

# V simpósio ibérico

vila nova de cerveira  
19, 20.Novembro.10  
sobre a bacia hidrográfica do rio minho



# V SIMPÓSIO IBÉRICO SOBRE A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MINHO

## ORGANIZAÇÃO



## APOIO



Edição e coordenação

Carlos Antunes

ISBN: 978-989-96062-1-0

Vila Nova de Cerveira

2010

## Índice

Qualidade da Água no Rio Minho: monitorização e modelação	5
Variação e dinâmica da população de cianobactérias no estuário do rio Minho	19
Evolución temporal, vectores y distribución de las especies exóticas dulceacuícolas de la parte española del Baixo Miño.	20
Datos poblacionales y biométricos de las especies de peces introducidas en los afluentes de la margen española del Baixo Miño	31
Macrofauna exótica no rio Minho internacional	40
Distribuição do lagostim invasor <i>Procambarus clarkii</i> Girard, 1852) na secção internacional do Rio Minho	41
População de <i>Crangon crangon</i> no baixo estuário do Rio Minho	42
Dinâmica populacional do caboz-comum <i>Pomatoschistus microps</i> (Actinopterygii: Gobiidae) no estuário do Minho	43
Comportamento alimentar do caboz <i>Pomatoschistus microps</i> (Krøyer, 1838) no estuário do Rio Minho	44
Os padrões de migração da solha-das-pedras <i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758) no estuário do Rio Minho	45
Variação temporal da ictiofauna em zona tidal de água doce do rio Minho	46
Prevalência de <i>Anguillicoloides crassus</i> em <i>Anguilla anguilla</i> no Rio Minho Internacional	47
A amêijoa asiática <i>Corbicula fluminea</i> como engenheira de ecossistemas: efeitos sobre a diversidade de macroinvertebrados bentónicos	59
<i>Pisidium amnicum</i> no Rio Minho: princípio do fim?	60
Ecoloxía e conservación de odonatos ameazados	61
Quando mimosas invadem margens: algumas questões sobre reabilitação fluvial e controlo de <i>Acacia dealbata</i>	
Link	69
Contribución al plan de gestión de la anguila europea ( <i>Anguilla anguilla</i> ): Primeros datos biológicos en los afluentes de la margen española del Baixo Miño.	70
Peixes Migradores: Do cenário Europeu à realidade Ibérica – o rio Minho	78
Índices de calidad de la vegetación de ribera y del hábitat fluvial en los afluentes de la margen española del Baixo Miño	79
Valoração de serviços ambientais de provisionamento gerados em territórios agro silvo-pastoris	89
Rentabilização didáctica da margem esquerda do rio Minho: do trabalho de campo à Educação Ambiental no ensino da Geologia	98
PECMinho – Plataforma Ecológica do rio Minho	110
Aves acuáticas invernantes no Esteiro do Miño	112
Distribuição granulométrica dos sedimentos da superfície do estuário do rio Minho	122
Concentrações naturais em traço em sedimentos do estuário do rio Minho: valores de baseline para estudos ambientais	123
Batimetría y granulometría del río Miño desde A Frieira hasta Tui	124
Nuevos datos sobre las características fisicoquímicas del río Miño y sus afluentes de la margen española	131
Implicaciones de la fragmentación del hábitat fluvial en la distribución de la ictiofauna en los afluentes de la margen española del Baixo Miño	138
As barreiras físicas como elementos de perda de habitat das espécies diadromas	146
Composición de la ictiocenosis de los afluentes de la margen española del Baixo Miño	150
Datos poblacionales y biométricos de las poblaciones de colmilleja ( <i>Cobitis paludica</i> ) en los afluentes de la margen española del Baixo Miño	157
Dieta e ectoparasitas do(s) verdemã presentes no estuário do	
Rio Minho: <i>Cobitis paludica</i> ou <i>Cobitis calderoni</i> ?	164
Datos poblacionales y biométricos de la población de <i>Achondrostoma arcasii</i> (Steindachner, 1866) del Parque Natural del Monte Aloia	165
Datos poboacionais e biométricos da boga do Douro ( <i>Pseudochondrostoma duriense</i> ) e do escalo ( <i>Squalius carolitertii</i> ) nos afluentes da marxe española do Baixo Miño.	174
Datos poblacionales y biométricos de la trucha ( <i>Salmo trutta</i> ) en los afluentes de la margen española del Baixo Miño	180
Alterações climáticas nas zonas costeiras: Requisitos para uma avaliação de vulnerabilidade do estuário do Rio Minho	188
Caracterização da comunidade de macroinvertebrados Bentónicos num afluente do rio Minho	200
Diferenças estruturais na carapaça do caranguejo-verde <i>Carcinus maenas</i> (Decapoda: Portunidae) em dois locais próximos do baixo estuário do Minho	203



## COMUNICAÇÕES ORAIS

# **Qualidade da Água no Rio Minho: monitorização e modelação**

Sílvia Santos\*, Patrícia Alves, Joana Lima, Vítor Vilar, Rui Boaventura e Cidália Botelho

LSRE – Laboratório de Processos de Separação e Reacção, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto  
\*scrs@fe.up.pt

## **Resumo**

O presente trabalho tem sido desenvolvido no âmbito do Projecto de Cooperação Transfronteiriça entre o Norte de Portugal e a região da Galiza de Espanha: “*Valorización de los recursos naturales de la cuenca hidrográfica del Miño-Minho*”. Até ao momento, foram realizadas sete campanhas de monitorização da qualidade da água superficial na Bacia Hidrográfica do Minho. Foram seleccionados sete pontos para monitorização ao longo do rio (seis no troço internacional e um imediatamente a montante) e cinco pontos em alguns dos seus afluentes (Mouro, Manco, Tea, Louro e Coura). Nas amostras de água foram analisados vários parâmetros físico-químicos e microbiológicos. Os resultados têm revelado uma qualidade de água relativamente boa no troço internacional do Rio Minho, atendendo aos objectivos ambientais de qualidade mínima que constam da legislação Portuguesa (DL 236/98). No entanto, no troço internacional do Minho, as amostras colhidas em Valença são as que demonstram menor qualidade. Dos afluentes estudados, o Rio Louro é o que revela um estado mais poluído, apresentando alguns valores típicos de águas poluídas e muito poluídas. O modelo QUAL2Kw foi utilizado para descrever a qualidade da água ao longo do troço internacional do Rio Minho. A calibração foi obtida com base na monitorização realizada e em informação diversa recolhida sobre a Bacia Hidrográfica. O modelo permitiu ainda avaliar o impacte das descargas no rio e dos afluentes e prever a qualidade da água em diferentes cenários.

## **1. Introdução**

O presente trabalho tem como objectivo aumentar o conhecimento acerca da qualidade da água no Rio Minho – importante recurso natural das regiões do Norte de Portugal e da Galiza da Espanha.

Os afluentes, as fontes de poluição pontuais (descargas) e difusas e ainda fenómenos naturais (como a precipitação e a erosão) afectam a qualidade da água dos recursos hídricos. Neste trabalho, a monitorização envolveu a determinação de diversos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, importantes à avaliação da qualidade da água e à sua aplicação no modelo QUAL2Kw. O troço internacional do Rio Minho, com uma extensão de cerca de 75 km, tem como afluentes os Rios Trancoso, Mouro, Gadanha, Manco e Coura (margem esquerda), Deva, Tea, Louro, Cereixo da Briña e Tamuxe (margem direita). Dos dez afluentes mencionados, foram seleccionados para monitorização os quatro principais – Rio Coura, Rio Louro, Rio Tea e Rio Mouro e adicionalmente, o rio Manco. Ao longo do rio seleccionaram-se sete pontos de monitorização (seis no troço internacional e um imediatamente a montante).

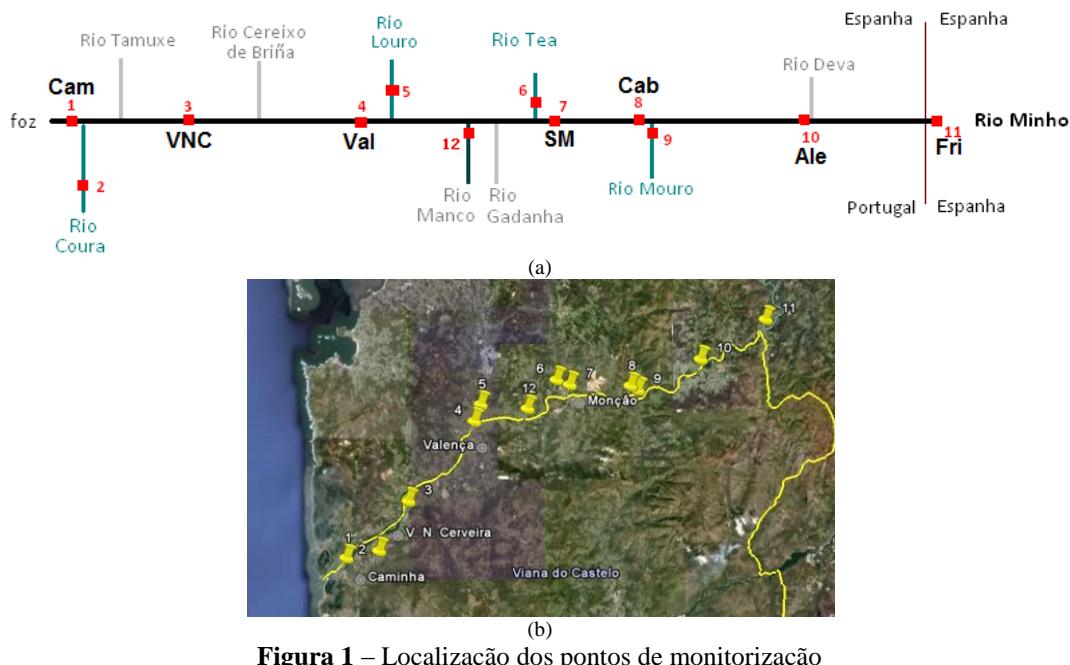
A modelação matemática é uma importante ferramenta que pode simplificar a avaliação da qualidade da água ao longo de um curso e a sua complexa relação com fontes pontuais e difusas. A aplicação de modelos permite definir soluções, estabelecer planos de gestão e avaliar a eficiência de medidas adoptadas (Mendes, 2010). Neste trabalho, utilizou-se o modelo QUAL2Kw (versão 5.1), desenvolvido por Pelletier et al. (2006) e distribuído pela EPA (Agência Ambiental dos EUA, <http://www.ecy.wa.gov/>),

para avaliar a qualidade da água superficial no Rio Minho. Trata-se de uma versão actualizada do modelo de QUAL2E e uma adaptação do modelo de QUAL2K, desenvolvido originalmente por Chapra e Pelletier (2003). O modelo QUAL2Kw é programado em linguagem VBA (*Visual Basic for Applications*) e utiliza o Excel como programa de interface gráfica. Tem sido recentemente utilizado para a modelação de rios como o Lis, Portugal (Vieira, 2007), o Rio Bagmati, Nepal (Kannel et al., 2007) e o Rio Itapanhaú, Estado de S. Paulo, Brasil (Mendes, 2010). Trata-se de um modelo em que se considera o rio como uma junção de elementos, para os quais são efectuados balanços hidrológicos, térmicos e mássicos. O escoamento é considerado unidimensional e a mistura completa em cada trecho. Toda a informação pode ser consultada no manual do utilizador (Pelletier e Chapra, 2008a) e na teoria associada ao desenvolvimento do modelo (Pelletier e Chapra, 2008b). Para aplicação são necessários diversos dados de entrada baseados em informação metereológica, características hidráulicas do rio, dados de quantidade e qualidade de fontes poluidoras, pontuais e difusas. Inserindo dados de qualidade reais, ainda que em número limitado, o modelo permite efectuar uma auto-calibração, através de um algoritmo genético. Esta calibração, para um dado curso de água, baseia-se na obtenção de um conjunto de parâmetros cinéticos e de constantes do modelo que maximizam o ajuste entre os valores previstos e os valores reais. Uma vez calibrado para o curso de água em questão, o modelo QUAL2Kw permite prever o efeito sobre a qualidade da água de diferentes cenários. Trata-se, portanto, de uma ferramenta bastante útil para uma gestão adequada dos recursos hídricos e para a tomada de decisões.

## **2. Monitorização**

### **2.1. Locais de Monitorização**

A Figura 1 representa a localização dos pontos de monitorização na Bacia Hidrográfica do Minho. Ao longo do troço internacional, foram seleccionados seis pontos, de montante para jusante: Alevadas (Ale), Cabo (Cab), Salvaterra do Minho (SM), Valença (Val), Vila Nova de Cerveira (VNC) e Caminha (Cam). Seleccionou-se, ainda no Rio Minho, um ponto imediatamente a montante do início do troço internacional, próximo da barragem, designado por Frieira (Fri). O troço do rio estudo teve início neste ponto e término na foz. Nos afluentes, seleccionaram-se pontos situados nos Rios Coura (Cou), Louro (Lou), Tea (Tea) e Mouro (Mou). Adicionalmente, e a partir da 2<sup>a</sup> campanha, o Rio Manco foi também incluído nos pontos monitorizados (sugestão de um dos participantes numa reunião de trabalho do projecto, acolhida pela equipa, por se tratar de um rio que estaria bastante afectado pela actividade de pedreiras).

**Figura 1** – Localização dos pontos de monitorização

## 2.2. Amostragem

Realizaram-se, até ao momento, sete campanhas de monitorização de qualidade de águas superficiais na Bacia Hidrográfica do Minho: 1<sup>a</sup> Campanha (Maio de 2009), 2<sup>a</sup> Campanha (Julho de 2009), 3<sup>a</sup> Campanha (Outubro de 2009), 4<sup>a</sup> Campanha (Janeiro de 2010), 5<sup>a</sup> Campanha (Março de 2010), 6<sup>a</sup> Campanha (Julho de 2010) e 7<sup>a</sup> Campanha (Outubro de 2010). A amostragem das águas superficiais foi efectuada durante os períodos da manhã ou do início da tarde. Nas estações de amostragem localizadas nos Rios Coura, Louro, Tea e Mouro, a colheita das amostras e a medição *in situ* de parâmetros foram realizadas no centro do rio, dado o acesso fácil permitido pelas condições de escoamento. Nos pontos de amostragem no Rio Minho, as colheitas e medições foram efectuadas junto à margem, escolhendo-se, no entanto, zonas de água corrente e de alguma turbulência, de modo a se obterem amostras e medições representativas. A amostragem em Caminha foi realizada em baixa-mar, na tentativa de minimizar a influência do mar na composição da amostra.

## 2.3. Métodos Analíticos

A água superficial de cada um dos pontos de amostragem foi analisada para determinação de diversos parâmetros físicos, químicos e biológicos. A temperatura (T), o potencial de oxidação-redução (ORP), o oxigénio dissolvido (OD), o pH e a condutividade (Cond) foram medidos no local, utilizando um aparelho de campo multi-parâmetros (*Hanna Instruments 9828*), previamente calibrado. A determinação dos restantes parâmetros foi realizada em laboratório, utilizando-se métodos analíticos de referência (Tabela 1).

**Tabela 1 – Parâmetros analisados nas águas superficiais e respectivos métodos analíticos**

Parâmetro	Método	LD	Ref. <sup>a</sup>
<b>COT<sub>d</sub></b>	Oxidação Catalítica a 700 °C ( <i>Shimadzu TOC 5000 A analyzer</i> )	0,5 mg C/L	APHA, 1998 (5310)
<b>CBO<sub>5</sub></b>	Método do consumo de oxigénio (5 dias a 20°C) com inibição de nitrificação	2,0 mg O <sub>2</sub> /L	APHA, 1998 (5210)
<b>CQO</b>	Oxidação com dicromato de potássio, método de refluxo fechado	10,0 mg O <sub>2</sub> /L	APHA, 1998 (5220)
<b>SST</b>	Gravimetria; secagem do resíduo sólido a 105 °C	2,0 mg/L	APHA, 1998 (2540)
<b>SSV</b>	Gravimetria após oxidação dos sólidos suspensos a 550 °C	2,0 mg/L	APHA, 1998 (2540)
<b>N<sub>am</sub></b>	Método do eléctrodo selectivo	0,08 mg N/L	APHA, 1998 (4500-NH <sub>3</sub> )
<b>N<sub>total</sub></b>	Digestão a 110 °C com persulfato de potássio + método colorimétrico da brucina	0,2 mg N/L	APHA, 1998 (4500-N); ASTM, 1973
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	Cromatografia iônica ( <i>Dionex DX-120 Ion Chromatograph</i> )	0,2 mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L	APHA, 1998 (4110-B)
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	Cromatografia iônica ( <i>Dionex DX-120 Ion Chromatograph</i> )	0,01 mg NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /L	APHA, 1998 (4110-B)
<b>P<sub>total</sub></b>	Digestão em meio ácido com persulfato de amónio; colorimetria - método do ácido ascórbico	0,1 mg P/L	APHA, 1998 (4500-P)
<b>P<sub>hid</sub></b>	Hidrólise ácida; colorimetria - método do ácido ascórbico	0,1 mg P/L	APHA, 1998 (4500-P)
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	Cromatografia iônica ( <i>Dionex DX-120 Ion Chromatograph</i> )	0,1 mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L	APHA, 1998 (4500-P)
<b>Alc</b>	Titulação potenciométrica com HCl 0,02 N até pH 4,5	0,5 mg CaCO <sub>3</sub> /L	APHA, 1998 (2320-B)
<b>Dur</b>	Titulação com EDTA	2,0 mg CaCO <sub>3</sub> /L	APHA, 1998 (2340-C)
<b>Cl<sup>-</sup></b>	Cromatografia iônica ( <i>Dionex DX-120 Ion Chromatograph</i> )	0,8 mg Cl <sup>-</sup> /L	APHA, 1998 (4110-B)
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	Cromatografia iônica ( <i>Dionex DX-120 Ion Chromatograph</i> )	1,8 mg SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /L	APHA, 1998 (4110-B)
<b>TA</b>	Extracção com Azul-de-Metileno	4 µg LAS/L	APHA, 1998 (5540-C)
<b>Turv</b>	Turbidímetria ( <i>Turbiquant, Merck</i> )		APHA, 1998 (2130-B)
<b>As<sub>total</sub></b>	Digestão com HNO <sub>3</sub> ; EAA – GH	5 µg/L	APHA, 1998 (3030-E; 3114-B)
<b>Cd<sub>total</sub></b>	Digestão com HNO <sub>3</sub> ; EAA-CG	0,5 µg/L	APHA, 1998 (3030-E; 3113-B)
<b>Pb<sub>total</sub></b>	Digestão com HNO <sub>3</sub> ; EAA-CG	10 µg/L	APHA, 1998 (3030-E; 3113-B)
<b>Cr<sub>total</sub></b>	Digestão com HNO <sub>3</sub> ; EAA-Chama	0,05 mg/L	APHA, 1998 (3030-E; 3111-D)
<b>Cu<sub>total</sub></b>	Digestão com HNO <sub>3</sub> ; Digestão com HNO <sub>3</sub> ; EAA-Chama	0,1 mg/L	APHA, 1998 (3030-E; 3111-B)
<b>Hg<sub>total</sub></b>	Digestão com HNO <sub>3</sub> /HCl a 70 °C; EAA-GH	1 µg/L	APHA, 1998 (3030-F)
<b>Ni<sub>total</sub></b>	Digestão com HNO <sub>3</sub> ; EAA-CG	20 µg/L	APHA, 1998 (3030-E; 3113-B)
<b>Zn<sub>total</sub></b>	Digestão com HNO <sub>3</sub> ; EAA-Chama	0,1 mg/L	APHA, 1998 (3030-E; 3111-B)
<b>CF</b>	Filtração e cultura em meio apropriado		APHA, 1998 (9222-D)
<b>CT</b>	Filtração e cultura em meio apropriado		APHA, 1998 (9222-B)
<b>EF</b>	Filtração e cultura em meio apropriado		APHA, 1998 (9230-C)
<b>Cl-a</b>	Extracção com Acetona e determinação espectrofotométrica	0,1 µg/L	(NP 4327, 1996)

LD - Limite de detecção; **COT<sub>d</sub>** - Carbono Orgânico Total dissolvido; **CBO<sub>5</sub>** - Carência Bioquímica de Oxigénio ao fim de 5 dias; **CQO** - Carência Química de Oxigénio; **SST** - Sólidos Suspensos Totais; **SSV** - Sólidos Suspensos Voláteis; **N<sub>am</sub>** - Azoto amoniacial; **P<sub>hid</sub>** - Fósforo hidrolisável; **Alc** - Alcalinidade; **Dur** - Dureza; **TA** - Tensioactivos aniónicos; **Turv** - Turvação; **CF** - Coliformes Fecais; **CT** - Coliformes Totais; **EF** - Esteptococos Fecais; **Cl-a** - Clorofila-a; **EAA** - Espectroscopia de Absorção Atómica; **GH** - Gerador de Hidretos; **CG** - Câmara de Grafite

## 2.4. Resultados

A avaliação da qualidade da água superficial foi realizada com base nos valores obtidos para os parâmetros listados na Tabela 1 e para 6 campanhas de monitorização (ainda não se obteve a totalidade dos resultados da Campanha n.º 7, realizada a 26 de Outubro). De uma forma meramente exemplificativa, apresentam-se nas Tabelas 2-6 os resultados obtidos na 5<sup>a</sup> campanha (Março de 2010).

**Tabela 2 – Parâmetros medidos no local e parâmetros relativos a sólidos em suspensão (Campanha n.º 5)**

	T (°C)	Cond (µS/cm)	OD (mg/L)	pH	ORP (mV)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)
<i>Cam</i>	11,6	60000	12,10	6,97	88	3,7	< 2,0
<i>Cou</i>	10,8	47	12,90	7,00	98	< 2,0	< 2,0
<i>VNC</i>	9,3	92	12,40	6,75	110	2,9	< 2,0
<i>Val</i>	10,4	106	10,80	6,45	105	28	5,3
<i>Lou</i>	9,8	108	9,70	6,30	20	18	3,9
<i>Tea</i>	10,1	47	*	7,08	*	2,5	< 2,0
<i>SM</i>	8,6	83	*	6,70	*	4,0	< 2,0
<i>Cab</i>	8,6	88	*	6,50	*	5,9	< 2,0
<i>Mou</i>	9,3	41	*	6,60	*	< 2,0	< 2,0
<i>Ale</i>	8,6	78	*	6,60	170	5,1	< 2,0
<i>Fri</i>	8,6	86	12,50	7,15	127	4,1	< 2,0
<i>Man</i>	10,1	57	12,10	6,83	98	6,2	< 2,0

\* valores desconsiderados devido a problemas com o medidor multi-parâmetros

**Tabela 3 – Parâmetros relativos a matéria orgânica, compostos de fósforo e azoto (Campanha n.º 5)**

	CQO (mg O <sub>2</sub> /L)	CBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	COT <sub>d</sub> (mg C/L)	P <sub>total</sub> (mg/L)	N <sub>am</sub> (mgN/L)	N <sub>total</sub> (mgN/L)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)
<i>Cam</i>	< 10,0	< 2,0	1,66	< 0,1	< 0,08	3,9	< 0,01	4,0	< 0,1
<i>Cou</i>	< 10,0	< 2,0	2,10	< 0,1	< 0,08	5,6	< 0,01	4,1	0,2
<i>VNC</i>	< 10,0	< 2,0	2,68	< 0,1	< 0,08	1,8	< 0,01	3,9	< 0,1
<i>Val</i>	13,2	3,6	3,60	0,2	0,44	7,4	0,02	15	0,1
<i>Lou</i>	12,8	3,8	3,20	< 0,1	0,33	4,0	< 0,01	6,6	< 0,1
<i>Tea</i>	< 10,0	< 2,0	1,65	< 0,1	0,19	2,4	< 0,01	4,1	< 0,1
<i>SM</i>	< 10,0	< 2,0	2,89	< 0,1	0,14	1,8	< 0,01	3,9	< 0,1
<i>Cab</i>	< 10,0	< 2,0	2,94	< 0,1	0,13	2,1	< 0,01	4,4	< 0,1
<i>Mou</i>	< 10,0	< 2,0	1,26	< 0,1	0,11	1,7	0,02	4,0	< 0,1
<i>Ale</i>	< 10,0	< 2,0	3,02	< 0,1	0,13	1,6	< 0,01	3,6	< 0,1
<i>Fri</i>	< 10,0	< 2,0	2,48	< 0,1	0,16	1,7	< 0,01	3,7	< 0,1
<i>Man</i>	< 10,0	< 2,0	1,53	< 0,1	0,13	2,1	< 0,01	3,8	< 0,1

**Tabela 4 – Outros parâmetros (Campanha n.º 5)**

	Alc (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Dur (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	TA (µgLAS/L)	Turv (NTU)	Cl <sup>-</sup> (mg/L)	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)
<i>Cam</i>	14,2	76	< 4	1,6	220	29,8
<i>Cou</i>	4,4	7	< 4	0,9	7,20	3,48
<i>VNC</i>	14,6	28	5	3,1	5,94	10,8
<i>Val</i>	14,5	33	15	46,5	14,1	7,93
<i>Lou</i>	14,9	17	4	11,5	12,8	5,37
<i>Tea</i>	5,5	10	5	2,3	7,40	3,77
<i>SM</i>	16,1	27	6	2,7	5,64	10,6
<i>Cab</i>	17,1	29	< 4	3,8	5,57	11,7
<i>Mou</i>	3,6	11	< 4	0,9	6,73	3,26
<i>Ale</i>	19,6	30	< 4	4,3	6,95	12,0
<i>Fri</i>	17,4	17	< 4	3,2	5,72	11,1
<i>Man</i>	8,1	9	< 4	2,3	8,99	3,63

**Tabela 5 – Concentração total de metais, mg/L (Campanha n.º 5)**

	Zn	Cr	Cd	As	Ni	Pb	Cu	Hg
<i>Cam</i>	< 0,10	< 0,05	< 0,0005	< 0,005	< 0,020	< 0,010	< 0,1	0,003
<i>Cou</i>	< 0,10	< 0,05	< 0,0005	< 0,005	< 0,020	< 0,010	< 0,1	< 0,001
<i>VNC</i>	< 0,10	< 0,05	< 0,0005	< 0,005	< 0,020	< 0,010	< 0,1	< 0,001
<i>Val</i>	< 0,10	< 0,05	< 0,0005	< 0,005	< 0,020	< 0,010	< 0,1	< 0,001
<i>Lou</i>	< 0,10	< 0,05	< 0,0005	< 0,005	< 0,020	< 0,010	< 0,1	< 0,001
<i>Tea</i>	< 0,10	< 0,05	< 0,0005	< 0,005	< 0,020	< 0,010	< 0,1	< 0,001
<i>SM</i>	< 0,10	< 0,05	< 0,0005	< 0,005	< 0,020	< 0,010	< 0,1	0,001
<i>Cab</i>	0,13	< 0,05	< 0,0005	< 0,005	< 0,020	< 0,010	< 0,1	< 0,001
<i>Mou</i>	0,43	< 0,05	< 0,0005	< 0,005	< 0,020	< 0,010	< 0,1	< 0,001
<i>Ale</i>	0,10	< 0,05	< 0,0005	< 0,005	< 0,020	< 0,010	< 0,1	< 0,001
<i>Fri</i>	< 0,10	< 0,05	< 0,0005	< 0,005	< 0,020	< 0,010	< 0,1	< 0,001
<i>Man</i>	< 0,10	< 0,05	< 0,0005	< 0,005	< 0,020	< 0,010	< 0,1	< 0,001

**Tabela 6 – Parâmetros microbiológicos e Clorofila-a (Campanha n.º 5)**

	CT (ufc/100 mL)	CF (ufc/100 mL)	EF (ufc/100 mL)	Cl-a (µg/L)
<i>Cam</i>	$2,00 \times 10^3$	$6,00 \times 10^2$	25	2,1
<i>Cou</i>	$1,35 \times 10^3$	0,00	10	< 0,5
<i>VNC</i>	$4,00 \times 10^3$	$1,90 \times 10^3$	310	< 0,6
<i>Val</i>	$2,50 \times 10^5$	$8,00 \times 10^4$	$7,95 \times 10^3$	5,2
<i>Lou</i>	$1,55 \times 10^6$	$2,00 \times 10^4$	$> 1,00 \times 10^4$	< 0,9
<i>Tea</i>	$1,25 \times 10^4$	$3,50 \times 10^3$	$7,00 \times 10^2$	1,6
<i>SM</i>	$2,20 \times 10^3$	$1,00 \times 10^3$	$2,35 \times 10^2$	1,8
<i>Cab</i>	$2,85 \times 10^3$	0,00	$2,35 \times 10^2$	6,3
<i>Mou</i>	$4,50 \times 10^3$	0,00	25	< 0,4
<i>Ale</i>	$3,25 \times 10^3$	$2,95 \times 10^3$	$2,45 \times 10^2$	< 0,6
<i>Fri</i>	$2,60 \times 10^3$	$7,50 \times 10^2$	$3,85 \times 10^2$	< 0,6
<i>Man</i>	$4,00 \times 10^2$	$1,50 \times 10^2$	15	< 0,5

Os resultados obtidos em cada campanha foram comparados com os objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais, constantes no Decreto-Lei n.º 236/98 (Tabelas 7 e 8). O azoto de *Kjeldahl* (N-Kj) foi calculado por diferença entre o azoto total e o azoto contido em nitratos e nitritos.

**Tabela 7** - Conformidade das águas superficiais do Rio Minho com os objectivos ambientais de qualidade mínima (DL 236/98) – resultados das seis campanhas de monitorização.

	1-Cam	3-VNC	4-Val	7-SM	8-Cab	10-Ale	11-Fri
T	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
OD	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
pH	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
CBO <sub>5</sub>	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
N-Kj	✗●●●✗●	●●●●✗●	✗●●●✗●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
N <sub>am</sub>	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
P <sub>total</sub>	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
Cl <sup>-</sup>	△△△●△	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	●✗●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
TA	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
As total	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
Cd total	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
Pb total	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
Cr total	●●●●●	✗●●●✗●	✗●●●✗●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
Cu total	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
Hg total	●●●●✗●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
Ni total	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
Zn total	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●

(os 6 símbolos em cada célula representam, por ordem cronológica, a conformidade em cada uma das 6 campanhas realizadas) ● conforme; ✗ não conforme; △ não conforme, mas deve-se provavelmente à influência marítima

Verificou-se que existe um elevado número de parâmetros que apresentam conformidade, quer no Rio Minho, quer nos afluentes. No que diz respeito ao troço internacional do Rio Minho, Valença, Vila Nova de Cerveira e Caminha são os locais monitorizados que apresentam um maior número de parâmetros a desrespeitarem os valores máximos admissíveis (azoto de *Kjeldahl*, crómio total e mercúrio total).

Atendendo aos resultados obtidos, a montante de Valença o rio apresenta boa qualidade. Note-se a conformidade em Frieira, Alevadas e Cabo de todos os parâmetros determinados nas seis campanhas com os objectivos ambientais de qualidade mínima.

Entre Valença e Caminha, os resultados sugerem uma certa degradação da qualidade da água, nomeadamente no que se refere a Azoto de *Kjeldahl* e a alguns metais. Valença mostra-se efectivamente o ponto do Rio Minho mais poluído, nomeadamente por matéria orgânica, azoto e por coliformes fecais, totais e estreptococos (Tabelas 3 e 6). Receia-se, no entanto, que os resultados obtidos neste ponto não sejam representativos da secção transversal correspondente, sendo certamente afectados pela entrada de uma pequena ribeira e pela proximidade de uma comunidade que habita junto ao local de amostragem, sem condições habitacionais e higiénicas, e que provavelmente utiliza a ribeira, o próprio rio e o solo para descarregar os resíduos que gera. Os parâmetros microbiológicos determinados em Valença têm assumido em várias campanhas valores indicativos de rios muito poluídos. A concentração de crómio excedeu na 1<sup>a</sup> e 6<sup>a</sup> campanhas (Primavera de 2009 e Verão de 2010) o valor máximo admissível nas estações de Vila Nova de Cerveira e Valença, chegando a atingir uma concentração próxima de 0,2 mg/L (Valença, 6<sup>a</sup> campanha).

**Tabela 8** - Conformidade das águas dos rios afluentes ao Rio Minho com os objectivos ambientais de qualidade mínima (DL 236/98) – resultados das seis campanhas de monitorização.

