus bocagei juvenis
Chondrostoma lusitanicum
Chondrostoma polylepis
Leuciscus pyrenaicus
Rutilus alburnoides

O facto desta fauna estar adaptada às condições climáticas e hidrológicas dos cursos do Sul da Península traduz, implicadamente, uma capacidade de resistir a um amplo leque de condições do meio. O desconhecimento da capacidade de resistência ambiental destas espécies é, ainda, enorme e, especificamente quanto à identificação dos parâmetros mais críticos da qualidade da água, respectivos intervalos de tolerância e sinergias possíveis, dir-se-ia total. Dispõe-se unicamente de um conhecimento empírico não sistematizado, decorrente de alguns anos de observações em troços de qualidade variável. Os barbos juvenis e *R. alburnoides* parecem ter alguma capacidade de resistir em meios com baixa qualidade da água. Aparentemente, no entanto, quando não se encontram em condições de confinamento, tendem a deslocar-se para meios mais favoráveis, evitando, pois, as águas mais fortemente poluídas.

Na impossibilidade de se dispor de dados históricos e de situações de referência, prístinas, os valores de alguns parâmetros foram estabelecidos com base num critério de expectativas face aos melhores valores obtidos neste período (pormenores em trabalho em preparação). Embora ainda não validado, considera-se, no entanto, que no estado actual pode constituir um instrumento útil na avaliação do *valor de conservação* biótico e das *pressões* e/ou níveis de *capacidade de suporte*, i.e. limitações, a que o *biota* está sujeito.

As pontuações atribuídas para cada parâmetro devem ser ajustadas para cada região hidrográfica em função da ictiofauna presente, o que se procedeu para o caso do Sado (Quadro 16.V).

Quadro 16.V Pontuações atribuídas para as classes de cada parâmetro do Índice Ictiológico.

N.º de espécies	N.º endemismos	% Individuos intolerantes	N.º de indivíduos (CPUE, 1 min)	Pontuação
0	0	0	0	0
1	1	>0 - 10	>0 - 0,5	1
2	2	>10 - 25	>0,5 - 1,5	2
3	3	>25 - 50	>1,5 - 3,0	3
4	4	>50 - 80	>3,0 - 5,0	4
>4	5	>80	>5,0	5

O Índice Ictiológico (IICT) obtido com base nos diversos parâmetros brutos constituintes, índice específico (iesp), índice de endemismos (iend), índice de intolerantes à degradação ambiental (iint) e índice numérico (inum), é calculado como:

$$IICT = iesp_i + iend_i + inum_i + (iint_i \times inum_i / inum_{max})$$

sendo $inum_{max}$ o valor máximo na escala do índice numérico (5, na escala adoptada).

Os valores do Índice Ictiológico variam de 0 a 20 considerando-se

0-3	muito baixos
>3-7	baixos
>7-11	médios
>11-15	elevados
>15	muito elevados

Quadro 16.VI Valores do Índice Ictiológico para os locais de amostragem (médias de 1994 e de 1995).

Índice Ictiológico	Unidades Territoriais					
	2	3	4	5	6	7
Muito baixo 0-3	2.2, 2.7, 2.16	3.7, 3.9, 3.12, 3.15, 3.17	4.1, 4.2, 4.4	5.1, 5.3	6.5	7.1, 7.9, 7.9", 7.10, 7.13, 7.23
Baixo >3-7	2.13	3.1	4.3	5.2	6.2	7.0, 7.8
Médios >7-11	2.4, 2.12	3.4				7.5, 7.6, 7.7, 7.14
Elevados >11-15	2.6	3.2, 3.10				7.2, 7.3, 7.11
Muito elevados >15						

Com base nos resultados do índice (Quadro 16.VI) a qualidade ecológica é de um modo geral baixa, com um elevado número de situações com valores inferiores a 3. Na zona 7 registam-se os mais elevados valores, embora, igualmente, diversos resultados "muito baixos". Os elevados correspondem a 6 estações situadas na ribeira de S. Domingos, de ordem 1 (3.10), na cabeceira do Sado (3.2), na ribeira de Sta. Susana pertencente à sub-bacia da ribeira das Alcáçovas (2.6), na ribeira de Odivelas entre as albufeiras de Alvito e Odivelas (7.2 e 7.3), e na ribeira das Alcáçovas, a montante da albufeira de Pego do Altar (7.11). Em 1994, as estações com valores baixos e muito baixos representam 50% e, em 1995, 65% do total de locais prospectados.