	2-Cou	5-Lou	6-Tea	9-Mou	12-Man
T	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
OD	●●●●●	✗✗●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
pH	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
CBO <sub>5</sub>	●●●●●	✗✗✗●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
N-Kj	●●●●✗	✗✗●●●	✗●●●●	●●●●●	●●●●✗
N <sub>am</sub>	●●●●●	✗✗●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
P <sub>total</sub>	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
Cl <sup>-</sup>	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
TA	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
As total	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
Cd total	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
Pb total	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
Cr total	●●●●✗	●●●●✗	●●●●●	●●●●✗	●●●●✗
Cu total	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
Hg total	●●●●✗	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
Ni total	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
Zn total	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●

(os 6 símbolos em cada célula representam, por ordem cronológica, a conformidade em cada uma das 6 campanhas realizadas) ● conforme; ✗ não conforme

No que se refere aos afluentes considerados neste estudo (Tabela 8), o Louro é o que se apresenta mais poluído, tendo ultrapassado, em diferentes campanhas, os VMAs (Valores Máximos Admissíveis) respeitantes ao oxigénio dissolvido, à CBO<sub>5</sub>, ao azoto de *Kjeldahl* e ao azoto amoniacal. Com a excepção da 4<sup>a</sup> campanha (Inverno 2010), o valor de CQO ultrapassou nas restantes 10 mg/L, chegando a atingir 21 mg/L. A nível de parâmetros microbiológicos, o Louro tem apresentado níveis mais elevados que em Valença, típicos de rios muito poluídos. Em termos de desrespeito pelos objectivos ambientais de qualidade mínima, o Coura teve também uns episódios associados a crómio, mercúrio e azoto de *Kjeldahl*, em que as concentrações atingiram cerca do dobro dos VMAs.

#### 4. Modelação da Qualidade da Água no troço internacional do Rio Minho

Os resultados obtidos nas campanhas de monitorização têm sido utilizados para calibrar o modelo QUAL2Kw, aplicado ao Rio Minho em diferentes épocas do ano. Nesta secção, apresenta-se a aplicação do modelo aos dados da campanha n.º 5, realizada em Março de 2010. O troço estudado do rio (77,1 km) foi considerado dividido em 52 trechos, com comprimentos entre 430 m e 2,9 km.

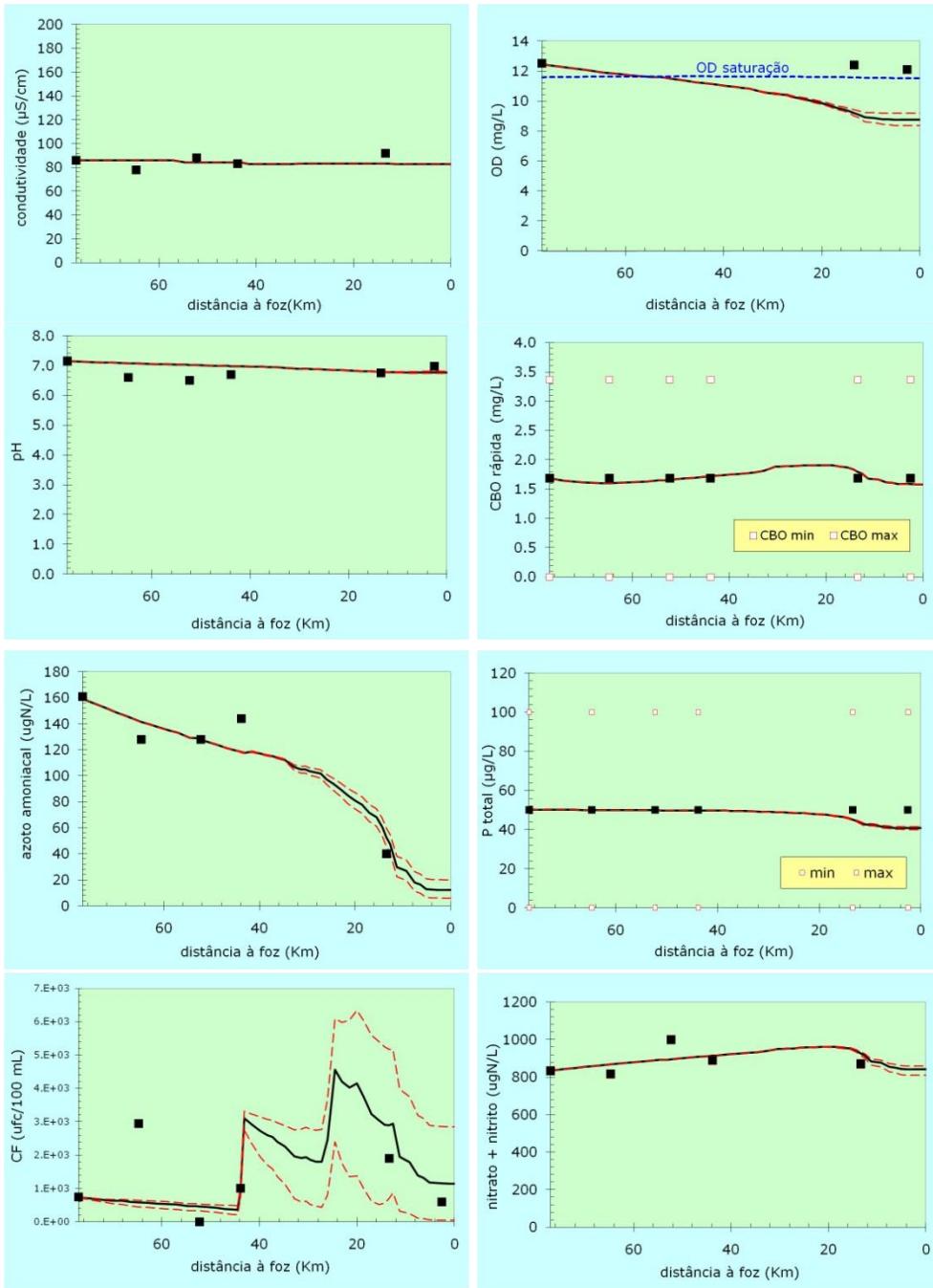
##### 4.1. Calibração

A auto-calibração foi obtida através do algoritmo genético, em que se definiu uma população inicial de 50 e um número de gerações de 25. Recorreu-se a dados meteorológicos, obtidos no sítio do SNIRH (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos), a dados relativos a descargas e captações, gentilmente cedidos pela Águas do Minho e Lima, pela *Confederación Hidrográfica del Miño-Sil* e pela Câmara Municipal de Melgaço. Foram ainda considerados alguns dados obtidos no INSAAR

2007 (Inventário Nacional de sistemas de Abastecimento de Águas e de Águas Residuais). Das hipóteses admitidas, salienta-se a dos caudais do Coura e do Mouro (uma vez desconhecidos) terem sido considerados respectivamente iguais aos caudais do Louro e do Tea, e o caudal do Manco, também desconhecido, igual a um quinto do caudal do Louro. Em várias tentativas prévias, nunca se conseguiu simular os dados relativos a Valença, tendo sido, por isso, desconsiderados para ajuste. Tal confirma a hipótese mencionada na secção 2.4 e que apontava para o facto da amostra recolhida não ser representativa da secção transversal do rio.

As curvas simuladas de acordo com a calibração obtida são apresentadas, para certos parâmetros, na Figura 2. De uma forma global, a calibração foi razoavelmente conseguida. O Rio Minho apresenta um caudal bastante elevado (nesta campanha, no início do troço,  $739\text{ m}^3/\text{s}$ ) sendo profundo em determinadas zonas e tendo uma largura bastante considerável, chegando a atingir os 2 km. Nestas condições, uma análise rigorosa da qualidade da água implicaria uma amostragem realizada no centro do rio, e, num maior rigor, amostragens em secções. O facto de se tratar de uma linha de água que não manifesta poluição acentuada origina um maior erro relativo nos valores dos parâmetros a simular.

No que se refere à temperatura, o rio não apresentou, nos valores medidos, grande variação, apenas a normal atendendo à diferente hora de amostragem em cada ponto. Atendendo a que se trata de um rio com caudal elevado, descargas que eventualmente tivessem uma temperatura mais elevada acabam por não surtir efeito significativo, tal como se verificou nas simulações do modelo (não ilustradas). No caso da condutividade (Figura 2), os valores observados no troço estudado variam entre 78 e  $92\text{ }\mu\text{S}/\text{cm}$ . A curva simulada (em que se assumiu valores de condutividade nas descargas de  $1000\text{ }\mu\text{S}/\text{cm}$ ) mostra um perfil praticamente constante ao longo do troço ( $83\text{--}86\text{ }\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Há que salientar que o valor de condutividade previsto para a zona da foz é um valor meramente teórico, uma vez que não contabiliza a influência marítima. Na realidade trata-se de uma condutividade muito maior e, por isso, o seu valor não foi usado para a simulação.



**Figura 2 – Curvas simuladas para a qualidade da água no troço internacional do Minho.**

Os valores observados de OD indicam uma água altamente arejada, tendo-se obtido concentrações de oxigénio que superam ligeiramente a própria saturação, o que estará relacionado com erros associados ao próprio aparelho de medição. A curva simulada para o OD aponta para uma diminuição ao longo do troço estudado, prevendo sempre valores de OD elevados (acima de 8,8 mg/L), embora inferiores aos observados. Para a CBO rápida atingiu-se um bom ajuste da curva simulada aos valores reais. Confirma-se o baixo conteúdo orgânico biodegradável deste rio, em toda a extensão estudada, sendo inferior ao objectivo mínimo proposto pelo DL 236/98 (5 mg O<sub>2</sub>/L).

No caso dos compostos de azoto, foi possível obter ajustes razoáveis para as formas de nitratos e nitritos e para o azoto amoniacial (Figura 2), embora não o tenha

sido de forma tão adequada para o azoto orgânico. A curva simulada do N-orgânico indica uma concentração relativamente constante ao longo do troço internacional (0,7 mg/L), embora alguns valores observados, nomeadamente em Cabo e Vila Nova de Cerveira (1,0 e 0,9 mg/L, respectivamente), sejam significativamente superiores. No caso do N-amoniacial, prevê-se uma descida da sua concentração ao longo do rio, em resultado da nitrificação, sendo o valor estimado na foz de 0,01 mg N<sub>am</sub>/L.

A calibração do fósforo (orgânico, inorgânico e total) foi alcançada com sucesso. Os valores observados e previstos são efectivamente muito reduzidos (inferiores a 0,10 mg P/L). Aos 20 km observa-se uma ténue melhoria da qualidade da água para jusante.

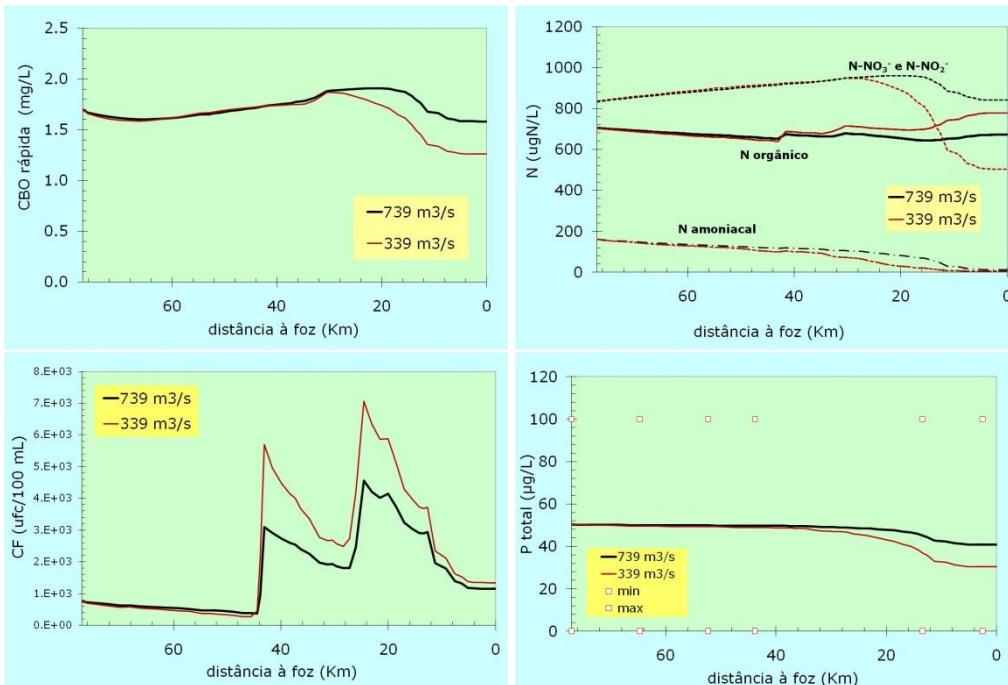
Relativamente à alcalinidade e ao pH, a calibração é bastante aceitável (não ilustrada), conseguindo-se uma boa aproximação aos valores observados. A curva simulada para o pH indica desde o ponto Frieira até à foz uma diminuição ténue (de 7,15 para 6,80).

Relativamente aos coliformes fecais, a calibração foi atingida de forma razoável, com excepção do ponto Alevadas. Os níveis de CF considerados nas descargas foram alterados de forma a tentar que o modelo conseguisse prever o valor de  $3 \times 10^3$  ucf/100 mL verificado nesse ponto e tal não foi conseguido (o que poderá indicar um eventual erro na determinação ou na amostragem). Na restante previsão, atinge-se no troço estudado do Rio Minho uma concentração máxima de CF de  $4,6 \times 10^3$  ucf/100 mL a 25 km da foz (Valença) como resultado das diversas descargas e da afluência Rio Louro. Aos 43-44 km prevê-se também um aumento acentuado do nível de CF (de  $7,3 \times 10^2$  para  $3,3 \times 10^3$  ucf/100 mL). Os valores de CF verificados entre Monção (ou Salvaterra do Minho) e Vila Nova de Cerveira (ou Centinela), indicam um carácter poluído. Devido à falta de representatividade associada à amostragem em Valença, não se dispõe de dados que confirmem a previsão do modelo, embora o elevado valor registado e que não foi usado na simulação ( $8,00 \times 10^4$  ufc/100 mL) confirme o carácter poluído.

## 4.2. Previsão de Cenários

### 4.2.1. Redução do caudal em Frieira

O estudo do caudal como factor influente na qualidade da água do troço internacional do Minho é bastante relevante, no sentido de que depende da barragem de Frieira e, como tal, assume valores muito variáveis. Considerou-se assim o estudo de um cenário em que o caudal no ponto designado por Frieira seria igual a 339 m<sup>3</sup>/s, valor mínimo de caudal registado no mês de Fevereiro de 2010, correspondendo a menos de metade do caudal de 739 m<sup>3</sup>/s utilizado na calibração. A simulação deste cenário encontra-se ilustrada, para alguns parâmetros, nos gráficos da Figura 3.



**Figura 3** – Curvas simuladas para a qualidade da água no troço internacional do Minho para diferentes caudais à entrada do troço estudado.

Com a redução do caudal, o tempo de passagem no troço estudado passou de 1,34 para 1,75 dias. No que se refere ao pH, à temperatura, à condutividade, aos sólidos suspensos inorgânicos e à alcalinidade, a redução do caudal mostrou não interferir de forma significativa. Relativamente à CBO rápida, a jusante de Valença, verifica-se que a redução do caudal induz uma redução da CBO rápida até 21 % (Figura 3) devida à maior capacidade auto-depurativa do rio (maior tempo de passagem). A concentração de azoto orgânico aumenta a jusante dos 40 km, sendo o aumento máximo verificado junto à foz (16 %). Este aumento mantém, ainda assim, o nível de azoto total de *Kjeldahl* dentro dos objectivos ambientais mínimos. A jusante dos 44 km, o nível de coliformes fecais aumenta significativamente, chegando-se a atingir valores de  $7 \times 10^3$  ufc/100 mL. Conclui-se assim que uma redução de caudal prejudica de forma mais notória os indicadores microbiológicos.

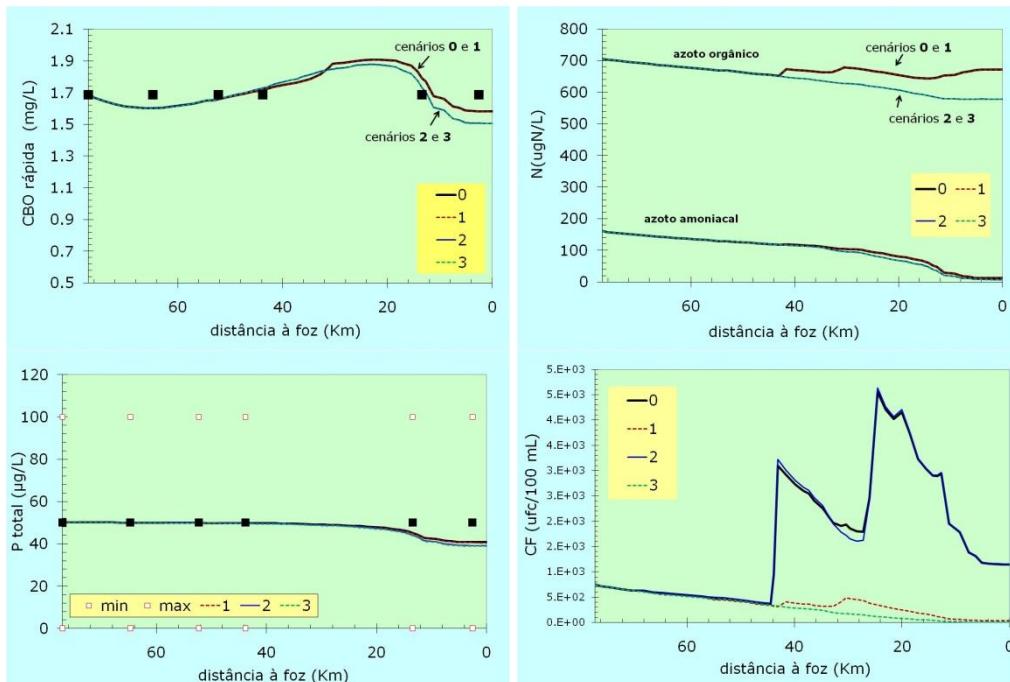
#### 4.2.2. Avaliação do impacte de descargas e dos afluentes

A fim de se poder comparar o efeito das descargas directas no troço do rio Minho estudado e da entrada dos afluentes, simulou-se os 3 cenários seguintes (sendo o **cenário 0** o da calibração):

- **Cenário 1:** considera-se entrada dos afluentes, não se consideram descargas;
- **Cenário 2:** considera-se a entrada de descargas, não se consideram afluentes;
- **Cenário 3:** não se consideram descargas nem afluentes;

Os resultados obtidos, apresentados na Figura 4, mostram que, de uma forma geral e à excepção dos coliformes totais, a qualidade da água no Rio Minho depende essencialmente da qualidade da água dos seus afluentes. Observa-se uma coincidência

entre as curvas simuladas para os cenários 0 e 1, o que demonstra que as descargas consideradas não apresentam relevância significativa. As simulações efectuadas indicam que os afluentes são responsáveis por: (i) ligeiro aumento (7 %) da CBO rápida a jusante dos 31 km (praticamente sem significado atendendo a que os valores de CBO em questão são muito reduzidos, < 2 mg/L) e (ii) aumento (até 14 %) do azoto orgânico a partir dos 43 km, e pelo aumento do azoto amoniacal até 20 %.



**Figura 4** – Curvas simuladas para a qualidade da água no troço internacional do Minho para diferentes caudais à entrada do troço estudado.

As simulações revelaram ainda que para parâmetros como a condutividade, o pH, o fósforo total e a CQO, nem os afluentes nem as descargas assumem influência significativa. A qualidade da água à entrada do troço internacional é, nestes parâmetros, definida pela qualidade a montante. No que se refere aos patogénicos, a situação é diferente. Neste caso, descargas e afluentes assumem efeitos significativos na qualidade microbiológica do rio Minho (Figura 4), com uma maior contribuição das descargas.

## 5. Conclusões

A água no troço internacional do Rio Minho apresenta, de uma forma geral uma boa qualidade físico-química, revelando, no entanto, em Valenca e a jusante, alguns parâmetros que desrespeitam os objectivos ambientais de qualidade mínima. No que se refere a parâmetros microbiológicos, a modelação aplicada ao troço internacional do Rio Minho indica a zona compreendida entre Monção e Vila Nova de Cerveira como uma zona problemática. O nível de coliformes fecais, nesta região, apresenta-se significativamente influenciado pelo caudal à entrada do troço internacional e uma diminuição do caudal (perfeitamente possível nestas circunstâncias) mostrou agravar a

situação. Dos afluentes estudados o Rio Louro foi o que manifestou um carácter mais poluído. De uma forma global, verificou-se que os afluentes têm efeito mais significativo na qualidade físico-química do rio do que as descargas. No que se refere aos parâmetros microbiológicos, as descargas mostraram assumir uma maior influência.

### Referências Bibliográficas

- Chapra, S. e Pelletier, G. (2003), *QUAL2K – a modeling framework for simulating river and stream water quality, Beta version: Documentation and Users manual*.
- Kannel, P. R., Lee, S., Lee, Y.-S., Kanel, S.R. e Pelletier, G.J., Application of automated QUAL2Kw for water quality modeling and management in the Bagmati River, Nepal. Ecological Modelling 202 (3-4), 503-517.
- Mendes, D. (2010), *Aplicação do modelo QUAL2Kw para avaliação de cargas pontuais no Rio Itapanhaú*, Tese de Mestrado. Escola Politécnica de Engenharia de São Paulo, São Paulo, Brasil.
- Pelletier, G. J. e Chapra, C. S., (2008a), *QUAL2Kw – a modeling framework for simulating river and stream water quality: user manual (version 5.1)*. Washington State Department of Ecology, EUA.
- Pelletier, G. J. e Chapra, C. S., (2008b), *QUAL2Kw – a modeling framework for simulating river and stream water quality: theory and documentation (version 5.1)*. Washington State Department of Ecology, EUA.
- Pelletier, G. J., Chapra, C. S. e Tao, H. (2006), *QUAL2Kw – a framework for modeling water quality in streams and rivers using a genetic algorithm for calibration*. Environmental Modelling & Software 21, 419-425.
- Vieira, J. (2007), *Transformações Biogeoquímicas na Bacia Hidrográfica do Rio Lis*, Tese Doutoramento. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- .

## Variação e dinâmica da população de cianobactérias no estuário do rio Minho

Cristiana Moreira<sup>1,2</sup>, António Martins<sup>1</sup>, Vitor Vasconcelos<sup>1,2</sup> & Agostinho Antunes<sup>1</sup>

<sup>1</sup>CIMAR/CIIMAR/ Laboratório de Ecotoxicologia, Genómica e Evolução, Universidade do Porto, Rua dos Bragas, 289 4050-123 Porto, Portugal

<sup>2</sup>Departamento de Biologia, Faculdade de Ciências, Universidade do Porto, Rua do Campo Alegre, 4169-007 Porto, Portugal

Email: [cmoreira@ciimar.up.pt](mailto:cmoreira@ciimar.up.pt)

### Resumo

As cianobactérias são microrganismos procarióticos que apresentam um elevado risco para os ecossistemas aquáticos pela formação de florescências sob condições eutrofizadas e, pela produção de metabolitos secundários com potencial tóxico (microcistinas e cilindrospermopsina). De distribuição mundial e presente em todos os tipos de habitats aquáticos (água doce, salgada e estuarino) o ecossistema do Rio Minho não é excepção. A sua população de cianobactérias já foi previamente caracterizada sendo os géneros mais frequentes *Microcystis* spp., *Anabaena* spp., *Aphanizomenon* spp. entre outros bem como a presença de toxicidade por microcistinas. No entanto e, até ao momento, nenhum estudo sobre a dinâmica e variação populacional de cianobactérias foi efectuado. Assim sendo entre Abril e Setembro de 2010 foram feitas amostragens em três pontos compreendidos entre Valença (a montante) e Vila Nova de Cerveira (a jusante). Em cada ponto de amostragem recolheram-se amostras de água para quantificação de cianobactérias e de microcistinas. O uso da técnica de Real-time PCR, em conjunto com primers já previamente descritos, permitiu a quantificação do número total de cianobactérias, bem como da fracção correspondente à população de *Microcystis* spp., permitindo assim estimar a sua proporção em função do número total de cianobactérias. A presença e quantificação de microcistinas, por sua vez, foi feita com recurso à técnica de ELISA. Os resultados obtidos apontam para um aumento da população de cianobactérias nos meses de Verão com a população a variar entre um mínimo de  $2.67 \times 10^3$  cel/L e um máximo de  $1.97 \times 10^5$  cel/L. A população de *Microcystis* spp. foi apenas detectada em alguns dos pontos de amostragem sendo a variação da sua proporção entre 0.004% e 50%. Foi, ainda, detectada a presença de microcistinas neste troço do estuário.

Este trabalho foi realizado no âmbito da Bolsa de Doutoramento atribuída pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (Ref. SFRH/BD/47164/2008) e, financiado pelos fundos dos projectos da Fundação para a Ciência e Tecnologia (Ref. PDTC/AMB/67075/2006 e Ref. PTDC/AAC-AMB/104983/2008).

## **Evolución temporal, vectores y distribución de las especies exóticas dulceacuícolas de la parte española del Baixo Miño.**

Rivas, S.<sup>1,2</sup>, Vieira-Lanero, R<sup>1</sup>, Servia, M. J.<sup>3</sup>, Barca, S.<sup>1,2</sup>, Couto, M. T.<sup>1,2</sup>, Sánchez, J.<sup>1,2</sup>, Nachón, D.<sup>1,2</sup>, Silva, S.<sup>1,2</sup>, Gómez-Sande, P.<sup>1,2</sup>, Morquecho, C.<sup>1,2</sup>, Lago, L.<sup>1,2</sup> y Cobo, F.<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>*Estación de Hidrobiología “Encoro do Con” Universidad de Santiago de Compostela. Castroagudín-Cea. 36617 Vilagarcía de Arousa. Pontevedra.*

<sup>2</sup>*Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Facultade de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela.*

<sup>3</sup>*Departamento de Biología Animal, Biología Vexetal e Ecoloxía. Facultade de Ciencias. Facultade de Ciencias. Campus da Zapateira s/n. Universidad da Coruña, 15008 A Coruña.*

e-mail: sheila.rivas@usc.es

### **Resumen**

La revisión bibliográfica y las observaciones realizadas durante el verano de 2010 en 24 localidades de muestreo situadas en el cauce principal del río Miño y en 16 afluentes de la parte española nos ha permitido hacer una relación de 19 especies exóticas presentes en el Baixo Miño: 6 especies de Invertebrados (principalmente Moluscos), 11 de Vertebrados (principalmente peces), y dos macrófitas.

El análisis temporal de las apariciones de estas especies muestra el importante papel que juega el río Miño como vía de introducción de muchas de estas especies en Galicia. Sin embargo, la ausencia de datos históricos concretos sobre los lugares correspondientes a la primera cita (y, generalmente, también a las posteriores) imposibilita reconstruir su evolución temporal en la zona desde ese momento hasta la actualidad.

El principal vector de introducción de estas especies está relacionado principalmente con el comercio de animales y plantas para acuariofilia y jardinería (ornamental).

### **Introducción**

En los últimos años, la comunidad científica le está prestando más atención al tema de las invasiones biológicas en los medios acuáticos, puesto que tiene un gran impacto sobre los ecosistemas. Por otro lado, es una de las principales amenazas de la biodiversidad en todo el mundo, constituyendo además un riesgo para la conservación de la diversidad nativa.

La zona del Baixo Miño también está sufriendo este problema desde hace bastantes años, ya que en sus aguas encontramos poblaciones establecidas de varias especies exóticas.

Para ayudar a la gestión y a la conservación de los ecosistemas de agua dulce, es importante la realización de estudios a cerca de la presencia y la distribución de las especies invasoras, sobre todo en aquellas zonas que presentan una alta diversidad y una gran cantidad de especies endémicas, como es el caso del río Miño.

Por otra parte, el conocimiento de los mecanismos de invasión de estas especies exóticas, protegería a los medios acuáticos de los impactos producidos por las invasiones futuras.

Es por esto que para mejorar el conocimiento de las especies exóticas dulceacuícolas en el Baixo Miño, en este estudio examinamos el número y la distribución de los invertebrados, vertebrados y macrófitas alóctonos establecidos en esta zona,

consultando la literatura científica publicada y en base a los datos obtenidos en los muestreos realizados por nuestro equipo de investigación durante el verano del año 2010.

### **Material y Métodos**

El área de estudio se corresponde con el Baixo Miño, que engloba los, aproximadamente, 76 km de cauce principal del río Miño que hay entre la presa de A Frieira y la desembocadura, junto con sus afluentes españoles.

En la tabla 1, se muestra un listado de las estaciones de muestreo; en total son 25 localidades, de las que 2 se hallan en el curso principal del Miño y el resto se reparten en 14 de los principales afluentes españoles de forma desigual en función del rango hidráulico de cada río. El periodo de trabajo abarcó todo el verano del año 2010.

Además de las observaciones llevadas a cabo por el equipo investigador, los datos utilizados para la realización de este trabajo provienen también de una exhaustiva revisión de la bibliografía científica, trabajos de investigación y publicaciones elaboradas por las administraciones públicas.

Río	Localidad	Estación
Barxas	Ponte Barxas	Bar1
Caselas	Entenza	Cas1
das Udencias	Pozas da Cabana	Ud 1
Deva	Mourentán	Dev1
Deva	Ponte Pintelos	Dev2
Furnia	Furnia	Fur1
Furnia	Sobrada	Fur2
Hospital	Barrio da Ponte	Hos1
Hospital	Barrio Tomada	Hos2
Louro	A Gándara	Lou1
Louro	Veigadana	Lou2
Miño	Charca de Caldelas	Miñ2
Pego	Estás	Peg1
Ribadil	Ponte Ribadil	Rib1
Tamuxe	Acevedo	Tam2
Tamuxe	O Rosal	Tam1
Tea	Devesa	Tea1
Tea	Freixa	Tea2
Tea	A Ponte	Tea3
Tea	Tea	Tea4
Termes	Ponte de Vide	Ter1
Tripes	Circos	Tri2
Tripes	Tui	Tri1
Uma	Abelleira	Uma1

Tabla 1. Localidades estudiadas por río y su correspondiente codificación.

## **Resultados**

Tal y como se puede observar en las Tablas 2, 3 y 4, se han registrado las citas de 19 especies exóticas dulceacuícolas naturalizadas en el Baixo Miño. En ellas las especies se organizan por grupos y se hace referencia a la primera cita de la especie, tanto en Galicia como en el Baixo Miño, y a las localidades en las que son citadas.

De estas 19 especies, 6 pertenecen a diversos grupos de Invertebrados (destacando en número los Moluscos; tabla 2), 11 son Vertebrados (principalmente peces; tabla 3), y 2 son macrófitas (Tabla 4).

INVERTEBRADOS				
Especie	Primer registro		Referencia	Localidades en el Baixo Miño
	Galicia	Baixo Miño		
<b>CNIDARIA</b>				
<i>Cordylophora caspia</i> (Pallas, 1771)	2006	2006	González & Cobo, 2006.	Tramo final del río Miño (Tui).
<b>PLATYHELMINTHA</b>				
<i>Girardia tigrina</i> (Girard, 1850)	2006	2006	González & Cobo, 2006 (como <i>Dugesia tigrina</i> ).	Curso bajo del río Miño.
<b>MOLLUSCA</b>				
<i>Corbicula fluminea</i> (Müller, 1774)	1989	1989	Araujo <i>et al.</i> , 1993.	Goián (Pontevedra).
		1991	Antunes & Weber, 1996.	Río Miño (Lat. 41°58' Alt. 8°42').
		1994	Rolán & Otero-Schmitt, 1996.	Desembocadura del río Miño (41°52' N 8°52'W).
		2004	Sousa <i>et al.</i> , 2005.	16 estaciones en canal principal
		2005	Sousa <i>et al.</i> , 2007.	3 estaciones en canal principal.
		2006	Sousa <i>et al.</i> , 2008a.	En el canal principal.
		2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008b.	En el canal principal.
		2008	Ayres, 2008.	Gándaras de Budiño.
		2010	Estación de Hidrobiología.	Río Miño (estuario).
<i>Physella acuta</i> (Draparnaud, 1805)	1932		Pardo, 1932 (como <i>Physa acuta</i> ).	
		2004	Sousa <i>et al.</i> , 2005 (como <i>Physa acuta</i> ).	3 estaciones en el canal principal.
		2005	Sousa <i>et al.</i> , 2007.	3 estaciones en el canal principal.
		2006	Sousa <i>et al.</i> , 2008a.	Río Miño (estuario).
		2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008b.	Baixo Miño.
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Gray, 1853)	1963		Lucas, 1963 (como <i>Hydrobia jensinkii</i> ).	Río Miño (de Goián a la desembocadura del Tamuxe) y afluentes.
		2004	Rolán, 2004.	Río Miño (estuario).
		2004	Sousa <i>et al.</i> , 2005.	Río Miño (estuario).
		2005	Sousa <i>et al.</i> , 2007.	Río Miño (estuario).
		2006	Sousa <i>et al.</i> , 2008a.	Río Miño (estuario).
		2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008b.	Baixo Miño.
		2010	Estación de Hidrobiología.	Canal principal y ríos Caselas y Triipes.
<b>CRUSTACEA</b>				
<i>Procambarus clarkii</i> (Girard, 1852)	Años 80		Datos propios.	
	1996 - 2002		Cordero & Ayres, 2004.	Gándaras de Budiño.
		2006	González & Cobo, 2006.	Gándaras de Budiño y afluentes del Miño.
		2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008b.	Varias estaciones en el canal principal.
		2010	Estación de Hidrobiología.	Canal principal y ríos Hospital, Louro y Triipes.

Tabla 2: Lista de las especies de invertebrados introducidas en el Baixo Miño.

Entre las 11 especies de Vertebrados se incluye *Gobio lozanoi*, que realmente es una especie translocada de otras áreas de la Península Ibérica al Baixo Miño (tabla3).

Especie	VERTEBRADOS			
	Primer registro Galicia	Baixo Miño	Referencia	Localidades en el Baixo Miño
<b>PISCES</b>				
	XVII		Doadrio, 2001.	
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)		1992	Hernando & Soriguer, 1992.	Baixo Miño (no especifican localidades).
		1991-1997	Hervella & Caballero, 1999	Canal principal y río Tea (presente, pero no registrada en ese inventario).
		2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008b.	Baixo Miño (no especifican localidades).
		2009	García <i>et al.</i> , 2009.	Gándaras de Budiño y Ribeiras del río Louro.
		2010	Estación de Hidrobiología.	Charca Caldelas de Tui.
	XVIII		Hervella & Caballero, 1999.	
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758		1992	Hernando & Soriguer, 1992.	Baixo Miño (no especifican localidades).
		2007	De la Cigoña & De la Cigoña, 2007.	Río Miño y sus afluentes.
		2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008b.	Baixo Miño (no especifican localidades).
		2009	García <i>et al.</i> , 2009.	Gándaras de Budiño y Ribeiras del Louro.
		2010	Estación de Hidrobiología.	Charca Caldelas de Tui.
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	1992	1992	Hernando & Soriguer, 1992.	Baixo Miño (no especifican localidades).
		2007	De la Cigoña & De la Cigoña, 2007.	Varios lugares del Baixo Miño, Gándaras de Budiño.
<i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859)	Prios XX		Xunta de Galicia, 2008.	
		1992	Hernando & Soriguer, 1992.	Baixo Miño (no especifican localidades).
		2007	De la Cigoña & De la Cigoña, 2007.	Baixo Miño (no especifican localidades).
		2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008b.	Baixo Miño (no especifican localidades).
		2010	Estación de Hidrobiología.	Charca Caldelas de Tui y río Tripes.
		1992	Hernando & Soriguer, 1992.	Baixo Miño (no especifican localidades).
<i>Gobio lozanoi</i> Doadrio & Madeira, 2004		1991-1997	Hervella & Caballero, 1999 (como <i>Gobio gobio</i> ).	Río Tea.
		2004	Doadrio & Madeira, 2004.	Canal principal, de A Frieira a la desembocadura.
		2004	Fernández de la Cigoña, 2004 (como <i>Gobio gobio</i> ).	Estuario del Miño y río Tea; playas de Freixa, Ponte das Partidas (Ponteareas) y Salvaterra do Miño.
		2007	De la Cigoña & De la Cigoña, 2007.	Baixo Miño (no especifican localidades).
		2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008b.	Baixo Miño (no especifican localidades).
		2010	Estación de Hidrobiología.	Ríos Furnia, Hospital, Deva, Louro, Pego y Tripes.

	2005	Comesaña & Ayres, 2009.	
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	2007	De la Cigoña & De la Cigoña, 2007.	Baixo Miño (no especifican localidades) (Antunes com. per.).
	2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008b.	Baixo Miño (no especifican localidades).
	1982	Callejo <i>et al.</i> , 1982.	
	1992	Hernando & Soriguer, 1992.	Baixo Miño (no especifican localidades).
	1996 - 2002	Cordero & Ayres, 2004.	Gándaras de Budiño.
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacépède, 1802)	1997	Ayres & Cordero, 2007.	Gándaras de Budiño.
	1999	Hervella & Caballero, 1999.	Canle principal.
	2007	De la Cigoña & De la Cigoña, 2007.	Afluentes del Miño. Gándaras de Budiño.
	2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008b.	Baixo Miño (no especifican localidades).
	2010	Estación de Hidrobiología.	Charca Caldelas de Tui.
	1982	Callejo <i>et al.</i> , 1982.	
	1992	Hernando & Soriguer, 1992.	Baixo Miño (no especifican localidades).
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	2007	De la Cigoña & De la Cigoña, 2007.	Presente en lugares muy concretos de la cuenca del Miño.
	2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008b.	Baixo Miño (no especifican localidades).
	> 1991	Hervella & Caballero, 1999.	Río Ulla
<i>Tinca tinca</i> Linnaeus, 1758	2007	De la Cigoña & De la Cigoña, 2007.	Parte media del Baixo Miño, entre A Frieira y la desembocadura del Tea
	2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008b.	Baixo Miño (no especifican localidades).
<b>REPTILIA</b>			
	1996	1996 - 2002	Cordero & Ayres, 2004.
<i>Trachemys scripta</i> (Schoepf, 1792)	1999	Galán, 1999.	Baixo Miño (no especifican localidades).
	2001	Ayres, 2001.	Canal principal y Gándaras de Budiño.
	2010	Estación de Hidrobiología.	Gándaras de Budiño.
<b>MAMMALIA</b>			
	1960	Vidal-Figueroa & Delibes, 1987.	
	1990 -	Palazon & Ruiz-Olmo, 1997	Baixo Miño (no especifican localidades).
	1992	Ministerio de Medio Ambiente.	Baixo Miño (no especifican localidades).
<i>Neovison vison</i> (Schreber, 1777)	1999	Bravo & Bueno, 1999.	Baixo Miño (no especifican localidades).
	2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008b.	Baixo Miño (no especifican localidades).
	2009	García <i>et al.</i> , 2009.	Gándaras de Budiño y Ribeiras del río Louro.
	2010	Estación de Hidrobiología.	Charca Caldelas de Tui

Tabla 3: Lista de las especies de Vertebrados introducidas en el Baixo Miño.

<b>MACRÓFITAS</b>				
<b>Especie</b>	<b>Primer registro</b>		<b>Referencia</b>	<b>Localidades en el Baixo Miño</b>
	<b>Galicia</b>	<b>Baixo Miño</b>		
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	<1993 2003 2006 2007	<1993 2003 2006 2007	Gómez Vigide <i>et al.</i> 2005 Pino <i>et al.</i> 2007 Servia <i>et al.</i> , 2006 Fagúndez Barrada, 2007	Tui, Páramos. Tui, Baldráns. Tui. Tui y Tomiño.
<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Velloso) Verdc.	1971	Lainz, 1971	Cirujano, 1997	Río Miño; de A Frieira a la desembocadura.

Tabla 4: Lista de las especies de macrófitas introducidas en el Baixo Miño.

Según la bibliografía que se cita en este trabajo, la llegada de muchas de estas especies al Baixo Miño se ha producido de forma intencionada, como es el caso de las especies de interés deportivo y para consumo humano, el comercio de plantas ornamentales y animales para acuarios y estanques, y a través de la acuicultura. Sin embargo, otras han sido introducidas de forma accidental: a través de las aguas de lastre y refrigeración de los motores, como fauna y flora asociadas al comercio de plantas de acuario, o mediante las actividades de recreo y el transporte. Así, según su vector de introducción en el Baixo Miño, el 57% de estas 19 especies han llegado a través del comercio relacionado con la acuariofilia, el 43% asociadas a la pesca deportiva, y el 24% al transporte fluvial, siendo los mecanismos menos frecuentes, la acuicultura y las aguas de lastre y refrigeración de motores, con un 19% y un 14% respectivamente (figura 1).

### **Vector de introducción de especies exóticas en el Baixo Miño (%)**



Figura 1: Porcentaje de las especies exóticas presentes en el Baixo Miño según sus vectores de introducción.

Por otro lado, el primer registro de la especie en el Baixo Miño coincide con el primer registro para Galicia en, aproximadamente, un tercio de las especies citadas en las tablas anteriores (figura 2), lo que convierte al río Miño en una de las principales vías de entrada de estas especies en Galicia.

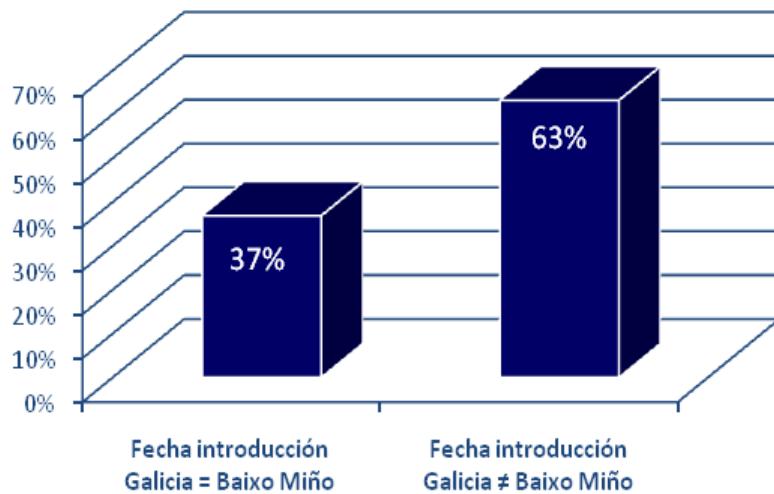


Figura 2: Porcentaje de especies exóticas presentes en el Baixo Miño según coincide o no la fecha de introducción en el Baixo Miño con la de introducción en Galicia.

Esto concuerda con un estudio publicado recientemente por Cobo *et al.* (2010) donde se muestra que el retraso en la entrada de las especies exóticas en la Península Ibérica con respecto a Galicia al inicio del siglo XX era aproximadamente de 80-100 años, siendo en la actualidad casi simultánea (figura 3).

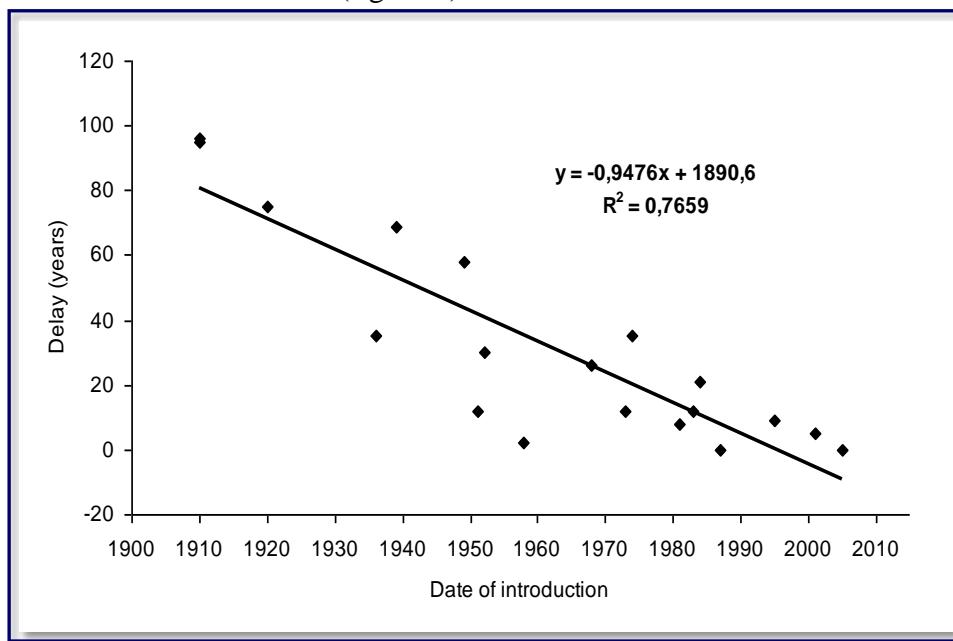


Figura 3: Relación entre la fecha de la primera introducción de las especies exóticas de agua dulce en la Península Ibérica y el retraso de su introducción en Galicia (en años). Tomado de Cobo *et al.* 2010.

Solo algunos autores especifican con exactitud en el texto el punto donde se observó la presencia de un determinada especie (véase tablas 2-4), lo que no permite realizar una reconstrucción de su evolución temporal desde su primera cita hasta la actualidad. Sin embargo, teniendo en cuenta las características ecológicas de estas especies y el tiempo que ha transcurrido desde su primera cita, y a la vista de los resultados de los muestreos

realizados en este estudio, se puede afirmar que todas las especies citadas se encuentran establecidas en el Baixo Miño.

### Conclusiones

El río Miño es una de las principales vías de entrada de las especies exóticas en Galicia. Urge conocer mejor los mecanismos de introducción y dispersión de estas especies para combatirlos con más eficacia. A este respecto, el comercio relacionado con la acuariofilia/jardinería se manifiesta como el principal mecanismo de introducción de especies invasoras en el área del Baixo Miño, ya que existe un volumen de comercio importante relacionado con estas especies. Además, el buen clima existente en esta zona ayuda al establecimiento de muchas especies debido a que, la gran mayoría, provienen de zonas tropicales y subtropicales y prefieren aguas templadas. Es esencial la regulación de este comercio, puesto que en hoy en día sigue siendo muy fácil encontrar en los establecimientos de jardinería y animales de compañía muchas de estas especies. Finalmente, en las publicaciones donde se registran las primeras citas de estas especies convendría georreferenciar de alguna manera precisa las zonas donde aparecen para, posteriormente, poder conocer en detalle su evolución temporal en los ecosistemas invadidos.

### Agradecimientos

Este trabajo fue realizado en las instalaciones de la Estación de Hidrobiología “Encoro do Con” de la USC situada en Vilagarcía de Arousa con financiación del proyecto “INTERREG IV: Valorización dos recursos naturais da bacia hidrográfica do Miño-Minho”.

### Bibliografía

- ANTUNES, C. & WEBER, M. 1996. The glass eel fishery and the bycatch in the Rio Minho after one decade (1981-1982 and 1991-1992). *Arch. Pol. Fish.*, 4: 131-139.
- ARAUJO, R., MORENO, D. & RAMOS, M. A. 1993. The asiatic clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bivalvia: Corbiculidae) in Europe. *Am. Malacol. Bull.*, 10: 39-49.
- AYRES, C. 2001. La situación de *Trachemys scripta elegans* en Galicia. Informe no publicado. AHE, Vigo.
- AYRES, C. 2008. A new record of Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in Galician (Iberina Peninsula) – Ribeiras do Louro e Gándaras de Budiño wetland. *Aquat. Invas.*, 3(4): 439-440.
- AYRES, C. & CORDERO, A. 2007. Site tenacity in European pond turtle (*Emys orbicularis*) hatchlings in N.W. Spain. *Amphibia-Reptilia*, 28: 144-147.
- BRAVO, C. & BUENO, F. 1999. Visón americano, *Mustela vison* Schreber, 1777. *Galemys*, 11(2): 3-16.
- CALLEJO, A., CALVIÑO, F. & GUITIÁN, J. 1982. Datos provisionales sobre la distribución de los ciclóstomas y peces en las aguas continentales de Galicia. *Bol Est Cent Ecol* 11(21):49-54
- COBO, F., VIEIRA-LANERO, R., REGO, E. & SERVIA, M. J. 2010. Temporal trends in non-indigenous freshwater species records during the 20th century: a case study in the Iberian Peninsula. *Biodivers. Conserv.*, 19: 3471-3487.

- COMESAÑA, J. & AYRES, C. 2009. New data on the distribution of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* and largemouth bass *Micropterus salmoides*, and of non endemic Iberian gudgeon *Gobio lozanoi* in the Galicia region (NW Spain). *Aquat. Invas.*, 4(2): 425-427.
- CORDERO, A. & AYRES, C. 2004. A management plan for the European pond turtle (*Emys orbicularis*) populations of the Louro river basin (Northwest Spain). *Biol. Bratislav.*, 59(14): 161-171.
- DE LA CIGOÑA, E. F. 2004. O gobio de río *Gobio gobio* e o seu espallamento ó longo dos ríos Tea (Pontevedra), Avia e Arnoia (Ourense), afluentes todos do Miño. En: *A voltas coa fauna galega*. Colección Natureza Galega, XVIII: 21-30. Asociación Galega para a Cultura e a Ecoloxía (AGCE), Mos. 131 pp.
- DE LA CIGOÑA, E. F. & DE LA CIGOÑA, E. K. 2007. *Peixes dos nosos mares e ríos*. Colección Natureza Galega, XXII: 168-178. Asociación Galega para a Cultura e a Ecoloxía (AGCE), Mos. 189 pp.
- DOADRIO, I. 2001. *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. 364 pp.
- DOADRIO, I. & MADEIRA, M. J. 2004. A new species of the genus *Gobio* Cuvier, 1816 (Actynopterigi, Cyprinidae) from the Iberian Peninsula and southwestern France. *Graellsia*, 60: 107-116.
- GALÁN, P. 1999. *Conservación de la Herpetofauna Gallega*. Universidade da Coruña, Servicio de Publicaciones, A Coruña. 289.
- GARCÍA, P., AYRES, C. & MATEOS, I. 2009. Seasonal changes in American mink (*Mustela vison*) signs related to Eurasian otter (*Lutra lutra*) presence. *Mammalia*, 73: 253-256.
- GONZÁLEZ, M. A. & COBO, F. 2006. *Macroinvertebrados de las aguas dulces de Galicia*. Hércules de Ediciones, A Coruña. 173 pp.
- HERNANDO, J. A. & SORIGUER, M. C. 1992. Biogeography of the freshwater fish of the Iberian Peninsula. *Limnetica*, 8: 243-253.
- HERVELLA, F. & CABALLERO, P. 1999. *Inventario piscícola de los ríos gallegos*. Consellería de Medio ambiente. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
- LUCAS, A. 1963. *Hydrobia jenkinsi* (Smith) dans la région Cantabrique (Espagne). *Bull. Cen. Etud. Rech. Sci. Biarritz.*, 4(4): 375-378.
- PALAZÓN, S. & RUÍZ-OLMO, J. 1997. El visón europeo (*Mustela lutreola*) y el visón americano (*Mustela vison*) en España: Estatus, biología y problemática. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente.
- PARDO, L. 1932. Datos para el estudio de la fauna hidrobiológica española. *Bol. Caza y Pesca*, 9(IV): 327.
- ROLÁN, E. 2004. Sobre una peculiar población de *Potamopyrgus antipodarum* en el tramo final del río Miño. *Noticiario SEM*, 42: 50-53.
- ROLÁN, E. & OTERO SCHMITT, J. 1996. *Guía dos moluscos de Galicia*. Ediciones Galaxia, Vigo. 318 pp.
- SOUZA, R., ANTUNES, C. & GUILHERMINO, L. 2007. Species composition and monthly variation of the Mollusca fauna in the freshwater subtidal area of the River Minho estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 75: 75-100.
- SOUZA, R., DIAS, S., FREITAS, V. & ANTUNES, C. 2008a. Subtidal macrozoobenthic assemblages along the River Minho estuarine gradient (north-west Iberian Peninsula). *Aquatic. Conserv: Freshw. Ecosyst.*, 18: 1063-1077.
- SOUZA, R., DIAS, S., GUILHERMINO, L. & ANTUNES, C. 2008b. Minho River tidal freshwater wetlands: threats to faunal biodiversity. *Aquat. Biol.*, 3: 237-250.

- SOUZA, R., GUILHERMINO, L. & ANTUNES, C. 2005. Molluscan fauna in the freshwater tidal area of the River Minho estuary, NW of Iberian Peninsula. *Ann. Limnol.- Int. J. Lim.*, 41(2): 141-147.
- VIDAL-FIGUEROA, T. & DELIBES, M. 1987. Primeros datos sobre el visón americano (*Mustela vison*) en el suroeste de Galicia y noroeste de Portugal. *Ecología*, 1:145-152.
- XUNTA DE GALICIA 2008. *Plan galego de ordenación dos recursos piscícolas e ecosistemas acuáticos continentais*.112 pp.

## Datos poblacionales y biométricos de las especies de peces introducidas en los afluentes de la margen española del Baixo Miño

Servia, M.J.<sup>1\*</sup>, Vieira-Lanero, R.<sup>2</sup>, Barca, S.<sup>2,3</sup>, Couto, M.T.<sup>2,3</sup>, Rivas, S.<sup>2,3</sup>, Sánchez, J.<sup>2,3</sup>, Nachón, D.<sup>2,3</sup>, Silva, S.<sup>2,3</sup>, Gómez-Sande, P.<sup>2,3</sup>, Morquecho, C.<sup>2,3</sup>, Lago, L.<sup>2,3</sup> & Cobo, F.<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecoloxía. Facultade de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira s/n. 15008 A Coruña, España.

<sup>2</sup>Estación de Hidrobiología “Encoro do Con”, Universidade de Santiago de Compostela. Castroagudín s/n, 36617 Vilagarcía de Arousa, Pontevedra, España.

<sup>3</sup>Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Sur s/n, 15782 Santiago de Compostela, España.  
e-mail: mservia@udc.es

### Resumen

Se presentan en esta comunicación algunos datos poblacionales y biométricos de varias especies de peces alóctonas introducidas en los afluentes de la margen española del Baixo Miño y en su cauce principal.

Se destaca la presencia de *Gobio lozanoi* Doadrio & Madeira, 2004, especie probablemente translocada desde otras cuencas de la Península Ibérica, cuya presencia ha sido constatada en siete afluentes: el río Deva (localidad de Mourentán), río Furnia (Furnia), río Hospital (Barrio da Ponte y Barrio Tomada), río Louro (Veigadana), río Pego (Estás), río Tea (Devesa) y en el río Tripe (Tui). Los valores de densidad de esta especie van desde los 0.004 ind/m<sup>2</sup> obtenidos en la localidad de Veigadana (río Louro) hasta los 0.113 ind/m<sup>2</sup> de la localidad de Estás (río Pego). En cuanto a la biomasa, los valores oscilaron entre los 0.02 g/m<sup>2</sup> registrados en la localidad de Veigadana (río Louro) y los 1.50 g/m<sup>2</sup> de la localidad de Furnia (río Furnia). Estos valores muestran la mayor presencia de esta especie en los cursos bajos de los afluentes del tramo más cercano a la desembocadura del río Miño.

En total se obtuvieron datos biométricos de 55 individuos, que presentaron una longitud y peso medios ( $\pm$  error típico) de  $9.29 \pm 0.26$  cm y  $12.89 \pm 1.19$  g respectivamente (rango de longitud: 5.6-13.9 cm, rango de peso: 2.3-36 g). Además se determinó la edad de los individuos mediante el “Método de Petersen” de análisis de frecuencias de longitudes.

Se ha constatado además la presencia de *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802) y *Gambusia affinis* (Girard, 1859) en diversos medios lóticos naturales y artificiales del área de estudio, aunque la dificultad de captura en dichos medios hace que únicamente se hayan podido medir y pesar 25 ejemplares de *Micropterus salmoides* en la charca de Caldelas (Caldelas de Tui), en un recodo del cauce principal. Estos individuos presentaron una longitud y peso medio ( $\pm$  error típico) de  $17.66 \pm 0.63$  cm y  $87.36 \pm 15.67$  g respectivamente (rango de longitud: 14.2-27.5 cm, rango de peso: 37-400 g).

### Introducción

Galicia presenta un menor número de especies introducidas en sus medios acuáticos continentales que el resto de la Península Ibérica (81 especies de vertebrados, invertebrados y plantas citados en la Península Ibérica frente a 33 de Galicia, COBO ET AL., 2010). Este mismo hecho se repite en el caso de los peces, ya que para este grupo COBO ET AL. (2010) citan un total de 30 especies introducidas en la Península Ibérica y únicamente 9 en Galicia. De éstas, en el Baixo Miño se ha constatado la presencia de 6 especies exóticas [trucha arcoiris (*Oncorhynchus mykiss*), gambusia (*Gambusia holbrookii*), carpa (*Cyprinus carpio*), carpín (*Carassius auratus*), black-bass (*Micropterus salmoides*) y tenca (*Tinca tinca*)] y una translocada de otras cuencas de la

Península Ibérica, el gobio (*Gobio lozanoi*) (ANTUNES & RODRIGUES, 2004; SOUSA ET AL., 2008). Además, se ha citado la presencia de la perca sol (*Lepomis gibbosus*) y del lucio (*Esox lucius*) (HERNANDO & SORIGUER, 1992; DE LA CIGOÑA & DE LA CIGOÑA, 2007; SOUSA ET AL., 2008), aunque en el momento actual no parece probable que estas dos especies se hayan establecido en el área (ANTUNES, com. pers.). Por ello, debido a la escasez de datos poblacionales de las especies de peces introducidas en Galicia, en este trabajo realizamos una caracterización poblacional y biométrica de alguna de las especies presentes en los afluentes de la margen española del Baixo Miño, así como en su curso principal.

### **Material y Métodos**

Durante el período junio - agosto de 2010 se llevó a cabo una campaña de muestreos en los afluentes de la margen española y el cauce principal del Baixo Miño. En total se tomaron muestras en 23 localidades de 14 afluentes, así como en dos puntos del cauce principal (véase localización de las localidades las Figuras 1 y 2). El muestreo de peces se realizó mediante pesca eléctrica siguiendo la norma UNE-EN 14011:2003(E) (Comité Técnico AEN/TC230 “*Calidad del agua - Muestreo de peces con electricidad*”), de manera semicuantitativa, con el uso de pasadas múltiples (3 pasadas) sin devolución por unidad de esfuerzo constante. Se registró el peso y la longitud furcal de todos los ejemplares.

De entre las especies introducidas, durante los muestreos destacó, por su abundancia, el gobio (*Gobio lozanoi*). La estructura de la población de esta especie se estableció mediante el análisis de clases de talla de 0.5 cm y en clases de edad, siguiendo el análisis de cohortes por distribución de frecuencias. Además se determinó la edad de los individuos mediante el “Método de Petersen” (PETERSEN, 1892) de análisis de frecuencias de longitudes. También se calculó la biomasa total específica mediante el modelo de LESLIE & DAVIS (1939).

Complementariamente fueron pesados y medidos diversos ejemplares de black-bass (*Micropterus salmoides*), especie originaria de Norteamérica. Esta especie está presente en diversos medios lóticos del área, pero únicamente pudo ser capturada en un recodo del curso principal.

### **Resultados y Discusión**

En total se capturaron 55 individuos de *Gobio lozanoi*, cuya presencia fue constatada en siete afluentes: el río Deva (localidad de Mourentán), río Furnia (Furnia), río Hospital (Barrio da Ponte y Barrio Tomada), río Louro (Veigadana), río Pego (Estás), río Tea (Devesa) y en el río Tripes (Tui). Los individuos presentaron una longitud y peso medios ( $\pm$  error típico) de  $9.29 \pm 0.26$  cm y  $12.89 \pm 1.19$  g respectivamente (rango de longitud: 5.6-13.9 cm, rango de peso: 2.3-36 g). Los valores de densidad de esta especie (Figura 1) van de los  $0.004 \text{ ind/m}^2$  obtenidos en la localidad de Veigadana (río Louro) a los  $0.113 \text{ ind/m}^2$  de la localidad de Estás (río Pego). En cuanto a la biomasa (Figura 2), los valores oscilaron entre los  $0.02 \text{ g/m}^2$  registrados en la localidad de Veigadana (río Louro) y los  $1.50 \text{ g/m}^2$  de la localidad de Furnia (río Furnia). Las características biométricas por localidad se muestran en la Tabla I. Los resultados indican la mayor

presencia de esta especie en los cursos bajos de los afluentes del tramo más cercano a la desembocadura del río Miño. En la Figura 3 se muestra la estructura estimada de la población en cuanto a clases de edad. (LOBÓN-CERVIÁ *ET AL.*, 1991; MIÑANO *ET AL.* 2003).

En general los valores de longitud y peso son similares a los obtenidos por LOBÓN-CERVIÁ *ET AL.* (1991) en los ríos Ucero, Moros y Matarraña, en la región central de España, donde las longitudes registradas superaron los 110 mm. Sin embargo, MIÑANO *ET AL.* (2003) registran únicamente ejemplares de un tamaño máximo de 101 mm en la cuenca del Segura. Por el contrario, la estructura de edades es similar a la observada en ambos trabajos.

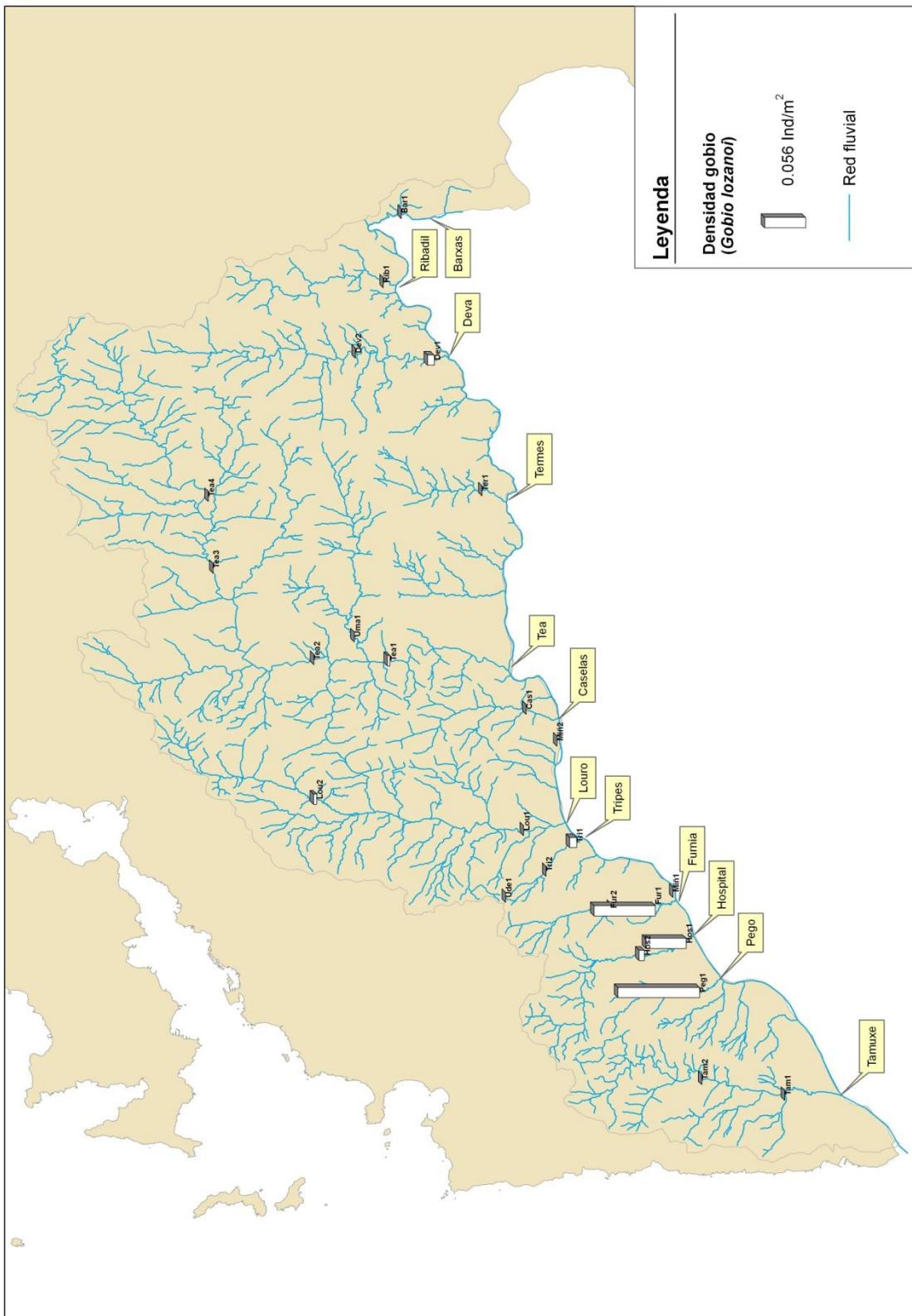


Figura 1. Densidad de *Gobio lozano* en los afluentes españoles del río Miño.