Os troços a jusante das barragens estão geralmente submetidos a condições particulares de stress hídrico. O objectivo essencial dos aproveitamentos hidráulicos do Sado é a rega/abastecimento (só duas têm uma finalidade acessória de energia) pelo que não se mantêm descargas para o curso. Deste modo, nos troços a jusante, o caudal é significativamente afectado pela diminuição da área de drenagem e o período de estiagem é prolongado. No caso particular do troço a jusante da barragem de Alvito, os valores muito elevados do índice, em 1994 e 1995, nos dois locais prospectados indiciam a

existência de condições peculiares. Com efeito, a albufeira de Alvito descarrega para a albufeira a jusante, de Odívelas. Assim, os agrupamentos situados entre albufeiras beneficiam, implicitamente, e designadamente durante o período de estiagem, de condições mais favoráveis já que a transferência através deste sector de volumes de água represados vem minorar o stresse hídrico alimentando os pegos e contribuindo para a respectiva persistência. A disponibilidade de água é, deste modo, significativamente superior à da generalidade das linhas de água semelhantes da rede hídrica do Sado e a mortalidade estival é menor. Os valores relativamente elevados do número de espécies e do CPUE (Quadro 16.III) são consistentes com esta análise e confirmam de novo a importância da componente hidrológica no conjunto dos factores de constrangimento do *biota* aquático, e da ictiofauna em particular.

Na tentativa de estabelecer relações de causalidade factores - índices e de se analisar o peso dos índices parcelares (brutos) e as redundâncias na composição do índice ictiológico, foram calculadas as correlações entre os valores do índice ictiológico e índices parcelares que o compoem com qualidade da água, pluviosidade (estabelecida com base na carta de precipitação anual média, LNEC, 1992), parâmetros de sítio (profundidade média e largura média do troço), ordem do curso e distância à nascente (Quadro 16.VII).

O índice ictiológico e os seus componentes estão todos correlacionados entre si, sendo as correlações mais elevadas entre o índice ictiológico e os índices numérico, de endemismos e de espécies, por ordem decrescente. Todos os índices estão directamente associados à distância à nascente e à ordem do curso, excepto o índice de intolerantes. Este, com os índices ictiológico e de endemismos, associa-se à pluviosidade.

Assim, se a abundância, a complexidade e o valor de conservação tendem a elevar-se para os cursos de ordem mais alta, os endemismos e as espécies intolerantes surgem associadas ao mais elevado escoamento. No entanto não se estabelecem quaisquer correlações com a qualidade de água.

É essencial realçar que o objectivo do índice ictiológico não é caracterizar a qualidade da água no troço mas sim a qualidade ecológica, o que envolve muitas outras características do meio ligadas ao canal fluvial, ao substrato, à vegetação ribeirinha e à conectividade longitudinal à escala do sector fluvial. A resposta da ictiofauna tem um carácter integrativo de múltiplas pressões que têm expressão em escalas temporais e espaciais diversas. As características do meio alteram-se no tempo e a resposta do *biota* pode apresentar algum desfasamento, designadamente nas fases de recuperação após a ocorrência de perturbações mais fortes e necessariamente dependentes da resiliência dos *taxa*.

É possível que os critérios correntemente adoptados para classificar a qualidade da água, numa perspectiva de usos, não estejam consentâneos com o nível de afectação relativamente aos peixes. Muitos locais foram classificados como de baixa qualidade devido aos valores de CBO e de oxidabilidade, o que não se traduz forçosamente num meio constrangedor para os organismos aquáticos e para os peixes em particular. Em termos mais gerais, não parece, de facto, plausível que valores de diversos parâmetros que justificam a atribuição à qualidade da água de uma classificação D ou E, afectem de forma correspondentemente gravosa a ictiofauna ou, em particular, as espécies con-

sideradas mais sensíveis. Pelo contrário, uma ampla variação diária de oxigénio dissolvido, não medida, embora em muitos casos inferível de outros parâmetros, poderá constituir uma pressão muito efectiva. A definição dos parâmetros críticos (potencialmente limitantes) e uma aproximação aos respectivos limites de tolerância constitui uma questão por responder.