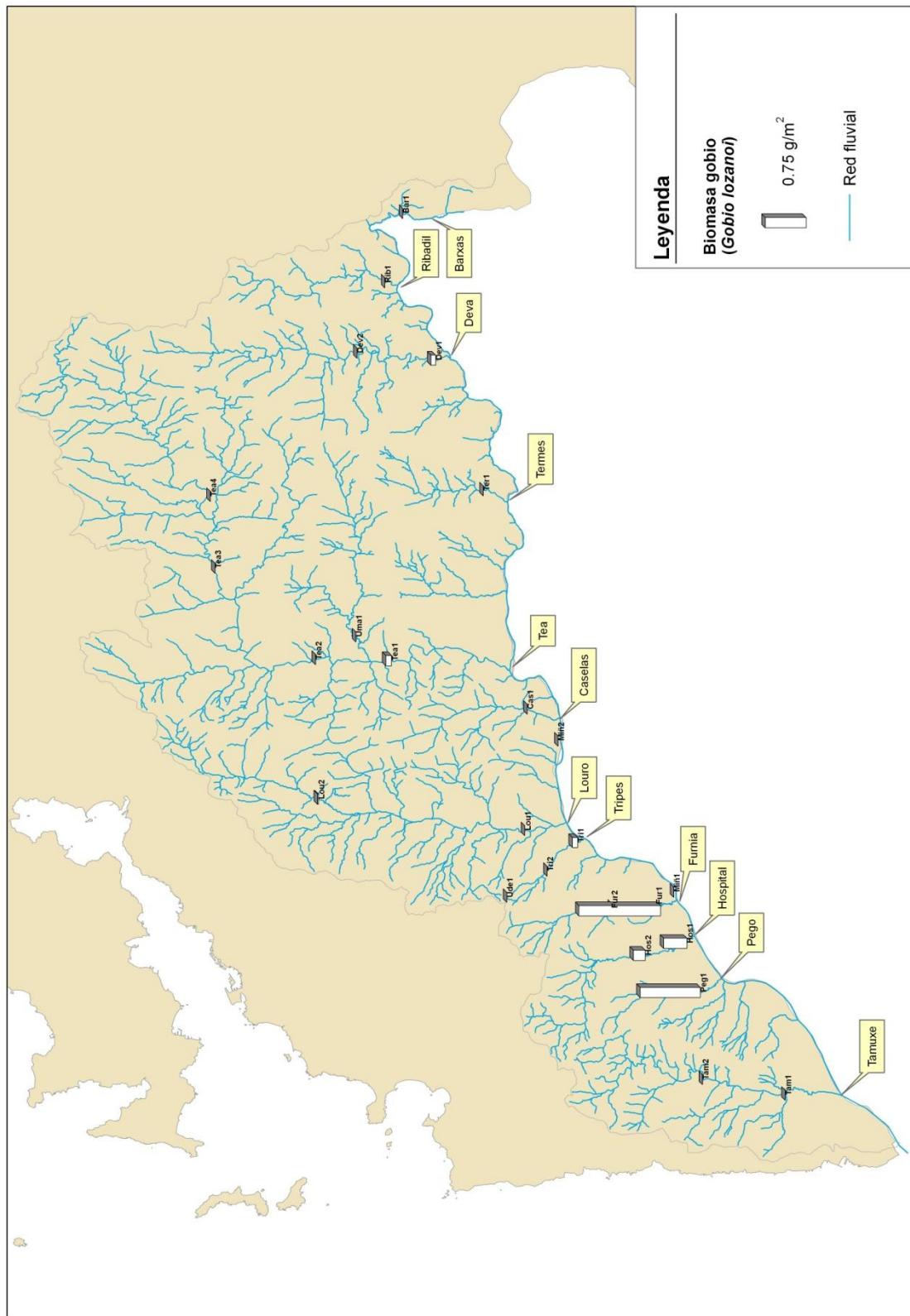


Figura 2. Biomasa de *Gobio lozanoi* en los afluentes españoles del río Miño.

Río - Localidad	N	L (cm) ± ET	P (g) ± ET
Deva - Mourentán	2	9.10±0.9	9.50±3.5
Tea - Devesa	1	12.90	29.00
Louro - Veigadana	1	6.20	3.70
Tripes - Tui	1	8.80	10.20
Furnia - Furnia	19	10.65±0.35	17.84±2.02
Hospital – Barrio da Tomada	1	12.40	29.00
Hospital – Barrio da Ponte	9	8.19±0.50	7.72±1.63
Pego - Estás	21	8.36±0.31	9.84±1.44

Tabla I: Datos biométricos de *Gobio lozanoi* por localidad. L: longitud furcal (cm); P: peso (g); ET: error típico. Ver mapa de localidades en Sánchez et al. en este mismo volumen.

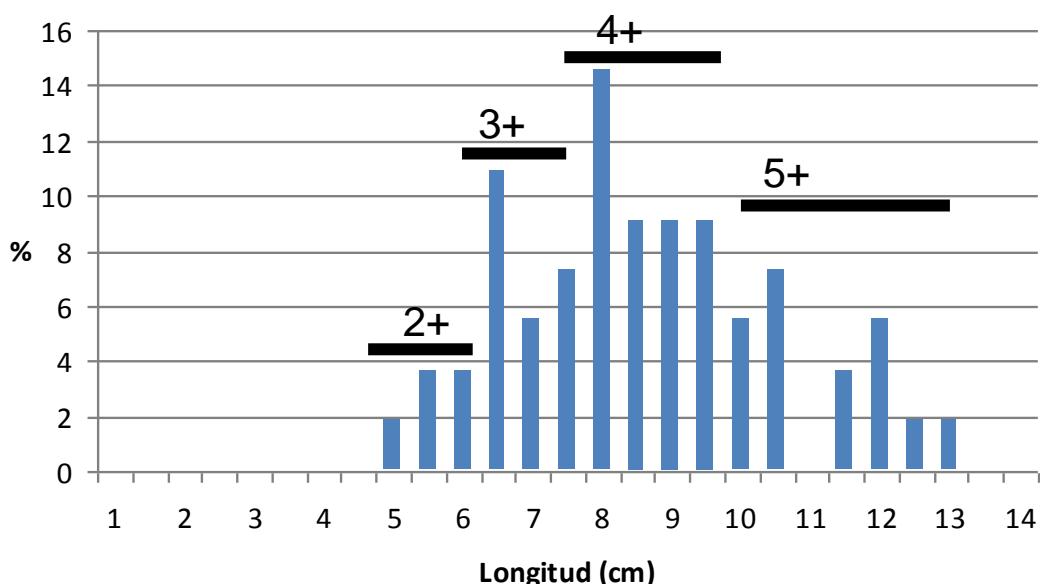


Figura 3: Estructura estimada de la población de *Gobio lozanoi* en cuanto a clases de edad.

En cuanto al black-bass, en total se capturaron 25 individuos en la charca de Caldelas (Caldelas de Tui), en un recodo del cauce principal. Estos individuos presentaron una longitud y peso medios ( $\pm$  error típico) de  $17.66 \pm 0.63$  cm y  $87.36 \pm 15.67$  g respectivamente (rango de longitud: 14.2-27.5 cm, rango de peso: 37-400 g).

A pesar de que existen numerosos registros de las distintas especies de peces introducidas en el Baixo Miño (Tabla II), en la actualidad son todavía escasos los datos disponibles sobre el estado de sus poblaciones y los efectos que pudieran estar teniendo sobre las especies con las que comparten hábitat. Así, la conocida voracidad del black-bass probablemente esté ejerciendo una fuerte presión sobre las poblaciones de otros peces, así como de anfibios y reptiles, ya que esta especie, a partir de una longitud

aproximada de 10 cm, comienza a alimentarse de pequeños peces (PRENDA & MELLADO, 1993; GARCÍA-BERTHOU, 2002) y a partir de 30 cm su dieta incluye ya peces grandes e incluso otros vertebrados (GARCÍA-BERTHOU, 2002). Sin embargo, se desconocen todavía los efectos que la expansión del gobio pudiera tener en esta área. Esta especie se considera originaria del Sur de Francia (cuenca del Adour) y el Norte de España (cuencas del Bidasoa y del Ebro), pero su translocación a otras cuencas provocó su rápida expansión por toda la Península Ibérica durante el siglo XX (DOADRIO & MADEIRA, 2004; MARTÍNEZ-MORALES *ET AL.*, 2010). Se alimenta principalmente de invertebrados bentónicos (OSCOZ *ET AL.* 2003), y aunque generalmente no es considerada como especie invasora, recientemente LEUNDA (2010) sí le adjudica este estatus en las cuencas en las que ha sido introducida, citando como impactos potenciales la predación sobre ciertas especies, la competencia por el alimento y el hábitat o la transmisión de enfermedades. Futuros trabajos en el Baixo Miño deberían abordar el estudio de estos posibles impactos en el medio.

Especie	Citas	Referencia
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	1992	Hernando & Soriguer, 1992
	1991-1997	Hervella & Caballero, 1999
	2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008
	2009	García <i>et al.</i> , 2009
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	1992	Hernando & Soriguer, 1992.
	2007	De la Cigoña & De la Cigoña, 2007
	2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008
	2009	García <i>et al.</i> , 2009
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	1992	Hernando & Soriguer, 1992
	2007	De la Cigoña & De la Cigoña, 2007
<i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859)	1992	Hernando & Soriguer, 1992
	2007	De la Cigoña & De la Cigoña, 2007
	2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008
	1992	Hernando & Soriguer, 1992.
<i>Gobio lozanoi</i> Doadrio & Madeira, 2004	1991-1997	Hervella & Caballero, 1999 (como <i>Gobio gobio</i> )
	2004	Doadrio & Madeira, 2004
	2004	De la Cigoña, 2004 (como <i>Gobio gobio</i> )
	2007	De la Cigoña & De la Cigoña, 2007
	2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008
	2007	De la Cigoña & De la Cigoña, 2007
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008
	1992	Hernando & Soriguer, 1992
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacépède, 1802)	1996 - 2002	Cordero & Ayres, 2004
	1997	Ayres & Cordero, 2007
	1999	Hervella & Caballero, 1999
	2007	De la Cigoña & De la Cigoña, 2007
	2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008
	1992	Hernando & Soriguer, 1992
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	2007	De la Cigoña & De la Cigoña, 2007
	2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008
<i>Tinca tinca</i> Linnaeus, 1758	2007	De la Cigoña & De la Cigoña, 2007
	2008	Sousa <i>et al.</i> , 2008

Tabla II: Relación de referencias que citan la presencia de especies de peces introducidos en el Baixo Miño.

### Agradecimientos

Este trabajo fue realizado en las instalaciones de la Estación de Hidrobiología "Encoro do Con" de la USC en Vilagarcía de Arousa con financiación del proyecto "INTERREG IV: Valorización dos recursos naturais da bacia hidrográfica do Miño-Minho".

### Bibliografía

- ANTUNES, C. & RODRIGUES, H. 2004. Guia natural do Río Minho – Os peixes. Aquamuseu do Rio Minho, Vila Nova de Cerveira.
- AYRES, C. & CORDERO, A. 2007. Site tenacity in European pond turtle (*Emys orbicularis*) hatchlings in N.W. Spain. *Amphibia-Reptilia* 28: 144-147.
- COBO, F., VIEIRA-LANERO, R., REGO, E. & SERVIA, M.J. 2010. Temporal trends in non-indigenous freshwater species records during the 20<sup>th</sup> century: a case study in the Iberian Peninsula. *Biodivers. Conserv.* 19: 3471-3487.
- CORDERO, A. & AYRES, C. (2004). A management plan for the European pond turtle (*Emys orbicularis*) populations of the Louro river basin (Northwest Spain). *Biol. Bratislav.* 59(14): 161-171.
- DE LA CIGOÑA, E. F. 2004. O gobio de río *Gobio gobio* e o seu espallamento ó longo dos ríos Tea (Pontevedra), Avia e Arnoia (Ourense), afluentes todos do Miño. En: *A voltas coa fauna galega*. Colección Natureza Galega, XVIII: 21-30. Asociación Galega para a Cultura e a Ecoloxía (AGCE), Mos. 131 pp.
- DE LA CIGOÑA, E.F. & DE LA CIGOÑA, E.K. 2007. *Peixes dos nosos mares e ríos*. Colección Natureza Galega, XXII: 168-178. Asociación Galega para a Cultura e a Ecoloxía (AGCE), Mos. 189 pp.
- DOADRIO, I. & MADEIRA, M.J. 2004. A new species of the genus *Gobio* Cuvier, 1816 (Actynopterigi, Cyprinidae) from the Iberian Peninsula and southwestern France. *Graellsia* 60: 107-116.
- GARCÍA, P., AYRES, C. & MATEOS, I. 2009. Seasonal changes in American mink (*Mustela vison*) signs related to Eurasian otter (*Lutra lutra*) presence. *Mammalia*, 73: 253-256.
- GARCÍA-BERTHOU, E. 2002. Ontogenetic diet shifts and interrupted piscivory in introduced largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Internat. Rev. Hydrobiol.* 87(4): 353–363.
- HERNANDO, J.A. & SORIGUER, M.C. 1992. Biogeography of the freshwater fish of the Iberian Peninsula. *Limnética*, 8: 243-253.
- HERVELLA, F. & CABALLERO, P. 1999. *Inventario piscícola de los ríos Gallegos*, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
- LESLIE, P.H. & DAVIS, D.H. 1939. An attempt to determine the number of rats in a given area. *J. Animal. Ecol.*, 8: 94-113.
- LOBÓN-CERVIÁ, J., MONTAÑÉS, C. & DE SOSTOA, A. 1991. Influence of environment upon life history of gudgeon, *Gobio gobio* (L.): a recent and successful colonizer of the Iberian Peninsula. *J. Fish Biol.*, 39: 285-300.
- LEUNDA P.M. 2010. Impacts of non-native fishes on Iberian freshwater ichthyofauna: current knowledge and gaps. *Aquat. Invas.* 5(3): 239-262.
- MARTÍNEZ-MORALES, I., OLIVA-PATERNA, F.J., VERDIELL-CUBEDO, D. & TORRALVA, M. 2010. Inventario y estado de conservación de la fauna piscícola en la cuenca alta del río Segura (SE Península Ibérica). *Anal. Biolog.* 32: 47-58.
- MIÑANO, P.A., GARCÍA-MELLADO, A., OLIVA-PATERNA, F.J. & TORRALVA, M. 2003. Edad, crecimiento y reproducción de Gobio gobio L. (Pisces, Cyprinidae) en un tramo regulado del río Segura (SE España). *Anim. Biobiodivers. Conserv.* 26(1): 67-76.

- OSCOZ, J., CAMPOS, F. & ESCALA, M.C. 2003. Alimentación del gobio (*Gobio gobio* (L. 1758)) en el río Larraun (Navarra, N. España). *Limnética* 22(3-4): 77-84.
- PETERSEN, C. 1892. Fiskenesbiologiske forhold i Holboek Fjor, 1890–1891. Beret.Landbugminist. Dan.Biol.Stn.(Fiskeriberet), 1890 (1891): 121–84
- PRENDA, J. & MELLADO, E. 1993. Características biológicas y espectro trófico durante el otoño de dos poblaciones simpátricas de *Blennius fluviatilis* y *Micropterus salmoides* en un embalse pequeño. *Limnética* 9: 107-115.
- SOUZA, R., DIAS, S., GUILHERMINO, L. & ANTUNES, C. 2008. Minho River tidal freshwater wetlands: threats to faunal biodiversity. *Aquat. Biol.* 3: 237-250.

## Macrofauna exótica no rio Minho internacional

Jorge Araújo<sup>1\*</sup>, Micaela Mota<sup>1</sup>, Catarina Braga<sup>1</sup>, Ronaldo Sousa<sup>1</sup>, António Roleira<sup>1</sup>,  
Rita Carvalho<sup>1</sup>, Carlos Antunes<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> CIIMAR Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental. Rua dos Bragas, 289. 4050-123  
PORTO

<sup>2</sup> Aquamuseu do Rio Minho. Parque do Castelinho. 4920-290 VILA NOVA DE CERVEIRA

\* Correio electrónico: major.a3@gmail.com

### Resumo

A ocorrência de espécies exóticas em meios aquáticos dulciaquícolas pode causar efeitos imprevisíveis na estrutura e funcionamento destes ecossistemas. Alguns dos efeitos mais visíveis referem-se a alterações de biomassa e abundância de espécies nativas de fauna e flora. Assim, os objectivos deste estudo foram identificar as espécies da macrofauna exótica existentes nos ecossistemas dulciaquícolas do troço internacional e nos afluentes da margem portuguesa do rio Minho e analisar a sua biomassa e abundância. Foram identificadas 7 espécies exóticas, sendo 6 delas peixes: *Carassius auratus* (pimpão); *Cyprinus carpio* (carpa); *Gambusia holbrooki* (peixe-mosquito); *Gobio lozanoi* (góbio); *Micropterus salmoides* (achigã) e *Tinca tinca* (tenca) e o crustáceo *Procambarus clarkii* (lagostim-vermelho de água doce). Ao longo do rio Minho a Riqueza específica variou entre 11 e 22 espécies e a proporção de espécies exóticas/autóctones foi de 27 %. Nos afluentes esta proporção variou entre os 0% nos afluentes do troço superior (Rib.os Ínsuas, Manco, Porto, Trancoso) e os 33 % próximo do estuário (Rib.os Tinto, Campos, Chaqueu, Gontije). Na zona tidal de água doce verificou-se que o crustáceo *P. clarkii* contribuiu significativamente para a similaridade entre amostras ao longo das estações do ano e uma correlação positiva da sua biomassa e abundância com a temperatura ( $p<0,05$ ). Verificou-se também que existe uma correlação negativa da abundância desta espécie com a endémica *Achondrostoma arcasii* (panjorca) ( $p<0,05$ ). *P. clarkii* encontra-se assim bem estabelecido nessa zona específica do estuário do rio Minho. Contudo, nos afluentes e nas áreas a montante do troço internacional do rio Minho não foram encontrados indivíduos desta espécie, nem se conseguiu estabelecer uma correlação com espécies endémicas e autóctones.

A teoria da facilitação (Simberloff, 2006) refere que a introdução de determinadas espécies exóticas pode facilitar a entrada de outras. Poderá interessar estudar a aplicação desta teoria no rio Minho, dado que há indícios de relação entre a presença de *P. clarkii* e a ocorrência de outras espécies exóticas.

## Distribuição do lagostim invasor *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) na secção internacional do Rio Minho

Fabiana Freitas<sup>1\*</sup>, Micaela Mota<sup>1</sup>, António Nogueira<sup>2</sup>, Carlos Antunes<sup>1,3</sup> & Ronaldo Sousa<sup>1,4</sup>

<sup>1</sup> CIMAR/CIIMAR - Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Universidade do Porto, Rua dos Bragas 289, 4050-123 Porto, Portugal.

<sup>2</sup> CESAM & Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal.

<sup>3</sup> AQUAMUSEU DO RIO MINHO, Parque do Castelinho, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal.

<sup>4</sup> CBMA - Centro de Biologia Molecular e Ambiental, Departamento de Biologia, Universidade do Minho, Campus de Gualtar, 4710-057 Braga, Portugal.

\*Autor para contacto ffreitas@ciimar.up.pt

### Abstract

*Procambarus clarkii* (Girard, 1852) é uma espécie invasora estabelecida em inúmeros ecossistemas aquáticos. Neste estudo, enfocamos os principais factores responsáveis pela sua distribuição espacial e temporal no secção internacional do Rio Minho (NW da Península Ibérica). Os dados mostraram que a altitude e velocidade são os principais factores responsáveis pela distribuição espacial de *P. clarkii* (ou seja, as espécies preferem altitudes mais baixas e habitats sujeitos a menor velocidade da corrente). Por outro lado, um estudo realizado entre Junho de 2007 a Maio de 2010 mostrou claramente que a maior abundância e biomassa foram sempre encontradas nos meses de Outono e início do Verão. Estes valores mais elevados em abundância e biomassa tem uma relação clara com a temperatura da água (reflectindo maior actividade e mobilidade), coincidindo com o período de recrutamento. Em geral, as informações recolhidas neste estudo é de extrema importância para futuras acções de gestão que possam ser aplicadas no controle desta espécie invasora no ecossistema aquático.

## População de *Crangon crangon* no baixo estuário do Rio Minho

Fabiana Freitas<sup>1</sup>, Célia Carvalho<sup>1</sup>, Allan T. Souza<sup>1</sup>, Joana Campos<sup>1</sup>

1- CIMAR/CIIMAR – Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Universidade do Porto, Rua dos Bragas 289, 4050-123, Portugal  
\*Autor para contacto ffreitas@ciimar.up.pt

### Resumo

O camarão mouro ou comum, *Crangon crangon*, é um crustáceo epibentónico com abundâncias consideráveis em toda a Costa Atlântica, com um vasto habitat que se estende desde a Noruega até Marrocos, incluindo o Mar Mediterrâneo e Negro. Pela sua extensa distribuição esta espécie encontra-se sujeita a diferentes condições ambientais, assim sendo, torna-se importante investigar como esta espécie se comporta num determinado ecossistema. Este estudo pretende compreender a distribuição, dinâmica, estrutura desta população junto ao limite sul da sua distribuição. Para este propósito, em três locais de amostragem no estuário do Minho inferiores, foram recolhidas amostras mensalmente de Maio de 2009 a Abril de 2010. A densidade total de *C. crangon* aumenta no Verão e início do Outono. Neste período, os camarões são consideravelmente mais abundantes nas áreas a montante, provavelmente devido à alta salinidade e temperatura na parte inferior do estuário. Num panorama geral, a abundância e estrutura da população varia consideravelmente ao longo do estuário e da sazonalidade: as fêmeas foram o grupo mais abundante em todas as áreas amostradas, com captura de fêmeas ovadas junto da foz, inclusive os machos foram mais abundantes nas áreas mais próximas da foz do rio. Além disso, a presença de juvenis ao longo do ano sugere que a reprodução contínua ao longo do ano inteiro. O padrão de distribuição observado sugere que a espécie habita o estuário durante as fases iniciais de pós-assentamento larvar e usa o sistema durante o crescimento, a reprodução ocorre provavelmente perto da foz do rio ou em zonas costeiras.

## Dinâmica populacional do caboz-comum *Pomatoschistus microps* (Actinopterygii: Gobiidae) no estuário do Minho

Souza, A.T.<sup>1,2,\*</sup>, Dias, E.<sup>1,2</sup>, Campos, J.<sup>1</sup>, Marques, J.C.<sup>3</sup> & Martins, I.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> CIMAR/CIIMAR – Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Universidade do Porto, Rua dos Bragas 289, 4050-123, Portugal

<sup>2</sup> ICBAS, Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar – Universidade do Porto - Lg. Prof. Abel Salazar, 2, 4099-003 Porto, Portugal

<sup>3</sup> IMAR – CMA, Institute of Marine Research - Centre for Sea and Environment, Department of Life Sciences, University of Coimbra, Apartado 3046, 3001-401 Coimbra, Portugal

\*Autor para correspondência: allantsouza@gmail.com

### Resumo

O caboz-comum *Pomatoschistus microps* é uma espécie de ampla distribuição geográfica, e relevância ecológica. Neste contexto, a dinâmica populacional da espécie foi investigada próximo ao seu limite Sul de distribuição. Neste contexto, foram feitas amostragens mensais em três estações de amostragem no Minho durante 18 meses consecutivos (Fevereiro de 2009 a Julho de 2010). A densidade de *P. microps* variou consideravelmente entre as estações de amostragem (ANOVA,  $F=6,15$ ,  $p<0,01$ ) e estações do ano (ANOVA,  $F=3,35$ ,  $p<0,05$ ), com densidades mais elevadas ocorrendo no sapal do Rio Coura e durante o Outono. Não houveram diferenças no tamanho dos peixes entre as estações de amostragem (ANOVA,  $F=0,64$ ,  $p>0,05$ ). Entretanto, houveram diferenças significativas no tamanho de *P. microps* entre as e as estações do ano (ANOVA,  $F=5,66$ ,  $p<0,01$ ), com peixes maiores sendo observados na Primavera. Além disso, os machos foram significativamente maiores que as fêmeas (teste t,  $t = 119,17$ ,  $p <0,001$ ). Não houveram diferenças na proporção de sexos entre as estações de amostragem (ANOVA,  $F=0,38$ ,  $p>0,05$ ), mas foram detectadas diferenças significativas entre as estações do ano (ANOVA,  $F=7,31$ ,  $p<0,001$ ). Não foram detectadas diferenças significativas na densidade de fêmeas ovígeras entre as estações de amostragem (ANOVA,  $F=0,19$ ,  $p>0,05$ ); entretanto diferenças significativas foram detectadas entre as estações do ano (ANOVA,  $F=2,88$ ,  $p<0,05$ ), com maior densidade sendo observada durante a Primavera e o Verão. A elevada densidade de *P. microps* no sapal do Coura indica que a espécie provavelmente usa esta zona como área de berçário, uma vez que foram observados maioritariamente peixes de pequeno porte. A época de reprodução do caboz-comum no Minho se estende do início da Primavera até o início do Verão por todo o baixo estuário do Minho.

## Comportamento alimentar do caboz *Pomatoschistus microps* (Krøyer, 1838) no estuário do Rio Minho

Ester Dias<sup>1,2\*</sup>, Allan T. Souza<sup>1,2</sup>, Joana Campos<sup>1</sup>, Carlos Antunes<sup>1,3</sup>

1- CIMAR/CIIMAR - Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Universidade do Porto, Rua dos Bragas 289, 4050-123, Portugal

2- ICBAS – Instituto de Ciência Biomédicas Abel Salazar, Universidade do Porto, Largo Professor Abel Salazar 2, 4099-003, Portugal

3- Aquamuseu do Rio Minho – Parque de Lazer do Castelinho, 4920-290, Vila Nova de Cerveira, Portugal

\*Autor para correspondência: esterdias@ciimar.up.pt

### Resumo

O caboz *Pomatochistus microps* desempenha um papel importante nos ecossistemas que integra, uma vez que actua como um predador intermediário das cadeias tróficas, estabelecendo a ligação entre os organismos microbentónicos, peixes e aves. No entanto, apesar da sua relevância, poucos estudos foram realizados sobre o seu comportamento alimentar nos ecossistemas aquáticos do sul da Europa. Assim, para melhor compreender as estratégias de alimentação desta espécie, cabozes foram capturados mensalmente entre Fevereiro de 2009 e Fevereiro de 2010, em três estações de amostragem no estuário do Rio Minho. Procurou-se analisar os padrões temporais e espaciais da dieta e verificar se existiam diferenças no comportamento alimentar ao longo do desenvolvimento e/ou entre sexos.

As presas mais frequentes na dieta da espécie *P. microps* foram as seguintes: Copepoda (43%), Ostracoda (19%), larvas de insecto (19%), Amphipoda (16%), Polychaeta (14%) e Arachnida (13%). Apenas foram detectadas diferenças espaciais significativas na dieta ( $R_{\text{global}}= 0.299$ ;  $P=0.01\%$ ). O facto de esta espécie apresentar uma elevada plasticidade alimentar indica que poderá não ser afectada pelo impacto de alterações ambientais moderadas sobre as populações de presas.

## Os padrões de migração da solha-das-pedras *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758) no estuário do Rio Minho

PEDRO MORAIS<sup>1,2\*</sup>, ESTER DIAS<sup>2</sup>, JOHN BABALUK<sup>3</sup>, CARLOS ANTUNES<sup>2,4</sup>

1- ICCE - INTERNATIONAL CENTER FOR COASTAL ECOHYDROLOGY, PALÁCIO DO CAPITÃO-MOR, HORTA DAS FIGURAS, EN 125, 8005-518 FARO, PORTUGAL

2- CIMAR/CIIMAR - CENTRO INTERDISCIPLINAR DE INVESTIGAÇÃO MARINHA E AMBIENTAL, UNIVERSIDADE DO PORTO, RUA DOS BRAGAS 289, 4050-123 PORTO, PORTUGAL

3- Fisheries and Oceans Canada, 501 University Crescent, Winnipeg, Manitoba R3T 2N6, Canada

4- Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelinho s/n, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal

\* pmorais@ualg.pt

### Resumo

O padrão de migração descrito para a solha-das-pedras *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758), e amplamente aceite pela comunidade científica, refere que este peixe utiliza os estuários como local de desenvolvimento larvar e juvenil, migrando posteriormente para o mar onde se reproduz. Contudo, este padrão de migração parece não ocorrer no estuário do Rio Minho e na sua zona costeira adjacente. Assim, com este trabalho pretendeu-se inferir o padrão de migração da solha-das-pedras do estuário do Rio Minho, através da análise da concentração de estrôncio ao longo dos otólitos. O estrôncio é um elemento químico que ao ser incorporado nos otólitos permite determinar se um peixe migrou ou não ao longo de gradientes salinos. Neste trabalho analisaram-se 45 peixes, dos quais 15 adultos foram recolhidos na zona costeira, 15 juvenis no baixo estuário e outros 15 juvenis na zona de água doce do estuário. Os resultados sugerem que 14 dos 15 peixes capturados no mar nasceram num local com salinidade reduzida e que todos eles estiveram muito provavelmente num estuário durante o seu ciclo de vida. Os 30 juvenis recolhidos no estuário do Rio Minho parecem ter nascido neste ecossistema. Pela grande novidade destes resultados, o padrão de migração que inferimos para a solha-das-pedras carece de mais provas científicas e do contributo dos pescadores do Rio Minho, para então podermos definir com toda a certeza o padrão de migração desta espécie.

## **Variação temporal da ictiofauna em zona tidal de água doce do rio Minho**

Micaela Mota<sup>1\*</sup>, Carlos Antunes<sup>1,2</sup>, Ana Bio<sup>1</sup>, Sérgia Costa-Dias<sup>1</sup> & Ronaldo Sousa<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup> CIMAR/CIIMAR - Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Universidade do Porto, Rua dos Bragas 289, 4050-123 Porto, Portugal.

<sup>2</sup> AQUAMUSEU DO RIO MINHO, Parque do Castelinho, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal.

<sup>3</sup> Departamento de Biologia, Universidade do Minho, Campus de Gualtar, 4710-057 Braga, Portugal.

### **Resumo**

O estuário do rio Minho tem vindo a ser objecto de diversos estudos nas últimas décadas. Contudo, este estudos são maioritariamente focados nas zonas baixas do estuário, onde a influência salina é um factor constante. Em contrapartida, as Zonas Tidais de Água Doce (ZTAD) têm sido pouco estudadas. Estas regiões constituem um habitat extremamente importante dentro do estuário e desempenham funções ecológicas fundamentais. Com este trabalho pretendeu-se aumentar o conhecimento acerca das populações ícticas que colonizam estas áreas, tomando-as como um exemplo Ibérico deste tipo de zonas, avaliar as variações temporais nas comunidades ícticas e relacioná-las com factores ambientais e conhecer a proporção de espécies não indígenas relativamente às indígenas. Espera-se que a informação obtida seja tida em consideração para que as ZTAD sejam alvo de futuros planos de conservação relativos à ictiofauna Ibérica.

## Prevalência de *Anguillicoloides crassus* em *Anguilla anguilla* no Rio Minho Internacional

A C Braga<sup>1</sup>, M J Araújo<sup>1</sup>, A J Roleira<sup>1</sup>, A R Carvalho<sup>1</sup>, C Ramos<sup>2</sup>, C Antunes<sup>1,2</sup>

*1 CIIMAR Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental. Rua dos Bragas, 289. 4050-123 PORTO*

*2 Aquamuseu do Rio Minho. Parque do Castelinho. 4920-290 VILA NOVA DE CERVEIRA*

\* Correio electrónico: catarinatrabalho@gmail.com

### Introdução

O nemátoide *Anguillicoloides crassus* Kuwahara, Niimi and Itagaki, 1974 é um parasita da família Dracunculoidea que se aloja na bexiga-natatória da enguia europeia, *Anguilla anguilla* (Moraver e Taraschewski 1988, Knopf *et al* 1998, Kirk 2003, Lefebvre 2004 Knopf 2006).

Estes nemátodes, originalmente provenientes do continente asiático chegaram aos rios europeus possivelmente através da importação de *Anguilla japonica*, infectadas (Rolbeicki e Rokicki 2005). Estas foram introduzidas para consumo humano, produção em cativeiro e aquacultura tendo-se propagado por todo o continente europeu, inclusive pela margem sul do Mar Mediterrâneo, e pelo continente americano (Moraver e Taraschewski 1988, De Charleroy *et al.* 1990, Antunes 1999, Kirk 2003, Gollock *et al.* 2004, Lefebvre 2004, Rolbeicki e Rokicki 2005, Knopf 2006).

Este parasita apresenta um ciclo de vida composto por várias fases larvares. Na bexiga-natatória do hospedeiro final, a enguia, as fêmeas ovovivíparas depositam os ovos com as larvas já na 2ª fase de desenvolvimento (L2) (Moraver e Taraschewski 1988).

Estas podem eclodir ainda dentro da bexiga ou durante a saída, através do ducto pneumático, que liga a bexiga-natatória e o trato gastrointestinal, dando origem a larvas L2 livres. Nesta fase, as larvas são expulsas do corpo do hospedeiro através das fezes (Moraver e Taraschewski 1988, De Charleroy *et al.* 1990, Palikova e Navratil 2001, Rolbeicki e Rokicki 2005, Costa-Dias *et al.* 2010).

Quando libertadas no meio aquático as larvas L2 mantêm-se muito activas de modo a atrair os possíveis hospedeiros intermediários, copépodes entre outros (De Charleroy *et al.* 1990, Kirk 2003).

Quando consumidos por estes, as larvas de *A. crassus*, migram para o hemocele onde sofrem uma muda, passando assim ao estádio seguinte de desenvolvimento - L3 (Moraver e Taraschewski 1988, De Charleroy *et al.* 1990, Kirk 2003, Rolbeicki e Rokicki 2005).

Durante esta fase livre do seu ciclo de vida o parasita é extremamente susceptível a variação de temperaturas e salinidade, sendo o seu comportamento, a taxa de sobrevivência e a eficiência de infecção afectadas.

Os indivíduos de *A. crassus* tem a sua gama de temperatura óptima entre os 15º e os 30º. Apesar de serem capazes de sobreviver a baixas temperaturas durante cerca de 3 meses a sua viabilidade diminui substancialmente com o aumento do tempo de vida do

nemátoide, o que põem em risco a viabilidade da infecção no hospedeiro final. (Knopf *et al* 1998, Kirk 2003).

Os hospedeiros intermediários podem ser consumidos directamente por enguias, hospedeiro final, ou por, hospedeiros paraténicos que posteriormente podem vir a ser predados pelas enguias. Estes hospedeiros apenas existem no ciclo de vida do parasita quando este infesta a Enguia Europeia, *Anguilla anguilla*. Entre estes encontram-se peixes, insectos, anfíbios e podendo ser, um dos factores, responsáveis pela rápida dispersão e elevadas taxas de prevalência de *A. crassus* em novos habitats pois acumulam uma grande quantidade de parasitas no seu interior que podem passar posteriormente para as enguias de que deles se alimentarem (De Charleroy *et al.* 1990, Höglund & Thomas 1992, Moravec & Konecny 1994, Cakic *et al* 2002, Kirk 2003, Rolbeicki e Rokicki 2005).

Uma vez no trato gastrointestinal do hospedeiro final, as larvas L3 de *A. crassus* penetram na parede deste para migrarem até a cavidade abdominal e posteriormente para a parede da bexiga-natatória, onde voltam a sofrer uma muda, L4, passando a alimentar-se, já no lúmen, de sangue que extraem da parede da bexiga-natatória. Nesta altura os indivíduos adquirem a típica coloração escura dos adultos. Depois desta fase, os indivíduos voltam a sofrer a muda e dão origem a indivíduos adultos, que se irão posteriormente maturar e reproduzir (De Charleroy *et al.* 1990, Antunes 1999, Kirk 2003, Rolbeicki e Rokicki 2005).

A passagem do parasita da cavidade abdominal para o interior da bexiga-natatória é controlada por diferentes factores, entre eles, a densidade de adultos existente na bexiga (Kirk 2003).

O impacto deste parasita no hospedeiro final, é bastante significativo. Ao longo do processo de infecção e desenvolvimento das larvas no interior do hospedeiro, este sofre hemorragias acentuadas acompanhadas por processos de inflamação crónicos, edemas e desenvolvimento de fibroses acentuadas nas paredes da bexiga (Kirk 2003, Palstra *et al.* 2007).

Segundo Knopf *et al* (2008) este processo é melhor sucedido na enguia europeia, *Anguilla anguilla*, uma vez que esta não apresenta uma resposta imunológica ao parasita o que acontece com o hospedeiro original a *Anguilla japonica*.

Em casos de exposições prolongadas ao parasita e até em casos de reinfeção, as paredes deste órgão podem tornar-se opacas e engrossar, diminuindo a eficiência da sua função. O estado de fibrose pode por vezes alastrar também aos órgãos adjacentes à bexiga-natatória, podendo todo este processo levar ao colapso da bexiga (Kirk 2003, Rolbeicki e Rokicki 2005).

Apesar deste parasita não causar a morte directa do hospedeiro, está descrito que a sua presença em condições de maior stress enfraquece a reacção do hospedeiro, podendo os factores externos causar a morte das enguias (Kirk 2003, Rolbeicki e Rokicki 2005).

A presença deste parasita altera a fracção de gases existentes na bexiga-natatória das enguias, o que pode dificultar a manutenção do peixe na profundidade correcta. Outros efeitos negativos são a diminuição da velocidade de natação das enguias em

cerca de 18% e diminuição a velocidade de reflexos dos indivíduos e a sua capacidade de escapar aos possíveis predadores (Kirk 2002, Palstra *et al.* 2007).

Segundo dados bibliográficos, conforme aumenta o tamanho das enguias, maior vai ser a intensidade e danos causados pelos parasitas sendo isto justificado com a constante entrada de parasitas e consequente aumento dos pontos de infecção (Rolbeicki e Rokicki 2005).

*A. crassus* foi inicialmente referido esporadicamente em território português no ano de 1992 e no ano de 1989 em Espanha (Rolbeicki e Rokicki 2005).

No rio Minho, no entanto, não existem registos da sua presença até 1995/96 quando foi efectuado um levantamento batimétrico ao longo do rio, de modo a estudar a distribuição da espécie neste e nos seus afluentes (Antunes 1999)

. Deste trabalho foi concluído que a taxa de prevalência do nemátode era mais acentuada na zona de Vila Nova de Cerveira com um valor de 87.5% e com um máximo de intensidade média correspondente a 6 parasitas por enguia recolhida (Antunes 1999).

### Material e Métodos

As enguias foram obtidas no troço internacional do rio Minho e afluentes da margem portuguesa entre Janeiro 2008 e Novembro 2010. Os locais de amostragem localizam-se ao longo de todo o estuário do rio Minho (Fig.1). As capturas foram efectuadas através de pesca eléctrica e nassas.

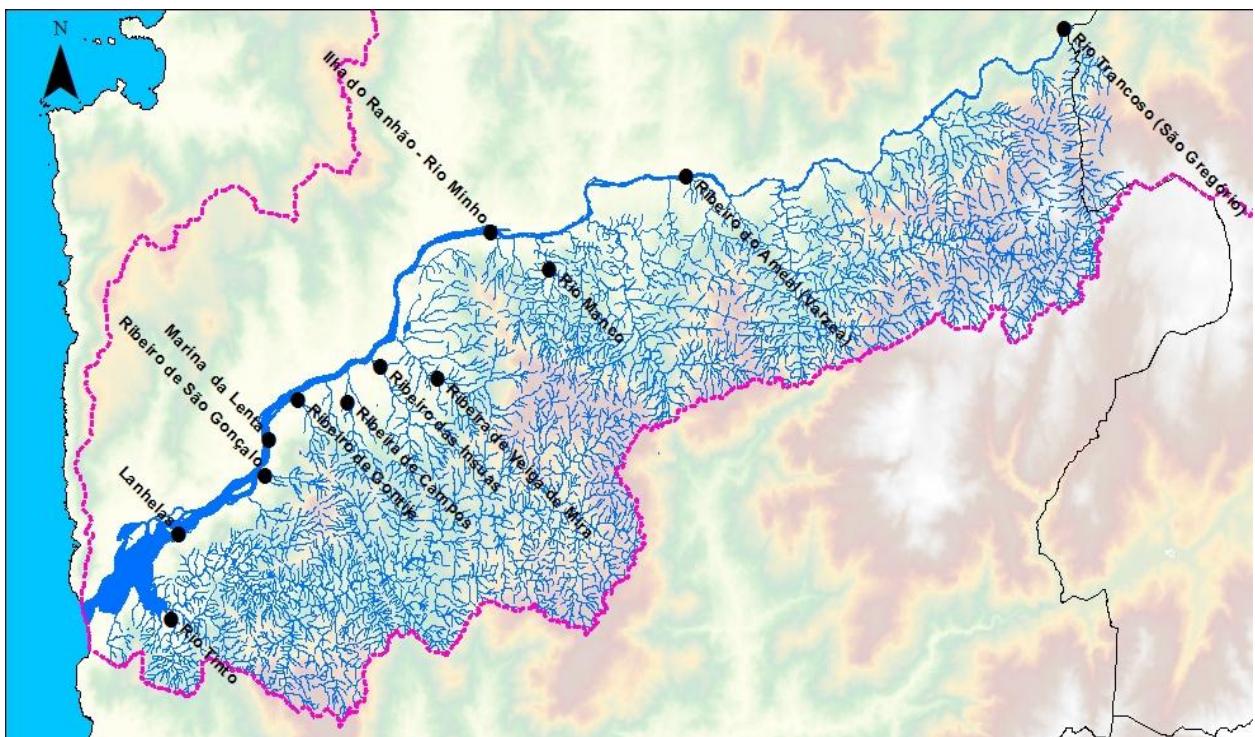


Fig. 1- Mapa da parte Internacional o Rio Minho com os diferentes pontos de amostragem.

Foram registados dados biométricos das enguias (peso - 0.01 g e o comprimento total - 0.1 cm), contados os parasitas presentes e identificados os respectivos estados de desenvolvimento (L3, L4 e adultos). No caso da fase de desenvolvimento L2, apenas foi

registada a sua presença. Foi calculada a taxa de prevalência da infecção por cada zona de pesca e a média dos parasitas (a partir da fase L3) por enguia.

Foi também analisada a relação entre o número de parasitas e o tamanho das enguias, assim como o factor de condição (K), calculado através da fórmula  $K = W/L^3$ <sup>3</sup> entre as enguias infectadas e as não infectadas.

As enguias provenientes da Marina em Vila Nova de Cerveira foram utilizadas para análise da evolução temporal da taxa de prevalência média nos anos de 2008, 2009 e 2010.

### Resultados

Este estudo realizou-se apenas em território Português não existindo dados actuais acerca da distribuição e prevalência de *A. Crassus* em território espanhol.

Para a realização deste trabalho foram utilizadas 281 enguias das quais 177 estavam infectadas com o parasita *A. crassus*. Todos os pontos do Rio Minho estudados demonstraram ser afectados com o parasita *A. crassus*.

Sendo a taxa de prevalência máxima de 100% na Várzea junto a foz do Ribeiro do Ameal e a mínima de 23% em S. Gregório, que corresponde à zona mais a montante da parte Internacional da Bacia hidrográfica do Rio Minho (Tabela1).

Tabela 1- Local, data de captura, número total de enguias, e taxa de prevalência das enguias analisadas por local de captura.

Local	Data	Nº de Enguias	Taxa de Prevalência
Marina da Lenta	2008-2010	98	78%
Lanhelas	2010	7	57%
Ranhão	2010	42	60%
Várzea	2010	10	100%
Manco	2010	6	67%
Veiga da Mira	2009	6	50%
Tinto	2009	21	52%
S. Gonçalo	2009	12	58%
S. Gregório	2009	13	23%
Ínsuas	2009	32	47%
Gontige	2009	19	58%
Campos	2009	15	53%
Total		281	63%

O número máximo de parasitas encontrado foi 26, proveniente de uma enguia capturada na Marina da Lenta em Vila Nova de Cerveira. Nesta enguia, 22 parasitas encontravam-se na fase adulta, 3 na fase L4 e 1 na fase L3. Na mesma enguia estavam também presentes larvas no estado L2 ainda dentro do ovo e também em estado livre.

O número mínimo de parasitas encontrado foi de 1 nas fases L3 e adultos. A intensidade média de infecção variou entre 1 e 6 *A. crassus* por enguia (Tabela 2).

Tabela 2 - Local, Número total (Nt) de *A. crassus* a partir da fase de desenvolvimento L3, Número de enguias parasitadas por cada fase de desenvolvimento, Intensidade mínima e máxima de infecção e Intensidade média das enguias analisadas por local de captura.

Local	Nt* Parasita- s	Nº enguias parasitadas			Intensidade		Intensidade (média)
		L3	L4	Adultos	Nº min.	Nº max.	
Marina da Lenta	291	34	31	53	1	26	4
Lanhelas	11	0	6	5	1	8	3
Ranhão	79	13	19	16	1	11	3
Varzea	53	3	5	7	1	20	5
Manco	5	0	3	2	1	2	1
Veiga da Mira	3	0	2	1	1	1	1
Tinto	21	0	0	11	1	5	2
S. Gonçalo	18	0	0	18	1	5	3
S. Gregório	4	0	0	4	1	2	1
Insuas	27	1	0	15	1	5	2
Gontige	27	1	0	11	1	7	2
Campos	14	1	0	7	1	4	2

\* Sem L1 e L2

Não existe relação entre o número de enguias infectadas e de não infectadas quando comparadas em si (Tabela 3).

Tabela 3 - Local, Data de Captura, Factor de Condição Total (KTotal), Factor de Condição de Não Infectadas (K Ninf), Factor de Condição de Infectadas (KInf), calculado a partir das enguias analisadas por local de captura

Local	Data	Nº médio de parasitadas			K Total	K Ninf	K Inf
		L3	L4	Adultos			
Marina da Lenta	2008-2010	0,49	0,602	1,878	0,1701	0,1603	0,1728
Lanhelas	2010	0,00	0,86	0,71	0,1718	0,1626	0,1787
Ranhão	2009	0,71	0,64	0,52	0,1344	0,1336	0,1350
Varzea	2009	0,40	1,30	3,60	0,1503	0	0,1503
Manco	2009	0,00	0,50	0,33	0,1722	0,1814	0,1676
Veiga da Mira	2009	0,00	0,33	0,17	0,1638	0,1623	0,1652
Tinto	2009	0,00	0,00	1,00	0,1703	0,1687	0,1718
S. Gonçalo	2009	0,00	0,00	1,50	0,1836	0,1738	0,1905
S. Gregorio	2009	0,00	0,00	0,31	0,1616	0,1513	0,1958
Insuas	2010	0,03	0,00	0,81	0,1603	0,1592	0,1615
Gontige	2010	0,05	0,00	1,37	0,1739	0,1738	0,1740
Campos	2010	0,13	0,00	0,80	0,1930	0,1854	0,1997

Pode, de igual modo ser encontrada uma correlação negativa entre o número de enguias infectadas e a quantidade de parasitas que estas podem conter  $P < 0.01$  e  $R = -0.613$  (figura2).

Quanto ao factor de condição não se encontrou qualquer relação entre os indivíduos infectados e não infectados.



Figura 2- Número de enguias infectadas pelas diferentes intensidades de infecção de *A. crassus*.

No caso da marina da Lenta o período de recolha de dados foi o mais alargado, decorrendo este entre os anos de 2008 e 2010, tendo sido realizadas capturas semanais através de nassas.

Neste local fez-se a avaliação da taxa de Prevalência e Factor de condição tendo em conta os diferentes anos, assim como o valor total de enguias capturadas.

O número total de enguias capturadas neste ponto durante o período foi de 98 indivíduos, dos quais 76 com estavam contaminados com exemplares de *A. crassus*, correspondendo a uma taxa de prevalência de 78%.

No entanto, quando considerados os valores anuais podemos verificar queouve uma ligeira variação nos valores da taxa de prevalência, sendo que nos anos de 2008 e 2009 esta é de 79%, enquanto no ano de 2010 o valor baixou para 76%.

Tabela 4 - Local, Data de Captura, N° de Enguias, Taxa de Prevalência, Factor de Condição Total (KTotal), Factor de Condição de Não Infectadas (KNinf), Factor de Condição de Infectadas (KInf), N° Total de Parasitas, N° de Enguias Parasitadas por estádio de desenvolvimento, Comprimento (médio) Geral, Comprimento (médio) não infectadas, Comprimento (médio) infectadas, Intensidade Mínima, Máxima, e Média, N° médio de parasitas por fase de desenvolvimento, calculado a partir das enguias analisadas por local de captura

Local	Data	Nº de Enguias	Taxa de Prevalência	K Total	K Ninf	K Inf	Nt* Parasitas	Enguias Parasitadas			Comp (médio) Geral	Comp (médio) ninf	Comp (médio) inf	Intensidade	Nº médio de parasitas				
								L3	L4	Adultos					Nº min.	Nº max.	Intensidade (média)	L3	L4
Marina da Lenta	2008	14	79%	0,1529	0,1148	0,1605	68	6	6	7	38,7	38,7	38,7	1	26	6	0,64	1,14	3,07
	2009	47	79%	0,1757	0,1796	0,1746	133	11	9	30	34,3	34,2	34,3	1	11	4	0,34	0,32	2,17
	2010	37	76%	0,1693	0,1511	0,1751	90	17	16	16	33,6	36,2	32,8	1	9	3	0,62	0,76	1,05

Resultados apresentam uma diminuição na taxa de prevalência mas esta pode ser explicada pelo número de indivíduos analisados ser muito variável nos três anos, não se podendo afirmar que esta variação seja estatisticamente significativa.

## Discussão

Em 1995/96 os registos de *A. crassus* encontrados estavam distribuídos preferencialmente nas zonas intermédias do troço internacional do Rio Minho, entre Caminha e Melgaço, exclusive (Antunes 1999).

Comparando os resultados obtidos com os da bibliografia, pode-se observar que a área de distribuição de *A. crassus* no Rio Minho aumentou, uma vez que todos os pontos de amostragem, de Caminha a Melgaço, continham vários exemplares de enguias infectadas.

Verificou-se assim, expansão para zonas anteriormente consideradas livres de parasitas - zonas a montante de Valença, onde existem neste momento taxas de prevalência superiores a 23%, atingindo até os 100%, no ponto de amostragem na Várzea (Monção).

Este valor pode ser justificado através de dois factores. Um dos factores é o número de indivíduos capturados nesta amostragem ter sido baixo, apenas 10, o que pode induzir a uma discrepância entre o valor da prevalência calculado e o valor real.

Outro factor é a amostragem ter sido realizada numa zona de remanso, o que pode criar um micro-habitat propício à manutenção e propagação do parasita devido a ser uma zona de águas paradas, onde as Larvas L2 podem permanecer sem serem arrastadas pela corrente a qual não conseguem contrariar, por serem zooplantónicas. A juntar a isto está o facto das margens deste local serem recobertas por vegetação rasteira aprazível à população de *A. anguilla* o que aumenta a probabilidade de estas permanecerem ou passarem neste local permitindo assim o aumento do número de enguias infectadas e da área de distribuição do nemátode *A. crassus*.

A expansão deste parasita na Bacia do rio Minho desde 1995, foi observada também num dos afluentes do afluente principal do troço internacional, o Rio Coura.

Aqui, apesar da passagem obrigatória por uma zona de grande variação diária de salinidade, atingindo um máximo de 35%, obtiveram-se taxas de prevalência de 52%. Esta situação leva-nos a ponderar acerca do modo como o parasita, *A. crassus*, atingiu estes locais, sendo consideradas as zonas de água salgada como barreira a distribuição do nemátode (Antunes 1999).

Existe a possibilidade que as enguias parasitadas tenham descido o Minho e entrado no rio Coura, no entanto, este comportamento é raro, pois segundo Imbert *et al.* (2008) estes são animais inactivos e sedentários. Assim, o transporte do parasita pode ter ocorrido através dos hospedeiros intermediários, copépodes, e pelos hospedeiros paraténicos, que existem no Rio Minho.

Estes podem aproximar-se da foz do Coura, zona de sapal, rica em nutrientes e alimento, para se alimentar e depois subir o afluente em vez do Rio Minho. Alguns exemplos destes hospedeiros paraténicos encontrados no Rio Tinto são, o Esgana-Gata (*Gasterosteus aculeatus*) (Höglund & Thomas 1992), a Tenca (*Tinca tinca*) (Moravec & Konecny 1994) e a Carpa (*Cyprinus Carpio*) (Cakic *et al* 2002).

É possível também que o próprio parasita, devido a lenta progressão da variação da salinidade, associada à subida e descida das marés, consiga na sua fase de vida livre entrar no afluente, uma vez, mesmo em água salgada o parasita consegue completar o

seu ciclo de vida, conseguindo as larvas L2 eclodir e manter-se viáveis cerca de 8 em água salgada e 21 dias em água salobra (Kirk 2002, 2003).

O valor de prevalência mais baixo, de 23%, é referente à zona de S. Gregório. Duas possíveis explicações são, a grande velocidade da água deste local poderem dificultar o acesso das enguias a este local, o que permite que só os indivíduos em bom estado físico o consigam alcançar.

Esta condição exclui a maioria das enguias com parasitas uma vez que estas ao ser infectadas vêem o seu estado físico comprometido, devido a danos na bexiga provocados pelo processo de infecção e de alimentação dos parasitas.

A elevada força e velocidade da corrente podem também ser responsáveis por outro tipo de controlo no que toca a dispersão dos parasitas em direcção a jusante, uma vez que a quando da libertação dos parasitas na sua fase de desenvolvimento livre (L2) a corrente pode arrastar as larvas rio abaixo minimizando assim a probabilidade de infecção no local.

Ao contrário do registado em trabalhos anteriores (Antunes 1999) foi encontrada uma relação positiva entre o tamanho médio das populações das diferentes zonas e a prevalência de parasitas em cada uma delas.

No entanto e indo agora de encontro ao obtido por Antunes(1999) não foi registada nenhuma diferença estatisticamente significativa entre os valores do factor de condição de enguias infectadas e não infectadas.

Sendo que estes valores variam muito de local para local, existindo locais onde o factor de condição é mais elevado em infectadas como é o caso de Lanhelas, Ranhão, Tinto, S. Gonçalo, S. Gregório, Ínsuas e Campos e locais onde o factor de condição é mais elevado em não infectados como Manco, Veiga da Mira.

Em relação ao ponto da marina, onde foram realizadas amostragens semanais, as capturas foram sempre efectuadas no mesmo local.

Estas, quando tratadas com uma única amostra, apresentam um K mais alto para os indivíduos infectados.

No entanto quando analisados os indivíduos, anualmente, podemos verificar que ouve uma ligeira variação nos valores da taxa de prevalência, sendo que nos anos de 2008 e 2009 esta é de 79%, enquanto no ano de 2010 o valor baixou para 76%, do mesmo modo, obtém-se para os anos de 2008 e 2009 o valor de K era mais elevado para as não infectadas, enquanto, que para o ano de 2010 o valor é mais elevado para as infectadas com *A. crassus*.

Esta diferença pode ser justificada com as diferenças do número de amostras obtidas nos 3 anos.

## Conclusão

Através do trabalho realizado concluímos que, quando comparado com o trabalho de Antunes (1999), a distribuição do nemátodo *A. crassus* no Rio Minho internacional aumentou podendo o parasita ser encontrado em todas as zonas de amostragem, desde o Baixo Estuário, concelho de Caminha, até ao Alto Estuário em Valença e ainda nas zonas mais a montante do Minho Internacional.

Concluímos ainda que as taxas de Prevalência aumentaram em relação ao estudo anterior e apesar da intensidade média de infecção ter diminuído, sendo que as zonas estuarinas não se encontram a salvo deste nemátodo, tendo o parasita várias vias de dispersão, como os hospedeiros intermédios e paraténicos.

Vemos também que apesar de toda a área do Minho internacional estar afectada com este parasita é necessário continuar o acompanhamento da sua evolução tendo em conta o seu impacto na Enguia e no ecossistema.

## Bibliografia

- Antunes C. (1999) *Anguillicola Infestation of Eel Population from the Rio Minho (North of Portugal)*. ICES-EIFAC Working Group on Eel, 20-24 September, Denmark: Silkeborg, 1pp.
- Cakic P., Stojanovski S., Kulišić Z., Hristovski N., Lenhardt M. (2002) Occurrence of *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea) in eels of Lake Ohrid, Macedonia. *Acta Vet*, 52, 163-168
- Costa-Dias S., Dias E., Lobón-Cerviá J., Antunes C., Coimbra J. (2010) Infection by *Anguillicoloides crassus* in a riverine stock of European eel, *Anguilla anguilla*. *Fisheries Management and Ecology*, **17**, 485-492.
- De Charleroy D., Thomas K., Belpaire C., Ollevier F. (1990). The life cycle of *Anguillicola crassus*. *Diseases of Aquatic Organisms*, **8**, 77-84.
- Gollock M.J., Kennedy C.R., Quabius E.S., Brown J.A. (2004). The effect of parasitism of European eels with the nematode *Anguillicola crassus* on the impact of netting and aerial exposure. *Aquaculture* 233, 45–54.
- Höglund J., Thomas K., (1992) The black goby *Gobius niger* as a potential paratenic host for the parasitic nematode *Anguillicola crassus* in a thermal effluent of the Baltic. *Diseases of Aquatic Organisms* **13**, 175–180.
- Imbert H., Arrowsmith R., Dufour S., Elie P., (2008). Relationships between locomotor behavior, morphometric characters and thyroid hormone levels give evidence of stage-dependent mechanisms in European eel upstream migration. *Hormones and Behavior* **53**, 69–81
- Kirk R.S., (2003). The impact of *Anguillicola crassus* on European eels. *Fisheries Management and Ecology* **10**, 385-394.
- Kirk R.S., Lewis J.W., Kennedy C.R.(2000) Survival and transmission of *Anguillicola crassus* Kuwahara, Niimi & Itagaki, 1974 (Nematoda) in seawater eels. *Parasitology* **120**, 289–295.
- Kirk R.S., Morritt D., Lewis J.W., Kennedy C.R. (2002). The osmotic relationship of the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* with seawater eels. *Parasitology* **124**, 339-347.
- Knopf K., (2006) The swimbladder nematode *Anguillicola crassus* in the European eel *Anguilla anguilla* and the Japanese eel *Anguilla japonica*: differences in susceptibility and immunity between a recently colonized host and the original host. *Journal of Helminthology* **80**, 129–136

Knopf K., Mahnke M. (2004). Differences in susceptibility of the European eel (*Anguilla anguilla*) and the Japanese eel (*Anguilla japonica*) to the swimbladder nematode *Anguillicola crassus*. *Parasitology* **129**, 491-496.

Knopf K., Würtz J., Sures B., Taraschewski H. (1998). Impact of low water temperature on the development of *Anguillicola crassus* in the final host *Anguilla anguilla*. *Diseases of Aquatic Organisms* **33**, 143-149

Lefebvre F. S., Crivelli A. J. (2004) Anguillicolosis: dynamics of the infection over two decades. *Dis Aquat Org* **62**, 227–232

Moravec F., Taraschewski H. (1988) Revision of the genus *Anguillicola* Yamaguti, 1935 (Nematoda: *Anguillicolidae*) of the swimbladder of eels, including descriptions of two new species, *A. novaezelandiae* sp. n. and *A. papernai* sp. n. *Folia Parasitologica* **35**, 125–146.

Paliková M., Navrátil S., (2001) Occurrence of *Anguillicola crassus* in the water reservoir Koryčany (Czech Republic) and its influence on the health condition and haematological index of eels. *Acta Veterinaria Brno* **70**, 443–449

Palstra A.P., Heppener D.F.M., van Ginneken V.J.T., Székely C., van den Thillart, G.E.E.J.M. (2007). Swimming performance of silver eels is severely impaired by the swim-bladder parasite *Anguillicola crassus*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **352**, 244-256

Rolbiecki L., Rokicki J., (2005) *Anguillicola crassus*- an alien nematode species from the swim bladders of eel (*Anguilla anguilla*) in the Polish zone of the southern Baltic and in the waters of northern Poland. *Ocean. Hydrob. Studies*, **34**, 121-136.

## A amêijoa asiática *Corbicula fluminea* como engenheira de ecossistemas: efeitos sobre a diversidade de macroinvertebrados bentónicos

Martina Ilarri<sup>1\*</sup>, Fabiana Freitas<sup>2</sup>, Sérgia Dias<sup>1</sup>, Carlos Antunes<sup>1,3</sup>, Lúcia Guilhermino<sup>1,4</sup>  
& Ronaldo Sousa<sup>1,5</sup>

<sup>1</sup>CIMAR/CIIMAR - Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Univ. do Porto.

<sup>2</sup>CESAM & Departamento de Biologia, Univ. de Aveiro.

<sup>3</sup>Aquamuseu do rio Minho.

<sup>4</sup>ICBAS - Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar, Univ do Porto.

<sup>5</sup>Departamento de Biologia, Univ. do Minho.

\*martinilarri@gmail.com

### Resumo

A amêijoa Asiática *Corbicula fluminea* é uma das espécies com maior potencial invasor em ecossistemas aquáticos. No estuário do Minho (NW da Península Ibérica) pode ser encontrada sob altas densidades, podendo atingir em alguns locais mais de 4000 ind. m<sup>2</sup>. *C. fluminea* é capaz de alterar significativamente a estrutura física e o funcionamento do ambiente em que habita. Neste contexto, este trabalho teve como objectivo verificar a influência de diferentes densidades de *C. fluminea* sobre os macroinvertebrados bentónicos, ao longo de duas partes distintas do estuário (três pontos na parte inferior, sujeitos a uma maior influência marinha e dois pontos na parte superior, sujeitos a uma menor influência marinha), durante três períodos do ano (Janeiro, Abril e Julho de 2009). Os resultados deste trabalho indicaram que a densidade, biomassa e diversidade de macroinvertebrados respondeu positivamente ao aumento da densidade de *C. fluminea*, com os fatores abióticos exercendo um importante papel sobre os padrões observados em ambas as partes. Os grupos faunísticos Crustacea, Insecta e Gastropoda responderam significativamente e de forma positiva a esse aumento de densidade em *C. fluminea*. Os mecanismos responsáveis por esses padrões positivos ainda estão por ser estabelecidos, embora não devemos desconsiderar os processos de engenheira de ecossistemas e o aumento de matéria orgânica resultante da excreção por parte desta espécie invasora. No entanto, apesar dos efeitos positivos, estudos anteriores foram capazes de demonstrar que a densidade, biomassa e distribuição espacial de algumas espécies, especialmente de bivalves nativos, diminuiu dramaticamente após a introdução de *C. fluminea*. Resultados preliminares de um estudo ainda em curso que tem por objectivo avaliar a possível influência de *C. fluminea* sobre a ictiofauna serão também apresentados.

## ***Pisidium amnicum* no Rio Minho: princípio do fim?**

Ronaldo Sousa<sup>1,2\*</sup>, Pedro Morais<sup>2</sup>, Martina Ilarri<sup>2</sup>, Allan T. Souza<sup>2</sup>, Carlos Antunes<sup>2,3</sup> & Lúcia Guilhermino<sup>2,4</sup>

<sup>1</sup>*CBMA - Centro de Biologia Molecular e Ambiental, Departamento de Biologia, Universidade do Minho, Campus de Gualtar, 4710-057 Braga, Portugal.*

<sup>2</sup>*CIMAR/CIIMAR - Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Universidade do Porto, Rua dos Bragas 289, 4050-123, Porto, Portugal.*

<sup>3</sup>*Aquamuseu do rio Minho, Parque do Castelinho, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal.*

<sup>4</sup>*ICBAS - Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar, Universidade do Porto, Departamento de Estudos de Populações, Laboratório de Ecotoxicologia, Lg. Prof. Abel. Salazar, 2, 4099-003 Porto, Portugal.*

\*e-mail: ronaldo.sousa@ciimar.up.pt

### **Resumo**

A extinção de espécies em sistemas de água doce continua a ser um tópico negligenciado em conservação, sendo que os declínios na abundância e distribuição espacial de invertebrados são muito menos reconhecidos quando comparados com espécies de vertebrados. Com dados recolhidos entre 2004 e 2010 em 16 locais ao longo do rio Minho iremos descrever um rápido declínio na densidade e biomassa do bivalve *Pisidium amnicum* sem que se verifique qualquer sinal de uma aparente recuperação. A densidade média atingiu um máximo de mais de 80 ind./m<sup>2</sup> em 2004 mas decresceu para menos de 1 ind./m<sup>2</sup> em 2009 e 2010 (a biomassa sofreu um declínio semelhante). Uma redução significativa na distribuição espacial foi também notada. As mudanças abióticas resultantes da vaga de calor de 2005 e os possíveis efeitos negativos causados pela espécie invasora *Corbicula fluminea* parecem ser os factores responsáveis por este declínio. Neste momento, *P. amnicum* sofre um sério risco de extirpação neste ecossistema (e também em toda a Península Ibérica já que para além do rio Minho esta espécie está unicamente descrita para o rio Orbigo, Espanha) e medidas de conservação são urgentemente necessárias. Contudo, dada a baixa densidade, a possível inexistência de sub-populações em áreas a montante que possam funcionar como uma fonte de indivíduos, aliados a outras ameaças potenciais que continuam a gerar impactos negativos nesta espécie, um possível plano de recuperação iria sofrer sérios problemas de eficiência. Assim sendo, a eventual recuperação somente faz sentido se integrada num plano mais abrangente que inclua a protecção de todo o ecossistema.