Por outro lado, outros factores de constrangimento como as exigências em habitat (reprodutivos, alimentares ou outros) começam só agora a ser considerados (e.g. Costa *et al.*, 1988; Bernardo 1997) e não foram abordados neste trabalho.

Quadro 16.VII Correlações entre o índice ictiológico (IICT), os respectivos índices parcelares (índice de espécies - IEsp, índice numérico - INum, índice de endemismos - IEnd, índice de intolerantes - IInt) e variáveis do meio (qualidade da água com base nos parâmetros lidos com sondas *in situ* - Qual1, qualidade da água com base na caracterização físico-química efectuada (n=14) - Qual2, Pluviosidade média anual - Pluv, distância à nascente - Dist, ordem do curso - Ord, largura média do curso - Larg, profundidade média - Prof.).

	IICT	IEsp	INum	IEnd	IInt	Qual1	Qual2	Pluv	Dist	Ord	Larg	Prof
IEsp	0,92**											
INum	0,95**	0,85**										
IEnd	0,93**	0,81**	0,82**									
IInt	0,86**	0,64**	0,76**	0,84**								
Qual1	-0,17	-0,11	-0,17	-0,17	-0,18							
Qual2	0,13	-0,03	0,15	0,21	0,16	0,36**						
Pluv	0,28*	0,19	0,22	0,31*	0,35*	0,13	-0,05					
Dist	0,37**	0,36**	0,41**	0,51*	0,25	-0,05	0,26	-0,20				
Ord	0,35*	0,38**	0,36**	0,33*	0,18	-0,23	-0,00	-0,09	0,77**			
Larg	-0,17	-0,10	-0,19	-0,19	-0,15	0,11	0,03	0,06	-0,29	-0,26		
Prof	-0,21	-0,21	-0,21	-0,17	-0,15	-0,30*	0,41	-0,14	-0,20	0,09	0,02	

* - p<0,05

** - p<0,01

Em face dos dados obtidos para o IICT (Quadro 16.VI) poder-se-ia sustentar que os valores de forma geral baixos do índice traduziriam forçosamente um estado degradado do meio hídrico o que seria suportado pela caracterização da qualidade da água, no geral poluída (muito ou extremamente poluída). As relações evidenciadas entre a estrutura-complexidade da ictiofauna, a ordem do curso e a pluviosidade e, por outro lado, os elevados valores observados no troço da ribeira de Odivelas por onde são transferidos caudais, permitem salientar a grande importância que nos sistemas lóticos temporários têm os factores hidrológicos na dinâmica da extinção estival – recolonização invernal (cf. Bernardo & Alves, capítulo 17).

Em Fevereiro-Março de 1995, em diversos locais como 4.1, 4.2, 4.3 ou 7.9, 7.10, as colheitas de ictiofauna foram nulas mas o curso apresentava-se com água corrente e extraordinariamente límpida, sem o menor sinal de contaminação orgânica ou outra. A elevada qualidade de água não tem como automática consequência a ocorrência de agrupamentos faunísticos com elevado valor de conservação. A reocupação exige tempo e depende das condições em que se desenvolve. A rápida recuperação de um episódio anterior de extinção nem sempre é possível por dificuldades na realização da migração/recolonização desse troço (cf. Bernardo & Alves, capítulo 17).

Pelo sua natureza integradora, este índice faunístico, como outros, pode traduzir os múltiplos constrangimentos a que a ictiofauna tem estado submetida. Desses constran-

gimentos os mais directos são, como já referido, a escassez de água no Verão e/ou a baixa qualidade da água. Assim como uma elevada qualidade de água não tem como consequência imediata uma fauna complexa, também um baixo índice não traduz necessariamente uma má qualidade da água. Os fenómenos têm que ser interpretados em função de eventos anteriormente ocorridos, já que a comunidade responde de forma dinâmica às modificações das condições do meio hídrico.

As intervenções humanas, globalmente consideradas, são obviamente relevantes e a elas devem ser atribuídos muitos processos de degradação de ecossistemas aquáticos. As irregularidades pluviométricas desempenham, no entanto, um papel de extrema importância e em particular nos cursos temporários. Um ano ou uma sucessão de anos secos têm reflexos fortemente degradativos e um ano húmido repercute-se favoravelmente na recuperação do *biota*.