## Ecoloxía e conservación de odonatos ameazados

Genaro da Silva Méndez

Grupo de Ecoloxía Evolutiva e da Conservación, Universidade de Vigo, EUET Forestal, Campus Universitario, 36005 Pontevedra, Galiza. E-mail: genarodasilva@uvigo.es

### Resumo

A bacía do río Miño situase no límite de demarcación do hotspot da bacía do Mediterráneo. A conservación dos seus valores naturais é dunha importancia crucial para o mantemento da diversidade biolóxica a nivel global. Segundo datos publicados o ano pasado, das máis de 190 especies de odonatos presentes na bacía do mediterráneo (Boudot et al 2009), 62 atópanse en situación de ameaza ou case ameazadas (Kalkman et al. 2009), o que supón aproximadamente un tercio das especies. O presente traballo pretende aumentar o coñecemento dalgúnsas especies presentes no noroeste peninsular, incluída a bacía do Miño que padecen un maior grao de ameaza respecto da súa pervivencia no futuro. As libelulas obxectivo prioritario son *M. splendens*, *Oxygastra curtisii*, *Gomphus graslinii*, e en menor medida *G. simillimus*. Coa finalidade de poder deseñar os plans de xestión axeitados, actualmente priorízase a elaboración de ferramentas que implementen a capacidade de delimitación das unidades de xestión. Coa recolla de mostras en diferentes poboacións ao longo do rango de ocupación das diferentes especies preténdese conñecer o grao de illamento xenético desas poboacións. A procura de exuvias, por outra parte, alén de servir como material para os traballos moleculares, posibilitan o seguimento e evolución do tamaño das poboacións ao longo do tempo, e facer estimativas da súa densidade e condicións dos ríos axeitadas para cada un dos taxa examinados.

### Introducción

O presente ano de 2010 foi declarado ano da conservación da biodiversidade pola ONU. Consonte con tan importante conmemoración e como preparación á posterior reunión de Nagoia, publicouse a Perspectiva Mundial sobre a Diversidade Biolóxica 3 na que se actualizaron os datos que certifican a preocupante velocidade de desaparición de especies a nivel planetario (SCBD 2010). As estimativas sinalan que entre un 12% e un 55%, segundo grupos, están ameazadas de extinción. Do mesmo xeito, o nivel de ameaza das especies en situación de perigo tamén se agravou seriamente para todos os grupos biolóxicos analizados. Isto ven a dicir que todos os esforzos para a protección da biodiversidade, así como as directrices a seguir, indicadas no primeiro Convenio da Diversidade Biolóxica firmado en 1993 ao abeiro da Cimeira da Terra de Río de Janeiro do ano anterior, non foron levados a cabo axeitadamente e os obxectivos primordiais están moi lonxe de terse conseguido (SCBD 2010).

No ano 1988 o ecólogo británico Norman Myers (Myers 1988), definía os hotspots, ou puntos quentes, como rexións bioxeográficas cunha significativa reserva de biodiversidade que está baixo ameaza polos humanos. Entre os 25 más importantes da Terra, dada esas características de grande variedade de especies e o elevado número delas que non se poden atopar noutras partes do mundo, incluía á Bacía do Mediterráneo. Parte da Bacía do río Miño sitúase dentro do territorio que abrangue este hotspot, o que é indicativo da importancia da conservación da súa biodiversidade, a cal debería ser un obxectivo prioritario.

Os odonatos son unha orde de insectos que inclúe ás libélulas e aos cabaliños do demo. É un dos grupos mellor estudiados e máis profundamente caracterizados de entre os artrópodos. O coñecemento da ecoloxía e do comportamento dos odonatos, e dos hexápodos en xeral, é imprescindíbel para a súa conservación.

As libélulas e cabaliños do demo son animais dun ciclo biolóxico complexo, tendo os adultos unha vida terrestre e capacidade de voo, e posuíndo unha etapa larvaria acuática, normalmente de máis longa duración que a fase adulta. Sen coñecer as necesidades de cada un dos diferentes estados que adopta no seu percurso vital non sería posíbel o deseño e desenvolvemento de políticas ou planos adicados a preservación das condicións necesarias para manter as súas poboacións viábeis.

Algúns datos sobre odonatos: Na Bacía do mediterráneo existen un total de 192 especies contabilizadas (Boudot et al. 2009), das cales 24 son endémicas (Riservato et al. 2009). Se lles engadimos o resto do territorio europeo alcánzanse máis de 40 especies endémicas. Destas, poden ser atopadas nas augas do río Miño *Calopteryx xanthostoma*, *C. haemorroidalis*, *Platycnemis latipes*, *P. acutipennis*, *Macromia splendens*, *Oxygastra curtisii*, *Onychogomphus uncatus*, *Ischnura graellsii*, *Boyeria irene*, *Gomphus simillimus* e posibelmente tamén estea presente *G. graslinii*. No derradeiro libro vermello de odonatos ameazados na bacía do Mediterráneo da IUCN (Riservato et al. 2009), aparece catalogada como Vulnerábel *M. splendens* (VU), *G. graslinii* como Ameazada (EN) mentres que *G. simillimus* aparece como case ameazadas (NT). Por outra banda no libro vermello de odonatos ameazados de Europa, catalóganse *O. curtisii*, *G. simillimus* como case ameazadas (NT), e *M. splendens* como vulnerábel (VU) (Kalkman et al. 2010). Tamén están incluídas no libro vermello de especies ameazadas español na categoría de vulnerábeis *G. simillimus*, *O. uncatus*, como en perigo (EN) *O. curtisii*, e *M. splendens* como en perigo crítico (CR).

#### *Macromia splendens* (Pictet, 1843)

Esta libélula de cor negra con marcas amarelas no abdome e riscas amarelas e tons verdes metálicos no tórax e ollos, é un dos insectos más grandes de Europa, alcanzando normalmente máis de sete centímetros de lonxitude. É o único representante da familia Macromiidae no noso continente, sendo case todas, das máis de 100 especies coñecidas no seu xénero, tropicais (Allen et al.). A súa presenza nas nosas latitudes deriva, posibelmente, da súa supervivencia, durante as glaciacións que cubriron de xeo a meirande parte do continente, en hábitats más favorábeis que se conservaron na península ibérica, a cal actuou coma un dos refuxios más importantes de Europa para unha grande cantidade de flora e fauna.

A súa distribución abrangue o sur da Francia e parte da nosa península, expandíndose por ríos da case toda a vertente atlántica, dende as rías baixas até Andalucía, e con poboacións coñecidas en Cataluña, Euscadi, e noutras puntos do levante español (Grand e Boudot 2006).

O seu período de voo adoita ser bastante curto, de apenas 4 ou 5 semanas, comezando a finais da primavera e estendéndose até comezos de agosto. Durante o voo acostuma a percorrer grandes distancias por camiños ou cortafogos en zonas forestais ou sobre a auga, polo medio de tramos lentos e largos dos ríos, a poucos centímetros da auga e en zonas moitas veces de difícil acceso. Isto, sumado a que as súas poboacións non son demasiado numerosas, son algúns dos motivos que explican a dificultade para ser encontrada e coñecer a súa verdadeira distribución (Cordero Rivera et al. 1999).

O seu estado larvario estímase que pode durar de 3 a 4 anos para a península ibérica

(Cordero Rivera 2008), aínda que estudos apunta a dous anos para Francia (Domanguet e Grand 1996). Habita en remansos de ríos, nalgúns casos derivados da construción de pequenos encoros para antigos muíños. No noroeste peninsular semella preferir as raiceiras das árbores de ribeira como amieiros ou salgueiros, e tamén solos areosos ou lixeiramente lamaguentos.

A emerxencia, comeza xeralmente nas primeiras semanas de xuño, aínda que en anos máis quentes poida adiantarse a mediados do mes anterior (Cordero et al 2000), e no sur poida comenzar antes. Acostuma finalizar a principios de xuño, aínda que algúns exemplares poidanemerxer máis tardiamente a finais de xullo ou comezos de agosto. Lévase a cabo sobre troncos, rochas do borde ou sobre plantas como *Osmunda regalis* ou *Carex* sp., non se afastando demasiado da auga, aínda que chega a emerxer en ocasión varios metros sobre a superficie.

#### *Oxygastra curtisii* (Dale, 1834)

Esta é unha das especies de anisópteros más abondosa nos cursos fluviais da costa atlántica galega e do norte de Portugal. A consideración como especie ameazada deste animal deriva en certa parte do descoñecemento até fai uns anos da súa distribución e densidade real na península ibérica, onde é unha especie que se atopa en bo estado e non parecer ter problemas de supervivencia nos próximos anos, unha vez se sitúa en franca regresión no resto da Europa.

Un dos grandes intereses que ten é a súa rareza dende o punto de vista taxonómico. Incluída xeralmente na familia Corduliidae, os estudos filoxenéticos non conseguén determinar cal debería ser a súa posición definitiva, chegando en varios casos a suxerir a necesidade de crear unha nova familia, Oxygastridae, que contería unha única especie (Dumont et al. 2009). Isto é un alicerce que nos empurra a coñecer mellor a súa distribución e como se produciu a súa expansión despois do fin das glaciacións, así coma a súa radiación a partires de familias más próximas, como Corduliidae ou Libellulidae.

Os seus hábitats son xeralmente parecidos aos de *M. splendens*, aínda que as súas poboacións son moito más numerosas e a súa distribución más ampla .

Pódese ver en praticamente toda a península, en grande parte de Francia e no norte de Italia, ademais de posuér poboacións no centro de Italia, na Alemaña, Bélxica, Holanda, Suíza e Inglaterra, aínda que nestes cinco últimos países sexa moi escasa no caso de non estar xa extinta (Dijkstra e Lewington 2006; Dumont et al 2006).

O seu período de voo comeza antes que o de *M. splendens* e remata máis tarde. Os machos teñen un comportamento territorial, percorrendo constantemente pequenos espazos de apenas uns poucos metros de lonxitude, nas ribeiras dos ríos sobre a auga, á espera da chegada dalgunha femia.

As larvas permanecen, presumibelmente, dous anos na auga, aferradas as raiceiras das árbores e plantas dos bordes dos ríos. A oviposición, ao igual que en *M. splendens*, é exofítica e as femias fana en solitario, tocando co extremo final do abdome na auga repetidas veces mentres segue a voar. As exuvias son fáceis de ver nos troncos das árbores ou entre a vexetación de borde.

### *Gomphus simillimus* (Sélys 1840) e *G. graslinii* (Rambur 1842)

A presenza de *G. graslinii* aínda non foi certificada noa bacía do río Miño, aínda que parece máis que probábel coñecendo a súa distribución en ríos próximos, gozando, por exemplo, de poboacións bastante densas na bacía do río Támega (observacións propias). Si foi asegurada a presenza de *G. simillimus*, cuxa área é máis grande no sudoeste europeo, posuíndo tamén poboacións presumibelmente más densas que *G. graslinii* (Askew 2004). En moitas ocasións, a dificultade de determinar a presenza de especies do xénero *Gomphus* radica no comportamento esquivo dos individuos adultos. A diferencia doutras especies da mesma familia, como *Onychogomphus uncatus*, presente na área de estudio, que é fácil de observar dado seu comportamento territorial mesmo no curso dos ríos e pola súa costume de pousarse en penedos e rochas que emerxen da auga, o comportamento das especies do xénero *Gomphus* é bastante esquivo e descoñecido, o cal complica a súa observación. Nas visitas deste ano ao río Cabe, recolléronse 64 exuvias de *Gomphus* sp., sen embargo non foi posíbel observar un so adulto, sen embargo si que foi posíbel visualizar adultos de *O. uncatus*, encontrándose apenas oito exuvias (Táboa 1).

Estímase que o período larvario esténdese por un tempo de dous anos, preferindo *G. simillimus* chans máis areosos ou arxilosos, antes que solos rochosos. A emerxencia lévase a cabo a apenas uns poucos centímetros da auga e son as especies de río que aparecen máis cedo de entre os anisópteros, xa a mediados de maio. A oviposición, tamén é por solta dos ovos na auga por parte das femias en solitario (Askew 2004).

### Xestión das especies

O presente traballo ten entre os seus obxectivos primordiais o deseño das unidades de xestión para cada unha das especie obxectivo. Para iso deben realizarse os estudos adicados ao coñecemento da variabilidade xenética. Mediante o emprego de marcadores xenéticos, trátase de coñecer o grao de illamento das diferentes poboacións, co gallo de determinar aquelas cuxa situación dificulta os eventos de immigración, e polo tanto, non poderían ser recolonizadas ou acrecentadas naturalmente no caso da poboación padecer perturbacións que diminuísen o seu tamaño ou dificultasen a súa viabilidade. O estimador empregado para isto é a  $F_{st}$ , ou índice de fixación, que indica o efecto da fragmentación sobre a consanguinidade; ou o que é o mesmo, a probabilidade de que dous alelos para un locus tomados aleatoriamente dunha subpoboación (no mesmo ou diferentes individuos) sexan idénticos por descendencia. Valores baixos de  $F_{st}$ , sinalan unha maior falta de contacto e intercambio de individuos entre subpoboacións.

Inténtase traballar neste senso con poboacións espalladas por todo o rango de distribución para cada unha das libélulas e ao mesmo xeito dirimir cal sería a máis antiga destas poboacións que sería a candidata para núcleo de repoboamento despois do fin do Drias recente. As mostras máis illadas tamén teñen importancia por constituíren unidades evolutivas independentes. Respecto a bacía do Miño, recolléronse xa mostras no ano 2010 e planease aumentar o seu tamaño no próximo ano de *O. curtisii*, *M. splendens* e *G. simillimus* nos ríos Avia e Cabe, ambos afluentes do río Sil.

### Traballo con exuvias

Outra parte importante do traballo consiste no seguimento das poboacións mediante a recolla de exuvias. Estas, son os restos da pel das larvas que quedan preto dos puntos de auga onde se desenvolven, unha vez se produce a emerxencia e aparece o imago. Normalmente para estimas de tamaños poboacionais, distribución ou bioindicación, téñense empregado os adultos ou as larvas de odonatos. O uso das exuvias para este fin ten unha seria de inconvenientes, compensados polas vantaxes. Entre os inconvenientes destaca o esforzo que supón, pois implica visitas continuadas aos puntos de seguimento e prospeccións pormenorizadas para asegurarse de deixar atrás o menor número posíbel. Os beneficios que reporta é a non manipulación dos animais vivos, podendo recoñecer con precisión case todas as especies, así como o seu xénero e razón de sexos, períodos de emerxencia e posíbel proterandia ou protoxinia. A presenza de exuvias indica tamén que os individuos conseguiron completar con éxito todo o ciclo vital, dende a oviposición até a emerxencia. A utilización de adultos pode levar a erros pois problemas derivados da contaminación para as larvas, que impedirían a súa medra, non son detectados polas femias que procederían a ovipositar en locais adversos (Raebel et al 2010). Ademais, as exuvias se son recollidas frescas, é dicir, pouco tempo despois da emerxencia, permiten obter DNA para os traballos de caracterización xenética, sen ter entón que sacrificar ou magoar individuos vivos (Watts et al. 2005).

Do mesmo xeito, a presenza ou ausencia de exuvias das diferentes especies en tramos de río que varían nas súas características, reporta información sobre os posíbeis cues ou estímulos de escolha polas femias para realizar as postas de ovos. Esta información é de gran importancia pois permite mellorar o coñecemento sobre a ecoloxía e comportamento das especies, e cales son as súas preferencias para o seu desenvolvemento e as condicións a manter nos cursos e nas bacías fluviais para permitir o seu mantemento e/ ou establecemento.

### Materiais e métodos

A recolla das exuvias realizouse durante catro visitas ao río Cabe, nos días 31 de maio, sete e 15 de xuño, e nove de Xullo. O transecto ten 100 metros de lonxitude e pescudábase só na marxe dereita do río. Pertence ao concello de Sober, na parroquia de Pantón, lugar de Areas, dentro da cuadrícula UTM 29TPH1201. Pola súa situación xeográfica, próximo á Ribeira Sacra de veráns moi quentes de clima mediterráneo, o período de emerxencia é máis cedo que noutras zonas de Galicia, polo que as datas empregadas percorrerían o período completo de emerxencia de *M. splendens*. Aínda así, número de visitas que debería ter un espaciamento temporal menor, non permite facer un seguimento axeitado das poboacións nin estimas aproximadas dos tamaños poboacionais. Este traballo más pormenorizado desenvolveuse no río Lérez, que conta coa presencia nun número considerable de exemplares de *M. splendens*. Os datos obtidos das exuvias están recollidos na táboa 1.

Tamén se procuraron larvas de *M. splendens* e *O. curtisii* *G. simillimus* con manga entomolóxica pentagonal, preferentemente nas raíces dos amieiros somerxidas na auga. Buscáronse adultos na mesma, con manga entomolóxica, dos que se cortou a pata

traseira dereita, para a caracterización xenética, liberándose inmediatamente ao animal.

## Resultados

Das mostraxes realizadas até o momento non se posúen datos para a caracterización xenética das poboacións pois é necesario continuar a prospección e a recolla de material nos próximos veráns. Para *M. Splendens* e *O. curtisii* existe un traballo previo no que os valores de Fst para *Macromia* son moi baixos, non sendo así para *Oxygastra*, algo esperábel sabendo da distribución e abundancia destas libélulas (Azpilicueta Amorín et al. 2010). Un dos problemas que ten ese traballo xa feito é que se levou a cabo mediante o uso de RAPDs (Random Amplification of Polymorphic DNA), que se non se consideran ferramentas axeitadas por mor dos seus problemas de falta de repetibilidade (Saunders et al. 2001), optándose para o futuro traballo por outro tipo de marcadores moleculares neutros como son os microsatélites e xenes nucleares e mitocondriais.

O número de exuvias atopadas alcanzou o número de 385 Táboa 1. No caso de *O. curtisii* e *B. Irene*, ao ser a cantidade superior a cen, considérase suficiente para ver se a razón de sexos difire significativamente de 1:1 (Corbet e Hoess 1998). Para ámbalas dúas as diferenzas non son significativas ( $P>0.05$ )

A rareza de *M. splendens* queda patente cando se observa que das 385 exuvias, só tres pertencían a esta especie. Con datos deste mesmo ano, do río Lérez, para un total de 16 transectos visitados cada 10 días durante máis de 3 meses, recollérónse un total 1078, sendo só 10 de *Macromia*.

De entre os anisópteros só aparecen en menor número ou igual *Anax imperator* e *Cordulegaster boltoni* as cales son pouco restritivas para os seus hábitats, colonizando *A. imperator* todo tipo de charcas e ríos, e *C. Boltoni*, case calquer tipo de curso de auga, dende ríos até pequenos regos, adoitando presentar pouca densidade larvaria pero moi ubicuas. A outra especie da que só se atoparon tan poucas exuvias foi *G. simillimus*, que a diferencia con as dúas anteriores, é de pouca distribución e sensíbel á alteración do seu hábitat.

## Conclusión

O proxecto para o estudo, tanto de *M. splendens*, coma de *O. curtisii* ou *Gomphus* sp. aínda non chegou ao ecuador de seu proceso. En próximos veráns deberase aumentar o número de mostras, e ao mesmo tempo coñecer con maior precisión a distribución real da especie na bacía do río Miño, xa que existen moitos ríos potenciais para a presenza destas especies, especialmente para *G. graslinii* do cal aínda non se ten confirmación.

Os datos de recolla de exuvias confirman a fraxilidade e pequeno tamaño poboacional destes taxa, agás para o caso de *O. curtisii*, que goza de ampla e abondosa presenza nesta rexión, onde parece ter o seu óptimo, aínda que sexa máis rara no resto do seu rango de distribución.

Só nos vindeiros anos, unha vez se teña a información suficiente para estudar as dinámicas meta-poboacionais destas libélulas, poderase coñecer as accións necesarias a desenvolver e deseñar así os conseguintes planos de mellora e conservación destes insectos.

### Agradecimentos

A Adolfo Cordero Rivera, Mónica Azpilicueta, Olalla Lorenzo, Sandra Nieto Román. Parte dos traballos realizados polo grupo de Ecoloxía Evolutiva e da Conservación foron financiados polos seguintes proxectos:

Proxecto (2001-2003): “Conservación de especies amenazadas: situación actual y medidas de gestión para las poblaciones gallegas de *Emys orbicularis*, *Macromia splendens* y *Corema album*” (PGIDT01MAM37101PR). Entidade financiadora: Xunta de Galicia . Proxecto (2001-2005): “Aplicación de técnicas moleculares en ecología: selección sexual, evolución del comportamiento y conservación” (BOS2001-3642). Entidade financiadora: Dirección General de Investigación (MCyT). Proyecto (2009-2011): “Sexual selection and the evolution of mating strategies in odonates (ODOEVO)”. Entidade Financiadora: Ministerio de Ciencia e Innovación, CGL2008-02799.

### Bibliografía

- Allen,D., Davies,L. & Tobin,P. 1985. *The Dragonflies of the World: A systematic list of the extantspecies of Odonata. 1(2. Anisoptera)*. Utrecht, Societas Internationalis Odonatologica. Rapid Communications (Supplements). pp 1-151.
- Askew, R. R. 2004. *The dragonflies of Europe*. Harley Books, Martins (Essex). 308 pp.
- Azpilicueta Amorín, M., M. Vila, and A. Cordero Rivera. 2010. *Population genetic structure of two threatened dragonfly species (Odonata: Anisoptera) as revealed by RAPD analysis*, In J. Habel and T. Assmann (eds.), *Survival on Changing Climate - Phylogeography and Conservation of Relict Species*. Springer Verlag, Heidelberg, pp. 295-308.
- Boudot J.P., Kalkman, V.J., Azpilicueta Amorín, M., Bogdanović, Cordero Rivera, T.A., Degabriele, G., Dommaget, J. L., Ferreira, S., Garrigós, B., Jović, M., Kotarac, M., Lopau, W., Marinov, M., Mihoković, N., Riservato, E., Samraoui, B. and Schneider, W. 2009. *Atlas of the Odonata of the Mediterranean and North Africa*. Libellula Supplement 9, 256 pp.
- Corbet, P. S. and R. Hoess. 1998. *Sex ratio of Odonata at emergence*. International Journal of Odonatology. 1, 99-118.
- Cordero Rivera, A., C. Utzeri, and S. Santolamazza Carbone. 1999. *Emergence and adult behaviour of Macromia splendens (Pictet) in Galicia, northwestern Spain (Anisoptera: Corduliidae)*. Odonatologica 28:333-342.
- Cordero Rivera, A. 2000. *Distribution, habitat requirements and conservation of Macromia splendens Pictet (Odonata: Corduliidae) in Galicia (NW Spain)*. International Journal of Odonatology 3, 73-83.
- Cordero Rivera, A. 2008. *Macromia splendens: Estado de conservación y problemática de futuro*, In J. Pérez Godillo and A. Sánchez García (eds.), Proyecto LIFE 2003/NAT/E/000057 "Conservación de Artrópodos Amenazados de Extremadura". Junta de Extremadura, Badajoz. 117-130.
- Dijkstra, K. D. B. and R. Lewington. 2006. *Field guide to the dragonflies of Britain and Europe*. British Wildlife Publishing, Gillingham, Dorset. 320 pp.
- Dommaget, J.L., & D. Grand. 1996. *Macromia splendens* (Pictet, 1843). van Helsdingen, P.J., L. Willemse & M.C.D. Speight (eds) "Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part II -Mantodea, Odonata, Orthoptera and Arachnida.", Council of Europe, Strasbourg, pp. 341-349.
- Grand,D. & Boudot,J.P. 2006. *Les Libellules de France, Belgique et Luxembourg*. Mèze: Biotope.
- Myers, N. 1988. The Environmentalist 8, 187-208

- Kalkman, V.J., Boudot J.P., Bernard R., Conze K-J., De Knijf G., Dyatlova E., Ferreira S., Jović M., Ott J., Riservato E., e Sahlén G. 2010. *European Red List of Dragonflies*. Publications Office of the European Union, 40pp.
- Raebel, E. M., T. Merckx, P. Riordan, D. W. Macdonald, and D. J. Thompson. 2010. *The dragonfly delusion: why it is essential to sample exuviae to avoid biased surveys*. Journal of Insect Conservation. 14, 523-533.
- Riservato, E., Boudot J.P., Ferreira S., Jović M., Kalkman V.J., Schneider W., Samraoui B. e Cuttelod A. 2009. *The Status and Distribution of Dragonflies of the Mediterranean Basin*. IUCN (International Union for Conservation of Nature) 43 pp.
- SCDB 2010. *Secretaría do Convenio sobre a Diversidade Biolóxica. Perspectiva Mundial sobre a Diversidade Biolóxica 3*. Montreal, 94 pp.
- Saunders, G. C., J. Dukes, H. C. Parkes, and J. H. Cornett. 2001. *Interlaboratory Study on Thermal Cycler Performance in Controlled PCR and Random Amplified Polymorphic DNA Analyses*. Clinical Chemistry 47, 47-55
- Watts, P. C., D. J. Thompson, C. Daguet, and S. J. Kemp. 2005. *Exuviae as a reliable source of DNA for population-genetic analysis of odonates*. Odonatologica 34:183-187.

Especies	Xénero	31/05/2010	07/06/2010	15/06/2010	09/07/2010	Totais por sexos	Totais
Gomphus pulchellus	Machos	5	16	5	13	39	61
	Femias	3	6	1	12	22	
Oxygastra curtisii	Machos	0	2	7	58	67	150
	Femias	0	4	14	65	83	
Boyeria irene	Machos	0	2	3	67	72	138
	Femias	0	1	7	58	66	
Cordulegaster boltoni	Machos	0	0	0	0	0	3
	Femias	0	2	0	1	3	
Platycnemis sp.	Machos	0	3	0	3	6	10
	Femias	0	3	0	1	4	
Gomphus simillimus	Machos	0	0	0	2	2	3
	Femias	0	0	0	1	1	
Onycogomphus uncatus	Machos	0	0	0	5	5	8
	Femias	0	0	2	1	3	
Pyrrhosoma nymphula	Machos	0	0	0	3	3	4
	Femias	0	0	0	1	1	
Enallagma lindenii	Machos	0	0	0	1	1	1
	Femias	0	0	0	0	0	
Anax imperator	Machos	0	0	0	0	0	1
	Femias	0	0	0	1	1	
Calopteryx sp.	Machos	0	0	0	2	2	3
	Femias	0	0	0	1	1	
Macromia splendens	Machos	0	0	1	1	2	3
	Femias	0	0	1	0	1	

Táboa 1. Exuvias recollidas no río Cabe

## **Quando mimosas invadem margens: algumas questões sobre reabilitação fluvial e controlo de *Acacia dealbata* Link**

Manuel Miranda Fernandes  
Consultor em Recursos Naturais  
[mmfernand@gmail.com](mailto:mmfernand@gmail.com)

### **Resumo**

A reabilitação de galerias ribeirinhas invadidas por espécies exóticas, nomeadamente a mimosa, *Acacia dealbata* Link., constitui um desafio notável na gestão do território fluvial. Enquanto elemento estruturante da paisagem fluvial, as galerias ribeirinhas estabelecem a ligação entre o meio aquático e o meio terrestre, desempenhando importantes funções ecológicas, sendo as mais destacadas o seu contributo para a qualidade da água superficial e o papel na estabilização de margens e na conservação de habitats. No âmbito da Directiva-Quadro da Água (Directiva 2000/60/CE), a reabilitação de galerias ribeirinhas assume especial relevância, estando em curso diversos projectos no nosso país.

No Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Minho, *Acacia dealbata* é considerada a exótica invasora mais crítica, devido à sua capacidade colonizadora, alterando profundamente os sistemas vegetais. Este Plano estabelece como objectivo o controlo e a eliminação das espécies vegetais invasoras que substituem a vegetação ribeirinha autóctone. Porém, se atendermos às características demográficas desta espécie e ao historial da sua introdução e expansão em Portugal, emergem diversas questões, nomeadamente as seguintes:

- O controlo de *Acacia dealbata* em galerias ribeirinhas é eficiente?
- De que requisitos depende o sucesso da reabilitação de galerias ribeirinhas invadidas?
- Como estabelecer uma relação custo/benefício em reabilitação fluvial?

A estas questões podemos acrescentar algumas questões de fundo, relacionadas com o processo de invasão e com a sua irreversibilidade, abrindo caminho a novas perspectivas na gestão deste problema ambiental. Assim, as intervenções de reabilitação fluvial deverão ser analisadas numa escala espacial mais abrangente do que a que muitas vezes é considerada e a presença do fenómeno invasor deverá ser ponderada de forma melhor informada, assumindo que este é um processo aberto pelo agenciamento humano.

## Contribución al plan de gestión de la anguila europea (*Anguilla anguilla*): Primeros datos biológicos en los afluentes de la margen española del Baixo Miño.

Cobo, F.<sup>1,2</sup>, Vieira-Lanero, R.<sup>1</sup>, Servia, M. J.<sup>3</sup>, Barca, S.<sup>1</sup>, Couto, M. T.<sup>2</sup>, Rivas, S.<sup>1</sup>, Sánchez, J.<sup>2</sup>, Nachón, D.<sup>2</sup>, Silva, S.<sup>2</sup>, Gómez-Sande, P.<sup>2</sup>, Morquecho, C.<sup>2</sup> & Lago, L.<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Estación de Hidrobiología “Encoro do Con”, Universidade de Santiago de Compostela. Castroagudín s/n, 36617 Vilagarcía de Arousa, Pontevedra, España.

<sup>2</sup> Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Sur s/n, 15782 Santiago de Compostela, España.

<sup>3</sup> Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecoloxía. Facultade de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira s/n. 15008 A Coruña, España.  
e-mail: fernando.cobo@usc.es

### Resumen

El Reglamento (CE) nº 1100/2007 del Consejo de la Unión europea, de 18 de septiembre de 2007, establece medidas para la recuperación de la población de la anguila europea permitiendo la fuga hacia el mar de al menos el 40% de la biomasa de anguilas europeas correspondiente a la mejor estimación del posible índice de fuga que se habría registrado en caso de que ninguna influencia antrópica hubiera incidido en la población (art. 2, 4). No obstante, muchos datos poblacionales necesarios para el diseño y desarrollo del plan de gestión en el Baixo Miño permanecen insuficientemente conocidos e hipotecan la aplicación del Reglamento. Por ello, se ha desarrollado un plan de muestreos en 23 estaciones repartidas entre los diferentes tributarios de la orilla española del Miño entre Caldelas de Tui y la desembocadura, con el fin de determinar su distribución actual, la proporción de anguilas amarillas y plateadas y sus densidades y biomassas.

Los datos proceden de muestreos mediante pesca eléctrica durante los cuales se midieron y pesaron los individuos, poniendo especial cuidado en la medida biométrica de los ojos para determinar su estado de plateado según el índice de Pankhurst (1982). Complementariamente, se han analizado estadísticamente los registros obtenidos en la estación de captura de A Freixa en el río Tea, lo que nos ha permitido conocer la evolución en los últimos 10 años del peso y longitud de los ejemplares tanto en su estado de anguila amarilla como plateada.

### Introducción

Según el último dictamen científico sobre la anguila europea del Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM), su población está fuera de los límites biológicos de seguridad y la pesca no se ejerce actualmente de forma sostenible. El CIEM recomendó que se elabore un plan de recuperación para toda la población de anguila europea con carácter urgente y que la explotación y demás actividades humanas que inciden en la pesca o en las poblaciones se reduzcan el máximo posible.

Sin embargo, existen condiciones y necesidades diversas Europa que requieren soluciones específicas. Esta diversidad se debe tener en cuenta a la hora de planificar y ejecutar las medidas destinadas a garantizar la protección y la explotación sostenible de la población de anguila, y las decisiones se deben adoptar al nivel más próximo posible de los lugares de explotación de la anguila. Así, debiera darse prioridad a la actuación de los estados miembros a través de planes de gestión de la anguila que se ajusten a las circunstancias regionales y locales.

En aquellas cuencas fluviales donde la pesca y demás actividades humanas que afectan a las anguilas puedan tener repercusiones transfronterizas, es preciso que todos los programas y medidas se coordinen para todo el conjunto de la cuenca fluvial de que se trate. Por esta razón, el Reglamento (CE) nº 1100/2007 del Consejo Europeo, de 18 de septiembre de 2007, por el que se establecen medidas para la recuperación de la población de anguila europea, establece en su artículo 6, relativo a los planes transfronterizos de gestión de la anguila, que en el caso de las cuencas fluviales que discurren por el territorio de varios estados miembros, estos elaborarán conjuntamente un plan de gestión de la anguila.

En el caso concreto del Miño existe, además un acuerdo que regula el ejercicio de la pesca en el tramo internacional entre el Reino de España y la República portuguesa por el que se establece el “Reglamento de pesca en el Tramo Internacional del río Miño” (Publicado en España en el BOE nº 142, de fecha 12 de junio de 2008). Asimismo, existe una Comisión Permanente que tiene por finalidad principal el estudio y preparación de propuestas tendentes a mejorar las condiciones ecológicas y pesqueras del Miño.

Tradicionalmente han existido pesquerías tanto de angula como de anguila en este tramo internacional, y su normativa actual respecto a licencias, épocas de pesca, vedas, artes de pesca o tallas mínimas están recogidas en el citado Reglamento.

En la margen española del Baixo Miño, no se disponía, hasta el presente trabajo, de datos biométricos ni poblacionales de anguila; ni tampoco una evaluación del hábitat ni de los factores de mortalidad antrópica, todos ellos necesarios para el diseño y desarrollo del plan de gestión. Esta carencia de datos hipoteca la aplicación del Reglamento cuyo fin último es permitir la fuga hacia el mar de al menos el 40% de la biomasa de anguilas europeas correspondiente a la mejor estimación del posible índice de fuga que se habría registrado en caso de que ninguna influencia antrópica hubiera incidido en la población.

### **Metodología**

Durante el verano de 2010 se llevó a cabo una campaña de muestreos en 23 localidades pertenecientes a 14 afluentes de la margen española del Baixo Miño. Los puntos de muestreo fueron repartidos de forma desigual, en función del rango hidráulico del río, de la manera que sigue: una localidad para los ríos Barxas, Caselas, Das Udencias, Pego, Ribadil, Termes y Uma, dos localidades en los ríos Deva, Furnia, Hospital, Louro, Tamuxe y Tripes, y cuatro en el río Tea. (tabla I y figura 1).

Como método de captura se empleó la pesca eléctrica, herramienta básica y estandarizada de muestreo de las comunidades ictiológicas. La metodología de muestreo y obtención de datos está de acuerdo con el protocolo específico de la Norma UNE-EN 14011:2003 (Y), preparado polo Comité Técnico AEN/TCN77 “*Calidad del agua. Muestreo de peces con electricidad*”. El muestreo se realizó de manera semicuantitativa mediante la técnica de pasadas múltiples (3 pasadas) sin reposición por unidad de esfuerzo constante. La densidad poblacional se ha estimado mediante el método de Moran-Zippin (ZIPPIN, 1958; SEBER & LE CREN, 1967). A su vez, se calculó la biomasa total específica, para lo que se empleó el modelo de LESLIE & DAVIS (1939). Para el

análisis de los resultados se empleó el paquete estadístico SPSS 16.0. Para el conjunto de la muestra se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis, con objeto de encontrar diferencias significativas en diversas variables, aceptando que esta prueba es estadísticamente significativa siempre que la probabilidad asociada resultara ser menor que 0,05. Consecuentemente, los datos son estadísticamente fiables y se pueden considerar una aproximación aceptable a la situación real.

Localidad	Estación	X	Y
Barxas_Ponte Barxas	Bar1	567040	4665194
Caselas_Entenza	Cas1	537273	4657707
Deva_Mourentán	Dev1	558230	4663221
Deva_Ponte Pintelos	Dev2	558660	4667951
Furnia	Fur1	525576	4649970
Furnia_Sobrada	Fur2	525328	4652650
Hospital_Barro da Ponte	Hos1	523227	4648114
Hospital_Barro Tomada	Hos2	522505	4650632
Louro_Veigadana	Lou2	531881	4670265
Louro_A Gándara	Lou1	529988	4657858
Pego_Estás	Peg1	520274	4647306
Ribadil_Ponte Ribadil	Rib1	562880	4666272
Tamuxe_Acevedo	Tam2	515039	4647179
Tamuxe_O Rosal	Tam1	514098	4642207
Tea_A Ponte	Tea3	545744	4676476
Tea_Devesa	Tea1	540194	4665867
Tea_Freixa	Tea2	540261	4670440
Tea_Tea	Tea4	550055	4676773
Uma_Abelleira	Uma1	541622	4668019
Termes_Ponte de Vide	Ter1	550390	4660358
Tripes_Circos	Tri2	527546	4656519
Tripes_Tui	Tri1	529282	4654682
Das Udencias - Pozas da Cabana	Ude1	525980	4658943

Tabla I.- Localidades de muestreo. [X, Y: valores de las coordenadas UTM (29T XY)]

Los individuos capturados fueron mantenidos a la sombra, en cubetas de gran capacidad, con agua fresca y aireada. De todos y cada uno de los ejemplares se tomó el peso y la longitud con una precisión próxima a 0.1 g y a 1 mm respectivamente, y se puso especial cuidado en la medida biométrica de los ojos para determinar su estado de plateado según el índice de PANKHURST (1982). Complementariamente, se analizaron estadísticamente los registros obtenidos en la estación de captura de A Freixa en el río Tea, lo que nos ha permitido conocer la evolución en los últimos 10 años del peso y longitud de los ejemplares tanto en su estado de anguila amarilla como plateada.

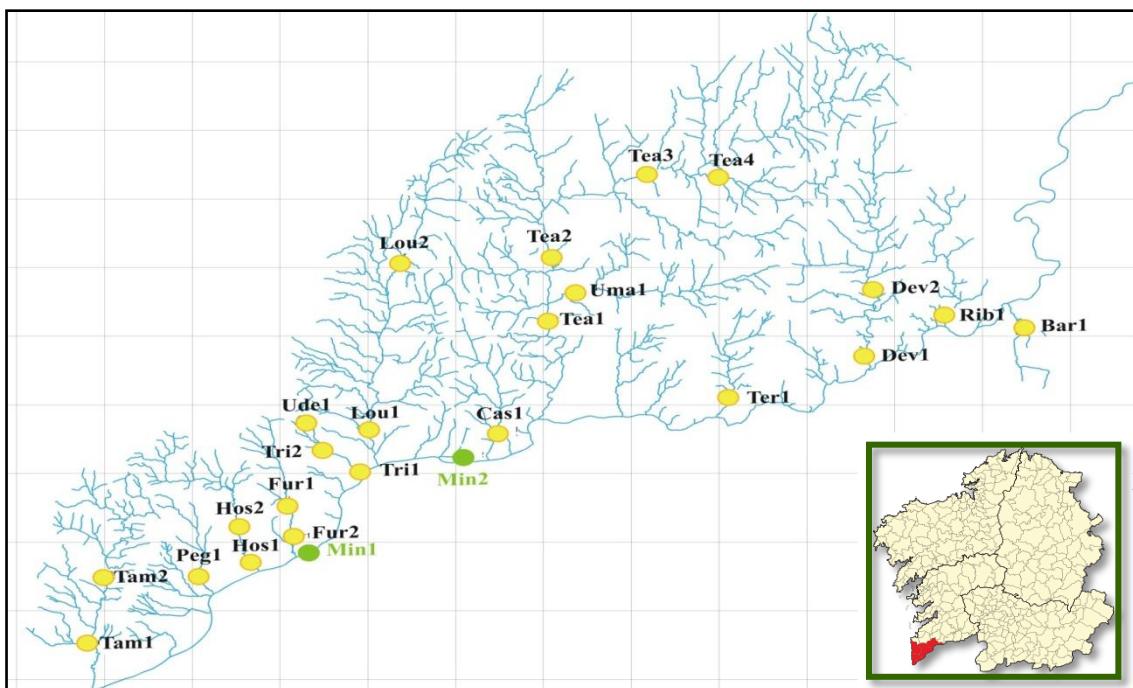


Figura 1.- Localización de las localidades de muestreo.

## Resultados

Los afluentes de la parte española del Baixo Miño presentan pocos tramos bien conservados que alternan con otros degradados, principalmente por pérdida de calidad del hábitat y por la presencia de obstáculos de diferente naturaleza que condicionan los movimientos de los peces (véase VIEIRA-LANERO *et al.* en esta obra). Como consecuencia, las densidades y biomassas son muy variables en el conjunto de las estaciones muestreadas. Así, la biomasa fluctúa entre los 6 g/m<sup>2</sup> de la estación Hos2 y los 0.23 g/m<sup>2</sup> de la estación Lou1. Los promedios por río se recogen en la tabla II transformados en kg/ha, y la estadística descriptiva de este parámetro en la tabla III.

La densidad presenta fluctuaciones semejantes con una media de 0.08 individuos/m<sup>2</sup> ( $sd = 0.06$ ), un máximo de 0.4 ind./m<sup>2</sup> en la estación Tri1 y un mínimo de 0.005 ind./m<sup>2</sup> en Bar1.

Río	Biomasa (kg/ha)
Hospital	58,12
Caselas	45,12
Tripes	38,88
Uma	36,46
Ribadil	27,53
Deva	24,69
Tea	20,22
Termes	20,13
Pego	16,63
Furnia	16,23
Tamuxe	16,03
Miño	12,18
Barxas	4,17
Louro	2,32

Tabla II.- Promedios de las biomasas de anguila (kg/ha) por río.

<b>Biomasa kg/ha</b>	
Media	24,19
Error típico	4,20
Mediana	20,17
Desviación estándar	15,71
Varianza de la muestra	246,89
Rango	55,80
Mínimo	2,32
Máximo	58,12
Nivel de confianza (95,0%)	9,07

Tabla III.- Estadística descriptiva de los promedios de las biomassas de anguila (kg/ha) por río.

Los datos de peso fresco y longitud de las muestras obtenidas en los afluentes de la margen española junto con los aportados por el Aquamuseu de Vilanova de Cerveira, correspondientes a los afluentes de la margen portuguesa (ANTUNES com. per.) nos han permitido establecer la curva de regresión (figura 2) que relaciona, de forma fiable, el peso y longitud de las anguilas del Baixo Miño.

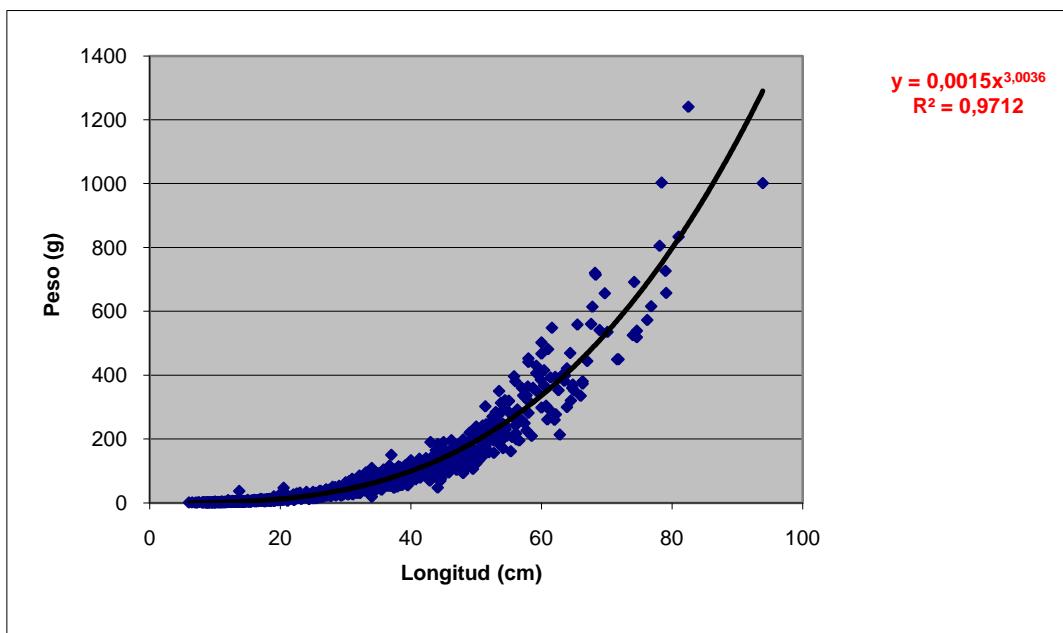


Figura 2.- Curva de regresión peso-longitud de las anguilas del Baixo Miño.

En cuanto a las anguilas plateadas, las biomassas presentan patrones semejantes al del conjunto de la población. Considerando las medias por ríos (tabla IV) tanto la biomasa de anguilas plateadas como el porcentaje que supone frente al total está fuertemente relacionado con la presencia de obstáculos y su dificultad de franqueo, excepto en el caso del río Louro en el que la fuerte contaminación industrial explica los bajos valores registrados. Las anguilas plateadas suponen un 35.59% ( $sd = 12,38$ ) de promedio con relación al total de la biomasa.

Río	% amarillas	% plateadas	Biomasa plateadas (kg/ha)
Hospital	58,23	41,77	24,28
Caselas	43,51	56,49	25,49
Tripes	59,98	40,02	15,56
Uma	27,84	72,16	26,31
Ribadil	1,57	98,43	27,10
Deva	8,32	100,14	24,73
Tea	48,92	51,08	10,33
Termes	31,13	68,87	13,86
Pego	41,38	58,62	9,75
Furnia	51,46	48,54	7,88
Tamuxe	53,32	46,68	7,48
Miño	33,33	66,67	8,12
Barxas	12,82	87,18	3,63
Louro	54,60	0,00	0,00

Tabla IV.- Biomasa de anguilas plateadas como el porcentaje que supone frente al total por río.

La distribución por clases de talla mayores de 20 cm, realizada con las capturas por pesca eléctrica, señala una media de 28 cm ( $sd = 6.68$ ) con un mínimo de 17 cm y un máximo de 60 cm. La proporción de anguilas de más de 45 cm, diferenciadas como hembras, es baja (figura 3).

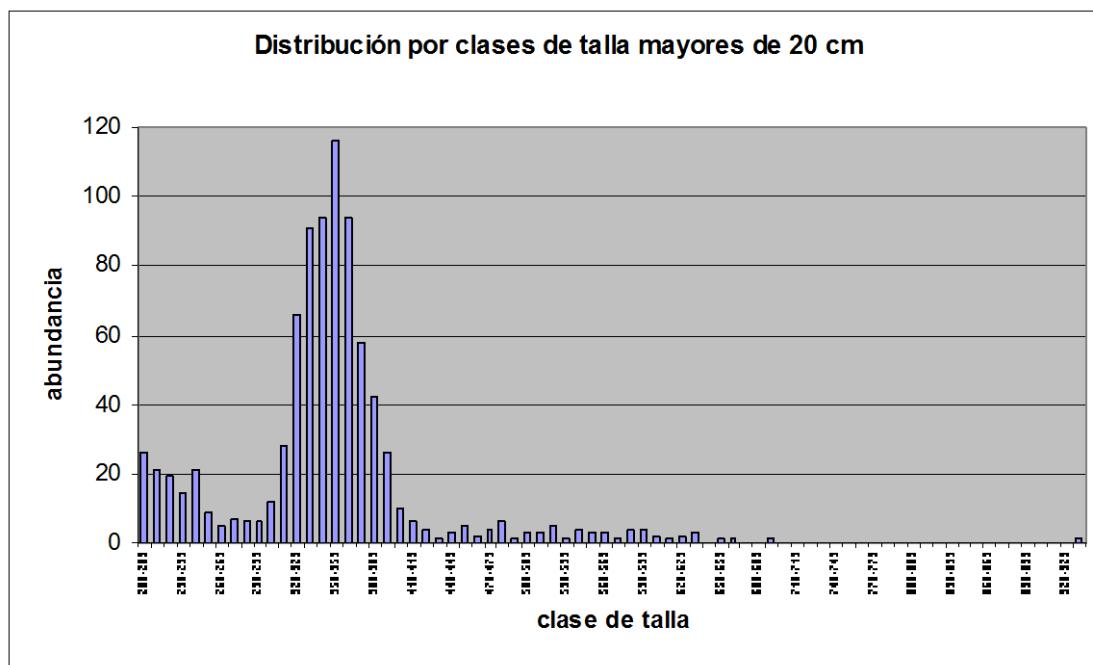


Figura 3.- Distribución por clases de talla de las anguilas mayores de 20 cm.

En la estación de captura que la Consellería de Medio Rural de la Xunta de Galicia tiene en A Freixa (río Tea) la proporción de individuos de tallas más elevadas es mayor que en las muestras de pesca eléctrica. Esto sucede por las propias características del dispositivo que selecciona las de mayor tamaño y por su situación en el río. Como consecuencia, la media del porcentaje en peso estimado de anguilas plateadas en la serie

de años 2000-2009 es del 59.68 %, sensiblemente mayor que el calculado según el índice ocular medido en las capturas por pesca eléctrica.

### **Discusión**

MORIARTY & DEKKER (1997) revisaron los datos de capacidad de carga de *Anguilla anguilla* en ríos europeos, asumiendo como valor de referencia un promedio de 10 kg/ha, extraído de un espectro de variación que va desde los 40 kg/ha de los ríos de la región mediterránea hasta los 10 kg/ha de los ríos de las Islas Británicas y del Sur del Mar del Norte o los 5 kg/ha de los ríos del Báltico y de Escandinavia. Nuestros datos suministran un margen de variación más amplio, desde 58.12 kg/ha hasta 2.32 kg/ha que reflejan, en el rango inferior, las presiones antrópicas a las que están sometidos los afluentes de la margen española del Baixo Miño. Sin embargo, los elevados valores registrados en los ríos Hospital, Caselas, Tripes o Uma pueden ser explicados por el hecho de que el tramo actual accesible para las anguilas se ha reducido en un 72.3% en términos de superficie con respecto a la totalidad del río Miño por la existencia de la presa de A Frieira que imposibilita el remonte de los peces. No obstante, la entrada de angulas en el río, a pesar de la reducción observada en los stocks de llegada procedentes del Mar de los Sargazos, sigue siendo muy alta y se corresponde con la de un río con el caudal del Miño. Como consecuencia se produce un cierto grado de sobresaturación en esta parte final del río que conduce, por un lado a la acumulación de anguilas pigmentadas a pie de la presa, y por otro a la redistribución de parte de la población en aquellos afluentes en los que las presiones tienen un menor efecto sobre la supervivencia de los ejemplares. Así, la capacidad de carga de los ríos muestreados arroja un promedio de 24.19 kg/ha, superior a la media de los ríos europeos, ofreciendo una falsa imagen del estado de la población de anguila en el Baixo Miño.

DEKKER (1999) estima un porcentaje de anguilas plateadas de entre el 23-33% de la biomasa total en el conjunto de los ríos europeos. Dejando al margen los datos registrados en la estación de captura de A Frieira en los que el porcentaje medio interanual es artificiosamente elevado (59,68%) por las razones apuntadas anteriormente, el porcentaje medio, en términos de biomasa, de las anguilas plateadas en los afluentes estudiados es el 35,59%, habiéndose medido un máximo del 50%. Estos elevados valores pudieran significar una alta supervivencia en estado preadulto una vez que se alcanza esta fase, de manera que la incidencia conjunta de las presiones antrópicas sobre esta parte de la población es baja. Sin embargo, al estudiar la distribución por clases de talla de las anguilas mayores de 20 cm, puede observarse que el porcentaje de anguilas mayores de 50 cm está muy por debajo del 50% que es el porcentaje que habitualmente se ha venido considerando, de manera arbitraria, como la proporción de reproductores potenciales.

### **Agradecimientos**

Este trabajo fue realizado en las instalaciones de la Estación de Hidrobiología "Encoro do Con" de la USC en Vilagarcía de Arousa con financiación del proyecto "INTERREG IV: Valorización dos recursos naturais da bacia hidrográfica do Miño-Minho".

### Bibliografía

- DEKKER, W. 1999. A Procrustean assessment of the European eel stock. – ICES *Journal of Marine Science*, 57: 938–947.
- LESLIE, P.H. & DAVIS, D.H. (1939). An attempt to determine the number of rats in a given area. *J. Animal. Ecol.*, 8: 94-113.
- MORIARTY C. & DEKKER, W. (eds.) 1997 *Management of the European Eel*. Fisheries Bulletin (Dublin) 15: 110 pp.
- PANKHURST, N.W., 1982. Relation of visual changes to the onset of sexual maturation in the European eel *Anguilla anguilla* (L.). *Journal of Fish Biology* 21, pp. 127–140
- SEBER, G.A.F. & LECREN, E.D. (1967). Estimating population parameters from catches large relative to the population. *J. Anim. Ecol.*, 36: 631-643.
- VIEIRA-LANERO, R., SERVIA, M. J., BARCA, S., COUTO, M. T., RIVAS, S., SÁNCHEZ, J., NACHÓN, D., SILVA, S., GÓMEZ-SANDE, P., MORQUECHO, C., LAGO, L. & COBO, F. Implicaciones de la fragmentación del hábitat fluvial en la distribución de la ictiofauna en los afluentes de la margen española del Baixo Miño. Comunicación presentada al V Simpósio Ibérico sobre a bacia hidrográfica do río Minho. Vilanova da Cerveira (Portugal). 18-19 noviembre de 2010.
- ZIPPIN, C. (1958). The removal method population and estimation. *J. Wildl. Mgmt.* 22: 82-90.

## **Peixes Migradores: Do cenário Europeu à realidade Ibérica – o rio Minho**

\*Micaela Mota<sup>1,2,3</sup> & Carlos Antunes<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup>*CIIMAR - Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental – Rua dos Bragas 289, 4050 - 123 Porto*

<sup>2</sup>*ICBAS – Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar, Universidade do Porto, Lg. Prof. Abel Salazar 2, 4099-003 Porto, Portugal.*

<sup>3</sup>*Aquamuseu do Rio Minho – Parque do Castelinho, 4920-290 Vila Nova de Cerveira*

\*E-mail: micaelacma@gmail.com

### **Resumo**

As populações de peixes migradores representam menos de 1% de toda a fauna piscícola mundial. Contudo, o seu valor para o Homem excede largamente esta proporção. Os peixes diadromos (p. ex: salmão, lampreia, enguia, sável) não só são economicamente importantes como proporcionam uma ligação crucial de fluxo de energia entre o meio marinho e fluvial. Devido à construção de barragens, extracção de inertes, poluição e sobrepesca, em meados do século XX as populações Europeias entraram em declínio, havendo o risco de extinção de algumas espécies e, portanto, sendo necessária a adopção de medidas urgentes de mitigação. Neste contexto, resultados de trabalhos de investigação relacionados com a biologia, ecologia e dinâmica populacional pode fornecer directrizes para a tomada de medidas de gestão por parte dos agentes decisores. Neste trabalho aborda-se o estado actual de algumas espécies diadromas, quer à escala Europeia, assim com à escala Ibérica, tendo o rio Minho como exemplo.

## Índices de calidad de la vegetación de ribera y del hábitat fluvial en los afluentes de la margen española del Baixo Miño

Vieira-Lanero, R.<sup>1</sup>, Servia, M. J.<sup>3</sup>, Barca, S.<sup>1,2</sup>, Couto, M. T.<sup>1,2</sup>, Rivas, S.<sup>1,2</sup>, Sánchez, J.<sup>1,2</sup>, Nachón, D.<sup>1,2</sup>, Silva, S.<sup>1,2</sup>, Gómez-Sande, P.<sup>1,2</sup>, Morquecho, C.<sup>1,2</sup>, Lago, L.<sup>1,2</sup> & Cobo, F.<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Estación de Hidrobiología “Encoro do Con”, Universidad de Santiago de Compostela. Castroagudín s/n, 36617 Vilagarcía de Arousa, Pontevedra, España.

<sup>2</sup>Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Universidad de Santiago de Compostela. Campus Sur s/n, 15782 Santiago de Compostela, España.

<sup>3</sup>Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecoloxía. Facultade de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira s/n. 15008 A Coruña, España.  
e-mail: rufino.vieira@usc.es

### Resumen

Se presentan los resultados preliminares del estudio del índice de calidad de la vegetación de ribera (MUNNÉ ET AL. 1998) y del Índice de Hábitat Fluvial (PARDO ET AL. 2002) realizados en los ríos Tamuxe, Pego, Hospital, Furnia, Tripes, Louro, Caselas, Tea, Termes, Deva, Ribadil y Barxas. Las extensas repoblaciones realizadas con eucalipto y pino, los incendios forestales sufridos en las zonas de cabecera, y las presiones derivadas de la elevada densidad poblacional y de cultivos agrícolas, junto con la presencia de especies exóticas invasoras, se muestran como las principales causas de la degradación de la calidad de los bosques de ribera. En general, la calidad del bosque de ribera es menor en los ríos cercanos a la desembocadura del río Miño, mientras que aquellos situados aguas arriba del Louro presentan unos valores más altos y con más tramos en un estado de conservación “muy bueno”.

En cuanto al índice de hábitat fluvial los valores más elevados (calidad muy buena) se observan en los ríos Uma y Tea, donde existen numerosas áreas con sustrato idóneo para la freza (en general no muy extensas) y el hábitat presenta un grado de heterogeneidad medio o alto. En el resto la calidad es buena, excepto el Louro y Tripes donde no llega a buena.

### Introducción

La vegetación es un elemento estructural de gran importancia para determinar las características espaciales de los ecosistemas, y además condiciona la fauna y la estructura del paisaje. El pino (*Pinus pinaster*), fue introducido en Galicia pasando por el río Miño a mediados del siglo XVIII, además, en 1860 llegaron a Tui las primeras semillas de eucalipto, iniciándose su cultivo en esta localidad. La política de repoblación realizada en el siglo XX para paliar el efecto de los incendios contribuyó activamente a la expansión de estas especies y, actualmente, configuran la mayor parte del paisaje forestal de la comarca. El incremento de la ganadería y el consecuente aumento de la superficie des prados también condicionan la expansión de la vegetación natural. Además, la elevada densidad de núcleos poblacionales de la región y la agricultura de minifundio irrigada contribuyen también a la reducción de las áreas de vegetación natural, pues este tipo de agricultura explota intensamente los suelos de aluvión de los valles, e incluso las laderas de los montes, donde abundan las terrazas. De este modo, la vegetación natural potencial queda restringida a áreas marginales como las zonas de declives más acentuados de las sierras y a los ecosistemas de ribera del río Miño y sus afluentes, que ganan mayor preponderancia ecológica, como corredores fundamentales para la conservación de la naturaleza.

## Material y Métodos

### a.- Índice de calidad del bosque de ribera (QBR)

De acuerdo con la Instrucción de Planificación Hidrológica, la calidad de la vegetación de ribera se valoró determinando el valor del índice de calidad del bosque de ribera (QBR) propuesto por MUNNÉ *ET AL.* (1998; 2003). Siguiendo la metodología propuesta por este autor, el resultado final del índice QBR varía entre 0 (mínima calidad) y 100 (máxima calidad). De acuerdo con las indicaciones de la Directiva Marco del Agua, se distinguen cinco niveles de calidad a los que corresponden cinco colores diferentes para su representación gráfica (Tabla 1).

Valor QBR	Nivel de Calidad	Color
95 – 100	Sin alteraciones, estado natural. Calidad muy buena.	Azul
75 – 90	Bosque ligeramente perturbado. Calidad buena.	Verde
55 – 70	Inicio de alteración importante. Calidad moderada	Amarillo
30 – 50	Alteración fuerte. Calidad deficiente.	Naranja
0 – 25	Degrado extrema. Calidad mala.	Rojo

Tabla 1. Niveles de calidad del índice QBR.

Para el trabajo de campo se establecieron puntos de muestreo representativos siguiendo la cartografía 1:25000. Así se visitó un punto en los ríos Barxas, Ribadil, Uma, Termes, Furnia, Tripes y Pego, dos puntos en los ríos Tamuxe, Hospital, Tripes, Louro y Deva, y cuatro en el Tea. La determinación de la cobertura vegetal fue realizada *in situ* con un densímetro de espejo. El estudio de la conectividad transversal y longitudinal fue realizado *in situ* y completado en laboratorio mediante el estudio de las ortofotografías PNOA del 2008 (Servizo de Información Territorial de Galicia - SITGA) con el software ArcGis © a escalas entre 1:5000 y 1:1000.

### b.- Índice de evaluación del hábitat fluvial (IHF)

El índice de hábitat fluvial IHF fue propuesto por PARDO *ET AL.* (2002) y su puntuación final varía entre 0 (mínima calidad) y 100 (máxima calidad). Se establecieron tres rangos de calidad de acuerdo con las indicaciones de la Directiva Marco del Agua a los que corresponde tres colores diferentes para su representación gráfica (tabla 2).

Valor IHF	Nivel de Calidad	Color
71 – 100	Muy buena	Azul
51 – 70	Buena	Verde
< 50	No llega a buena	Rojo

Tabla 2. Niveles de calidad del Índice de Hábitat Fluvial (IHF).

## Resultados

En la tabla 3 se resumen los valores medios obtenidos por los dos índices en los ríos estudiados, así como el porcentaje de cobertura sobre el cauce de la vegetación de ribera. En la tabla 4 se enumeran las especies de plantas citadas en el texto.

Río	IHF	QBR	Cobertura (%)
Barxas	56	93	98
Ribadil	32	80	95
Deva	70	73	94.5
Termes	51	68	98
Tea	80	78.2	45.4
Uma	81	77.8	95
Caselas	57	48	98
Louro	47.5	32.5	18.5
Tripes	45	35	91
Furnia	66	68	96
Hospital	69.5	60	90.5
Pego	65	50	98
Tamuxe	70	57	52.5

Tabla 3. Valores medios del índice de hábitat fluvial (IHF), el índice de bosque de ribera (QBR) y del porcentaje de cobertura arbórea en los ríos estudiados.

El bosque de ribera corresponde a una aliseda galaica donde dominan los alisos (*Alnus glutinosa*), sauces negros (*Salix salvifolia*), fresnos (*Fraxinus angustifolia*), sauces (*Salix atrocinerea*), arraclanes (*Frangula alnus*), y robles (*Quercus robur*). En algunas zonas bien conservadas también hallamos ejemplares de rebollo (*Quercus pyrenaica*), alcornoque (*Quercus suber*) y madroño (*Arbutus unedo*). Como acompañantes encontramos ejemplares de laurel (*Laurus nobilis*), saúco (*Sambucus nigra*), perales silvestres (*Pyrus cordata*), arces (*Acer pseudoplatanus*) y avellanos (*Corylus avellana*). Entre los arbustos zarzas (*Rubus sp.*), ruscos (*Ruscus aculeatus*), espino de fuego (*Crataegus monogyna*) y lianas de hiedra y *Lonicera periclymenum*. Entre las numerosas herbáceas de la ribera se citan grandes matas de *Carex sp.*, *Osmunda regalis*, *Athyrium filix-femina*, *Eupatorium cannabinum*, *Polygonum persicaria*, *Ranunculus tuberosus*, *Carex acuta*, *Viola palustris*, *Myosotis caespitosa*, *Deschampsia flexuosa*, *Oenanthe crocata*, *Agrostis capillaris*, *Potentilla erecta*, *Omphalodes nitida*, *Galium sp.*, *Blechnum spicant*, *Digitalis purpurea*, *Convolvulus arvensis*, *Sambucus ebulus*, *Molinia caerulea*, *Crepis lampsanoides*, *Ranunculus repens*, *Euphorbia amygdaloides*, *Wahlenbergia hederacea*, *Heracleum sphondylium*, *Primula sp.*, *Sibthorpia europaea*, *Sphagnum sp. pl.*, *Plagiognathus undulatum*, *Hyocomium armoricum*, etc. En zonas con poca cobertura el cauce suele presentar gran cantidad de ejemplares de *Oenanthe crocata*. En algunos tramos (normalmente en zonas amplias de meandros de ríos como el Tea) se distingue una segunda línea de vegetación con robles y abedules acompañados por ejemplares de espinos, avellanos y arraclanes.

En numerosas ocasiones se integran en la ribera especies correspondientes a las plantaciones limítrofes, formadas principalmente por pino de repoblación (*Pinus pinaster*) y eucalipto (*Eucalyptus sp.*) y, en menor grado, pino de Monterrey (*Pinus radiata*) y pino albar (*Pinus sylvestris*).