Neste contexto, em face das sinergias em jogo e às dinâmicas próprias destes sistemas ainda não suficientemente conhecidas, justifica-se alguma prudência na aplicação e interpretação de índices e alguma reserva quanto a ordenamentos, gestões e recuperações definidas com base em dados pontuais.

Referências bibliográficas

- Almaça, C. 1978. Répartition géographique des Cyprinidae ibériques et secteurs ichthyogéographiques de la Péninsule Ibérique. *Vest. Cs. Spol. Zool.*, 42 (4): 241-248.
- Bernardo, J.M. 1995. Fauna piscícola do Sul de Portugal: factores de ameaça e alterações em curso. *Congresso Nacional de Conservação da Natureza*, Lisboa.
- Bernardo, J.M. 1997. *Estudo da ictiofauna da Ribeira de Enxoe e contribuição para a determinação do caudal ecológico*. Relatório para INAG, Univ. Évora.
- Collares Pereira, M.J. 1985. Ciprinídeos do Alentejo. *Actas do 1º Congresso sobre o Alentejo*. 2: 537-545.
- Connell, J.H. & Sousa, W.P. 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *Amer. Nat.* 121: 789-824.
- Cortes, R.M.V., Ferreira, M.T., Godinho, F.S., Santos, G., Oliveira, J. & Albuquerque, A. 1994. *Comunidades aquáticas dulçaquícolas. Estudo Integrado de Impacte Ambiental do Empreendimento de Alqueva*. Anexo Técnico. SEIA.
- Costa, M.J., Gomes, J.M., Bruxelles, A. & Domingos, M.I. 1988. Efeitos previsíveis da construção da barragem de Alqueva sobre a ictiofauna do rio Guadiana. *Revista de Ciências Agrárias*, 11 (4):143-163.
- Davies, B.R., Thomas, M.C., Walker, K.F., O'Keeffe, J.F. & Gore, J.A. 1994. Dryland rivers: their ecology, conservation and management. In: Calow, P. & Petts, G.E. (eds.) *Handbook of Rivers*, Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp. 484-511.
- DGRAH 1981. *Índice Hidrográfico e Classificação Decimal dos Cursos de Água de Portugal*. Direcção-Geral dos Recursos e Aproveitamentos Hidráulicos, Lisboa.
- García Berthou, E. & Moreno Amich, R. 2000. Food of introduced pumpkinseed sunfish: ontogenetic diet shift and seasonal variation. *Journal of Fish Biology*, 57: 29-40.
- Grossman, G.D., Freeman, M.C. Moyle, P.B. & Whitaker Jr., J.O. 1985. Stochasticity and assemblage organization in an Indiana stream fish assemblage. *Amer. Nat.*, 126: 275-285.
- Karr, J., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6 (6): 21-27.
- Karr, J. & Dudley, D., 1981. Ecological perspective on water quality. *Environmental Management*, 5: 55-68.
- LNEC 1992. *As cheias em Portugal. Caracterização das zonas de risco. 2º Relatório: bacia hidrográfica do Rio Sado*. Relat. 183/92 - NIIHF, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey.

- Mascarenhas, M.J.C. 1986. *Estudos de impacte ambiental do Empreendimento de Alqueva - Ictiofauna*. DRENA/EGF, Lisboa.
- Matthews, W.J., Cashner, R.C. & Gelwick, F.P. 1988. Stability and persistence of fish faunas and assemblages in three Midwestern Streams. *Copeia*, 1988(4): 945-955.
- Minshall, G.W. 1988. Stream ecosystem theory: a global perspective. *J.N. Am. Benthol. Soc.*, 7(4): 263-288.
- Pennington, C.H., Baker, J.A. & Potter, M.E. 1983. Fish populations along natural and revetted banks on the lower Mississippi River. *N. Amer. J. Fish. Mgmt.*, 3: 204-211.
- Ross, S.T., Matthews, W.J. & Echelle, A.A. 1985. Persistence of stream fish assemblages: effects of environmental change. *Amer Nat.*, 126: 24-40.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- SNPRCN 1991. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*, vol.II - *Peixes dulciaquícolas e migradores*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Ter Braak, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 1167-1179.
- Townsend, C.R. 1989. The patch dynamics concept of stream ecology. *J.N. Am. Benthol. Soc.*, 8(1): 36-50.
- Wolda, H. 1981. Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia (Ber.)*, 50: 296-302.