Formando parte de la vegetación de ribera se encuentran también especies exóticas, muchas de ellas de carácter invasor; las principales son: eucalipto (*Eucalyptus sp.*), *Acacia melanoxylon* (acacia), *Acacia dealbata* (mimosa), *Robinia pseudoacacia* (robinia), *Arundo donax* (caña), *Phyllostachys sp.* (falso bambú), *Conyza canadensis*

(coniza), *Ailanthus altissima* (ailanto), *Amaranthus retroflexus* (amaranto), *Bidens aurea*, *Bidens frondosa* (garrapatón), *Cortadeira selloana* (cortadeira), *Cyperus eragrostis*, *Paspalum dilatatum* (pasto miel), *Phytolacca americana* (tintureira), *Ipomoea indica* (campanilla), *Tradescantia fluminensis* (hierba de la fortuna), Acea cepas (*Vitis vinifera*) y juncia (*Cyperus eragrostis*).

Se detallan a continuación algunas características particulares de cada río con respecto a los índices calculados.

### Río Barxas

QBR: Calidad buena. Conectividad longitudinal y transversal elevadas. En la cabecera abundan los abedules, conectados con algunas manchas reducidas de castaños y amplias áreas de matorral. Al acercarnos a la desembocadura aumenta la presencia de alisos, fresnos, acacias y, sobre todo, eucaliptos; permaneciendo como acompañantes algunos robles y arces.

IHF: Calidad general buena. La heterogeneidad de hábitat es media-baja. Se detectó una pequeña zona apropiada para la freza aguas abajo de Ponte Barxas.

### Río Ribadil

QBR: Calidad buena. En la zona de cabecera (hasta Mozarrón) la calidad es moderada, con escasa o nula conectividad transversal. En el tramo inferior mejora y llega a buena, pues la banda de vegetación es más amplia, con más frondosas y mejor conectividad transversal.

IHF: Calidad buena. La heterogeneidad de hábitat es alta y se detectaron dos zonas apropiadas para la freza, ambas situadas en el tramo bajo.

### Río Deva

QBR: Calidad general moderada. La presencia de mimosas, acacias, robinias y arces contribuyen a la disminución del índice en el tramo inferior. Del nacimiento a O Cabo la calidad es moderada, con un pequeño tramo de calidad buena. De aquí a la desembocadura presenta una calidad buena. La conectividad transversal está casi siempre reducida por la presencia de prados y cultivos.

IHF: Calidad buena. La heterogeneidad es alta. Fueron detectadas siete zonas susceptibles de ser usadas para freza, repartidas por todo el eje principal.

### Río Termes

QBR: Calidad moderada. En la cabecera existe una zona de vegetación bien conservada cerca de Cerdeira. De aquí a A Estrema conserva las bandas longitudinales de vegetación de frondosas con una calidad moderada. Aguas abajo de A Portela predominan prados y cultivos, rodeados por cultivos de pino y eucalipto. De A Chan de Vide a la desembocadura hay otro pequeño tramo de buena calidad, con frondosas y con buena cobertura y conectividad. Se detectó la presencia de exóticas en la ribera del tramo cercano a la desembocadura; principalmente robinia, caña, tintureira y acacia.

IHF: Calidad buena. La heterogeneidad es alta y fueron detectadas dos zonas apropiadas para la freza en la zona media y baja del río.

### Río Tea

QBR: Calidad general buena, aunque los tramos de mejor calidad están situados aguas arriba de Mondariz y aguas abajo de esta ciudad la presencia de numerosas especies invasoras es continua.

En el fondo de los valles del tramo alto (hasta el valle de Tiela) encontramos manchas de ejemplares jóvenes de roble con ejemplares de rebollo, alcornoque y madroño, especies de carácter mediterráneo. Su calidad es buena o muy buena, tanto por las especies presentes como por la cobertura y conectividad de la vegetación. De Casteláns a Mondariz la calidad es moderada debido, principalmente, a la ausencia de conectividad transversal (campos de cultivo, pinares, edificaciones, ...) y la presencia de las especies exóticas invasoras, que van a estar presentes en mayor o menor grado hasta la desembocadura. De Mondariz a Ribadetea la calidad mejora de nuevo por el aumento de la conectividad transversal con áreas de pinos y frondosas. Hasta Ponteareas la calidad es moderada-baja, por la presencia de cultivos, edificaciones, la presa de A Freixa y especies invasoras. De Ponteareas a A Porteliña la calidad es buena, y de aquí a la desembocadura, moderada, con grandes tramos sin conectividad transversal, aunque hay unos 3 Km de río entre As Fraguiñas y Pesqueiras donde la calidad es buena.

Formando parte de la vegetación de ribera se encontraron también invasoras como la mimosa, robinia, falso bambú, coniza, acacia, ailanto, amaranto, caña, garrapatón, *Bidens aurea*, cortadeira, juncia, pasto miel, tintureira y la hierba de la fortuna.

IHF: Calidad general muy buena. La heterogeneidad de hábitat es alta y fueron detectadas numerosas zonas apropiadas para la freza, sobre todo aguas arriba de Ponteareas.

### Río Caselas

QBR: Calidad deficiente. Sólo llega la buena en la cabecera y cerca de la desembocadura. La conectividad transversal es baja y, en algunos tramos, también la longitudinal. El motivo suele ser la intensa presencia de cultivos, prados e incluso edificaciones.

IHF: Calidad buena. En el tramo bajo predomina la arena, apareciendo también lodos en suspensión. La heterogeneidad es media-baja y no se detectaron zonas susceptibles de ser usadas para freza.

### Río Louro

QBR: Calidad deficiente. La cobertura vegetal media fue del 18.5%, debido a su anchura aguas abajo de As Gándaras y escasa vegetación de ribera. Aguas arriba de Porriño tanto la cobertura como el valor del QBR mejoran. Del nacimiento a Porriño la calidad es moderada-baja, la conectividad con el bosque adyacente (de pino y eucalipto) es casi nula y, en numerosos tramos, la conectividad longitudinal es baja. La canalización del río en Porriño reduce la calidad al límite entre mala y muy mala. Aguas abajo aumenta, llegando a buena en As Gándaras, para disminuir de nuevo hasta Guillarei, debido a la pérdida de vegetación en la ribera, conectividad longitudinal y cobertura. La presencia de frondosas y el aumento en la conectividad longitudinal y transversal en Guillarei la mejora notablemente, pero en la zona de la desembocadura es muy mala debido a la presencia de cultivos, especies exóticas y a la escasa vegetación de ribera. Entre las especies exóticas más abundantes en la ribera destacan la caña, el eucalipto, chopos (*Populus sp.*), acacias, robinias, cepas y *Oenothera glazioviana*.

IHF: La calidad no llega a buena. En el tramo bajo dominan los materiales finos y la heterogeneidad de hábitat es muy baja, aunque mejora aguas arriba de Porriño. La mala

calidad del agua del tramo bajo limita el crecimiento de la vegetación dentro del cauce e incluso en las márgenes. No se encontraron zonas idóneas para la freza.

#### Río Tripes (o Cotarel, o Do Seixal)

QBR: Calidad deficiente. La vegetación de la zona de cabecera (Pozas da Cabana) está muy modificada artificialmente, formando un *arboretum*, por lo que no se incluyó en el cálculo del índice. En el tramo alto y medio la vegetación de ribera está muy alterada por la presencia de especies exóticas y cultivos de eucalipto que llegan hasta la orilla del río. Abundan ejemplares de exóticas: acacia, mimosa, roble americano (*Quercus americana*), caña, pino, eucalipto, tintureira, tradescantia, *Ipomea indica*, *Crocosmia x crocosmiiflora* o *Cyperus eragrostis*, que serán frecuentes hasta la desembocadura. De Circos a Tui los prados y zonas de cultivo tradicionales limitan la conectividad. En la zona de Tui el índice descende a 25 debido a la canalización del cauce, la presencia de basura, especies invasoras, grandes tubos, canalizaciones y otras estructuras de origen antrópico que alteran la naturalidad del canal fluvial. Apenas existe arbolado hasta cerca de la desembocadura, donde hay sauces y alisos, y ejemplares de castaño y saúco.

IHF: La calidad no llega a buena, aunque en el tramo medio y alto es muy superior a la del bajo. No se hallaron zonas apropiadas para freza.

#### Río Furnia

QBR: Calidad general moderada. La conectividad es buena del nacimiento a la aldea de A Cruz; la conectividad longitudinal se fragmenta en los valles de A Cruz, Malvás y Vilanova debido a la abundancia de cultivos y prados. De aquí a la desembocadura ambos tipos te conectividad son buenos.

IHF: La calidad es buena. La heterogeneidad de hábitat es media. Se detectaron tres zonas con un sustrato idóneo para la freza, aunque el río baja a veces muy turbio.

#### Río Hospital (o Cereixo da Briña)

QBR: Calidad moderada-buena; con zonas de peor calidad en el tramo alto y medio, y en la desembocadura. La conectividad longitudinal y transversal son muy bajas en los valles de Pinzás, Tebra, O Aral, y O Hospital. En la zona de A Ponte existe una amplia zona de caducifolias con eucaliptos donde la conectividad es alta y la vegetación de ribera presenta una buena calidad. Abundan los viñedos que se extienden hasta el borde del río. Aguas abajo la calidad es deficiente por la presencia de especies exóticas y cultivos que encajan el río y reducen la ribera al mínimo. Es frecuente hallar avellanos como especie acompañante.

IHF: Calidad buena. La heterogeneidad de hábitat es alta y se detectaron dos zonas apropiadas para la freza ubicadas en los tramos medio y bajo del río.

#### Río Pego

QBR: Calidad deficiente debido a las presiones provocadas por los cultivos, pero también a la calidad de la vegetación adyacente, a las modificaciones del cauce fluvial para aprovechamiento como tierra de cultivo, y a la abundancia de especies exóticas. Entre estas últimas encontramos acacias, mimosas, tintureiras, campanillas y, sobre todo en el tramo inferior, cerca de la desembocadura, grandes áreas de caña.

Los valles de A Sardiñeira, Barrantes, Solvado, Vilar, Tomiño, Estás y Vilar de Matos están densamente trabajados y la conectividad transversal es muy baja, prácticamente

nula. La longitudinal, buena en general, se considera regular en el tramo situado entre Vilar de Matos y la desembocadura.

IHF: La calidad no llega a buena. El porcentaje de arena y sedimentos finos es elevado en el tramo medio del cauce y, sobre todo, en el bajo, posiblemente debido a las extensas labores agrícolas que se desarrollan en los valles. La heterogeneidad es media-alta, pero no se hallaron zonas apropiadas para la freza.

### Río Tamuxé

QBR: Calidad moderada. La conectividad transversal y longitudinal buena, excepto en O Rosal y valles de Acevedo, Refoxos, Bonaval y Lourenzá.

Existen segmentos donde la vegetación de ribera presenta una buena conservación con algunos robles. Aparte del Eucalipto, se encontraron formando parte de la vegetación de ribera acacias, mimosas, cañas, tintureiras y campanillas.

IHF: Calidad general buena. La heterogeneidad es alta y en el tramo medio hay dos zonas de freza.

### Conclusiones

En general se observó que en los valles y zonas cercanas a las aldeas, donde predominan los prados y zonas de cultivo, la conectividad transversal de la vegetación de ribera disminuye notablemente, siendo reducida la una banda estrecha en uno o ambos márgenes, donde crecen algunos árboles, sin apenas arbustos y completamente desconectada de los bosques adyacentes. La conectividad longitudinal suele ser buena, faltando solo en algunas poblaciones y zonas de cultivo. En el cauce, la elevada cobertura vegetal de la ribera limita el crecimiento de fanerógamas, salvo en ríos de cierta anchura (como el Hospital, Louro, Tea o Deva) o en zonas cultivadas, donde disminuye la cobertura. Las extensas repoblaciones de eucalipto y pino, los incendios forestales sufridos en las zonas de cabecera, y las presiones derivadas de la elevada densidad poblacional y de los cultivos agrícolas, junto con la presencia de especies exóticas invasoras, se muestran como las principales causas de la degradación de la calidad de la vegetación de ribera.

Los resultados del índice QBR permitieron segmentar el río en diferentes tramos según su calidad (figura 1) y calcular la longitud de cada uno de ellos mediante la herramienta ArcGis®; posteriormente estos valores de longitud se transformaron en porcentaje con respecto a la longitud de cada río (tabla 4), en porcentaje con respecto a longitud total de tramos con la misma calidad en el total de ríos estudiados (tabla 5) y en porcentaje con respecto a la longitud total de los ríos estudiados (figura 2).

Como se puede observar en la tabla 4, en la mayor parte de los ríos predominan los tramos de calidad moderada o buena, aunque en los ríos Caselas, Pego y Tamuxé, el porcentaje de tramos con calidad buena disminuye, aumentando los de calidad deficiente o mala. Destacan los ríos Barxas y Tea por el elevado porcentaje de tramos con calidad muy buena y, por otro lado, el Tamuxé por el elevado porcentaje con calidad mala, generalmente correspondiente a zonas de su tramo alto.

	Mala	Deficiente	Moderada	Buena	Muy buena
Barxas	0	4	8	67	21
Ribadil	2	6	51	41	0
Deva	3	7	66	24	0
Termes	8	11	59	22	0
Tea	4	7	38	32	20
Caselás	2	38	45	15	0
Louro	3	19	51	21	6
Tripes	14	6	23	46	11
Furnia	0	15	37	44	4
Hospital	12	27	28	33	0
Pego	0	47	34	19	0
Tamuxe	28	40	25	5	2

Tabla 4. Calidad según el índice QBR: porcentaje de la longitud de cada río según su calidad.

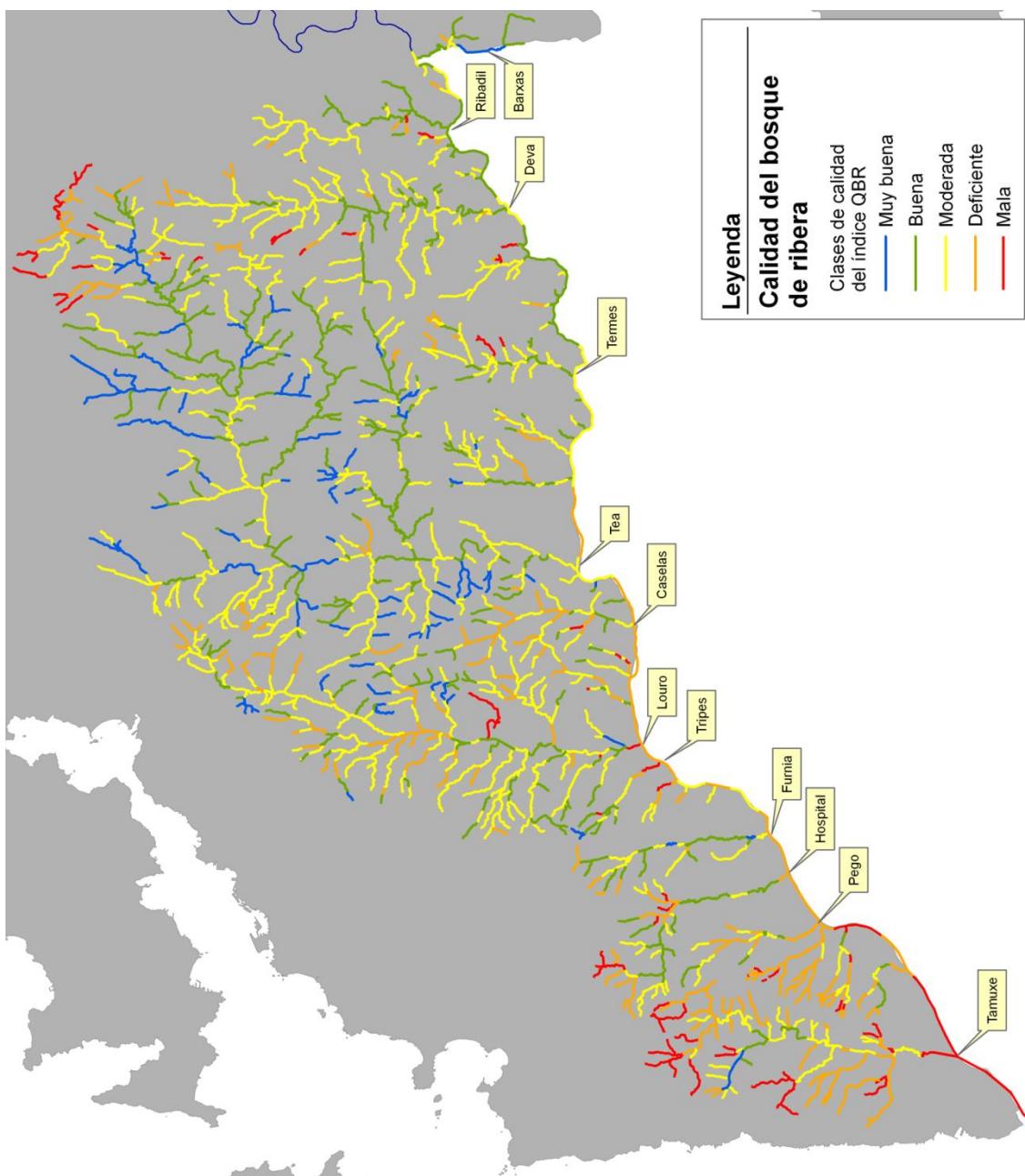


Figura 1. Clases de calidad según el índice QBR en los afluentes estudiados.

Por otro lado, los resultados de la tabla 5 indican que la calidad del bosque de ribera es menor en los ríos situados cerca de la desembocadura del Miño que en los ubicados aguas arriba de la desembocadura del Louro. Éstos presentan valores más altos y más tramos de calidad buena o muy buena, si bien suelen estar más restringidos a los tramos altos y zonas de cabecera. En el conjunto de ríos estudiados, el 81% de los tamos de muy buena calidad se hallan en el Tea y el 12 % en el Louro, mientras que casi la mitad de los tramos con mala calidad se concentran en el Tamuxe.

	Mala	Deficiente	Moderada	Buena	Muy buena
Barxas	0	0	0	3	3
Ribadil	1	1	4	5	0
Deva	5	4	14	8	0
Termes	4	2	4	2	0
Tea	24	18	38	50	81
Caselas	1	9	4	2	0
Louro	9	24	23	15	12
Tripes	2	0	1	2	1
Furnia	0	2	2	4	1
Hospital	9	8	3	5	0
Pego	0	5	1	1	0
Tamuxe	46	26	6	2	2

Tabla 5. Calidad según el índice QBR: porcentaje de longitud de cada río según su calidad respecto a longitud total de tramos con el mismo valor de calidad en el total de ríos estudiados.

Finalmente podemos concluir que, según el índice QBR, la mayor parte de los tramos fluviales del Baixo Miño son de calidad moderada (42'1%), aproximadamente un tercio (36'7%) de calidad buena o muy buena, y en el resto no llega a moderada (figura 2).

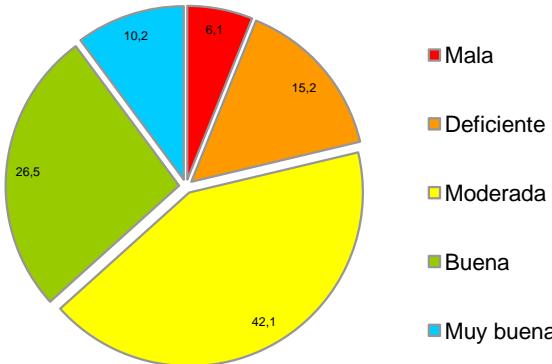


Figura 2. Porcentaje de las diferentes clases de calidad del índice QBR para el conjunto de afluentes españoles del Baixo Miño.

Con respecto al IHF, las modificaciones del cauce, la eliminación de vegetación de ribera por labores agrícolas y forestales y la existencia de estructuras transversales en el cauce son las principales causas de disminución del valor del IHF. El río Tea (y su afluente, el Uma) presentan una calidad muy buena, mientras que en el Louro y Tripes la calidad no llega a buena; en el resto la calidad según el IHF es buena. En general el hábitat presenta un grado de heterogeneidad medio-alto, excepto los ríos Barxas, Caselas, Tripes y Furnia donde es media, y en el río Louro, donde los valores son bajos.

En conjunto en los ríos existen 46 zonas cuyas características las hacen apropiadas para la freza (figura 3).

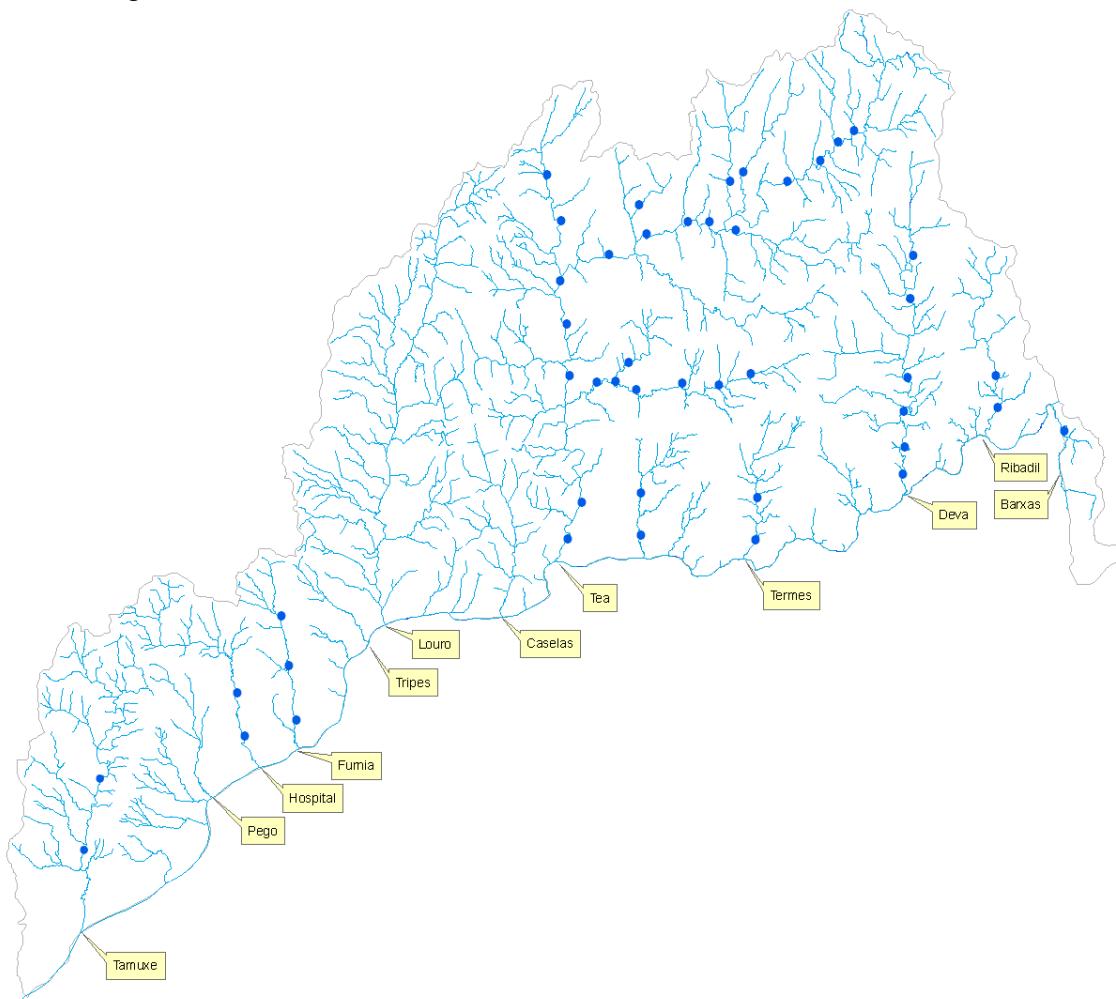


Figura 3. Mapa de situación de las áreas idóneas para la freza en los afluentes del Miño estudiados.

### Bibliografía

- BELLOT RODRIGUEZ, F. 1986. La vegetación de Galicia. *Anales del Instituto Botánico A. J Cavanilh*, Vol. XXIV
- BELLOT RODRIGUEZ, F. 1967. Características de la Vegetación de Caldelas de Tuy. Término municipal de Tuy, provincia de Pontevedra. *Anales de la Real Academia de Farmacia*, 2: 194-195.
- MUNNÉ, A., SOLÀ, C. & PRAT, N. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los bosques de ribera. *Tecnología del agua*, 175:20-37.
- MUNNÉ, A., PRAT, N., SOLÀ, C., BONADA, N. & RIERADEVALL, M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 13: 147-163
- PARDO, I., ALVAREZ, M., CASAS, J., MORENO, J., VICAS, S., BONADA, N., ALBA-TERCEDOR, J., JÁIMEZ-CUÉLLAR, P., MOYA, G., PRAT, N., ROBLES, S., SUAREZ, M., TORO, M. & VIDAL-ABARCA, M. 2002. El habitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de habitat. *Limnetica* 21: 115-132
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., DÍAZ, T. E., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., IZCO, J., LOIDI, J., LOUSÁ, M. & PENAS, A. 2002: Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the Syntaxonomical checklist of 2001 Itinera Geobotanica 15(1-2): 5-922.

## VALORAÇÃO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS DE PROVISIONAMENTO GERADOS EM TERRITÓRIOS AGRO SILVO-PASTORÍS

Bruno Leitão<sup>1\*</sup>, Joaquim Alonso<sup>2</sup>, Celestino Galán<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Escola Superior Agrária / Instituto Politécnico de Viana do Castelo. GeoSys - Geomática e Análise de Sistemas Ambientais. Lugar do Mosteiro, Refoios do Lima. 4990-706 Ponte de Lima, PORTUGAL

<sup>2</sup>Escola Superior Agrária / Instituto Politécnico de Viana do Castelo. Departamento de Engenharia Rural e Tecnologia Alimentar. Lugar do Mosteiro, Refoios do Lima. 4990-706 Ponte de Lima, PORTUGAL

<sup>3</sup>Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas / Universidad de Vigo. Departamento de Ingeniería de los Recursos Naturales y Medio Ambiente. Campus Universitario Lagoas, Marcosende. 36310 Vigo, ESPAÑA

\*brunoleitao@esa.ipvc.pt

### Resumo

Desde o início do século XXI as políticas agro-ambientais têm merecido maior destaque por parte dos responsáveis políticos, sendo cada vez mais salientadas as valências ambientais dos territórios rurais, fazendo com que a necessidade de incorporar os “serviços ambientais” nas decisões de gestão tenha adquirido maior consenso na sociedade contemporânea. Porém, a dimensão e o valor dos “serviços ambientais” têm-se revelado difícil de quantificar, sendo ainda mais difícil exprimir os seus valores em termos espaciais.

Com uma metodologia integradora de informação espacial, concretamente de ocupação e uso do solo e bases de dados económicas baseadas nas diferenças entre os proveitos brutos e os principais encargos variáveis das actividades agrárias da região em estudo (Margem Bruta Standard), definiu-se como objectivos de investigação a (i.) identificação da localização e distribuição geográfica dos serviços ambientais de provisionamento, (ii.) quantificação do seu valor económico, (iii.) análise da variação temporal (1990-2000 e 2000-2009) e (iv.) avaliação da influência de factores de risco.

### Palavras-Chave

Agricultura de montanha, abandono agrícola, serviços ambientais, serviços de provisionamento, agricultura e ambiente.

### 1. Introdução

Os “serviços ambientais” caracterizam-se como sendo os benefícios que o Homem obtém dos ecossistemas (MEA, 2005). Pereira, H. e Cooper, D. (2006) caracterizam os “serviços ambientais” como sendo os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas e que contribuem para o seu bem-estar, sendo divididos em quatro grupos: 1) serviços de provisionamento; 2) serviços de regulação; 3) serviços culturais e 4) serviços de suporte.

Enquanto actividades com interferência no meio natural e dependentes de condições biofísicas e socioeconómicas, a Agricultura e a Floresta, encontram-se contidas nos “serviços de provisionamento”.

A valorização da sustentabilidade dos sistemas agrícolas tradicionais, e neste caso em particular do sistema agro silvo-pastoril local, enquanto conjugação das condições naturais e da actividade humana em sintonia, é de vital importância para promover a diversidade e a preservação dos recursos, sendo que a quantificação dos serviços ambientais pode ajudar à tomada de decisões mais eficazes e eficientes na gestão dos recursos naturais.

Contudo, sem uma avaliação qualitativa e algum incentivo aos proprietários de terras para manterem os serviços ambientais, a sua importância tende a ser ignorada (Nelson, E. et al. 2009).

A ocupação do território é interpretada actualmente por uma visão multifuncional que entende a agricultura e a floresta não apenas como actividades de produção de bens de mercado (*função económica*), ou de consolidação e diversificação do tecido económico e social dessas áreas (*função social*), mas também como meio de valorização sustentada dos recursos naturais, paisagísticos e patrimoniais (*função ambiental*) (Avillez, F. et al. 2007).

Neste sentido, o Plano Estratégico Nacional para o Desenvolvimento Rural (2007-2013) refere que mais de 30% da SAU de Portugal (1,4 milhões de ha) está associada a sistemas agrícolas de elevado valor natural, apresentando também uma significativa área coberta por contratos agro-ambientais, entre as mais altas da UE. De facto a adesão a práticas agrícolas sustentáveis do ponto de vista ambiental tem vindo a crescer, 4,8% da SAU é referente a sistemas de protecção (143 mil ha) e produção integrados (37 mil ha) e a agricultura biológica em fase de crescimento do número de produtores e aumento de área, ocupava em 2006 3,4% da SAU.

No entanto, o Plano Estratégico Nacional para o Desenvolvimento Rural (GPPAA, 2009) alerta para o abandono de alguns sistemas tradicionais de produção agrícola com interesse para a conservação da natureza. Este dado assume maior importância se considerarmos que 61% da Rede Natura é constituída por áreas agrícolas e florestais, sendo estes ecossistemas importantes para a presença de biodiversidade.

## 2. Metodologia

A avaliação dos serviços ambientais obedece a critérios de duas vertentes de estudo, a de ordenamento do território que se baseia na Carta de Ocupação dos Solos (COS) e a de economia agrária que se baseia nos dados das Margens Brutas Standard ou Padrão para a Região Norte.

As duas vertentes combinadas possibilitam a capacidade determinística da metodologia, permitindo a avaliação detalhada e multi-territorial dos serviços ambientais de provisionamento gerados no território em estudo a preços de mercado nos anos de análise (1990, 2000 e 2009).

Sendo definido como objectivo da investigação a valoração dos serviços de provisionamento gerados em territórios rurais de múltiplas funções produtivas, em particular pela produção directa e indirecta de alimentos e produção de madeira, foi pretendida uma metodologia integrada que permitisse usufruir das imensas potencialidades que os Sistemas de Informação Geográfica (SIG's) colocam à disposição, complementando com bases de dados e informação económica de carácter agronómico que não dispõe de referência espacial, mas que retratam uma realidade socioeconómica bem visível.

Através da combinação da componente espacial dos SIG's, tendo como base a Carta de Ocupação do Solo (IGP) e a económica com base nas Margens Brutas Padrão (MBP) ou também designadas Margens Brutas Standard (MBS), foi possível efectuar três momentos de análise (1990, 2000 e 2009) que mais do que apenas indicarem onde os

serviços de provisionamento são produzidos, possibilitou a quantificação monetária desses serviços e correspondente variação temporal.

Os panoramas temporais analisados, estiveram relacionados com a disponibilidade de cartografia de ocupação e uso do solo (COS, 1990; COS2000 e COS2009), porém, dada a inexistência de publicação de dados económicos pela Direcção de Serviços de Estatística e Gestão de Informação (DSEGI) do GPPAA, tendo como fonte de informação da Rede de Informação de Contabilidades Agrícolas anteriores a 1999 e após 2003, foi necessária a introdução de uma taxa de actualização e capitalização de preços das MBS's.

Tendo como referência para as MBS's o ano de 2000, os preços de 1990 foram actualizados e os de 2009 capitalizados. Para proceder à determinação de uma taxa que reflectisse a evolução efectiva dos preços dos produtos e dos custos dos factores de produção agrícola, foi utilizada informação do Instituto Nacional de Estatística (INE), referente às Margens Brutas1 (MB) das explorações agrícolas.

### **Enquadramento geográfico**

A área em estudo encontra-se inserida na NUT II – Norte de Portugal, e na NUT III – Minho Lima, Distrito de Viana do Castelo e Concelho de Melgaço, sendo constituída por 8 freguesias da bacia hidrográfica do Rio Trancoso (sub-bacia hidrográfica do Rio Minho), designadamente Castro Laboreiro, Chaviães, Cristoval, Fiães, Lamas de Mouro, Paços, Roussas e Vila, ocupando uma área de 143 km<sup>2</sup> (cerca de 14.250 ha).

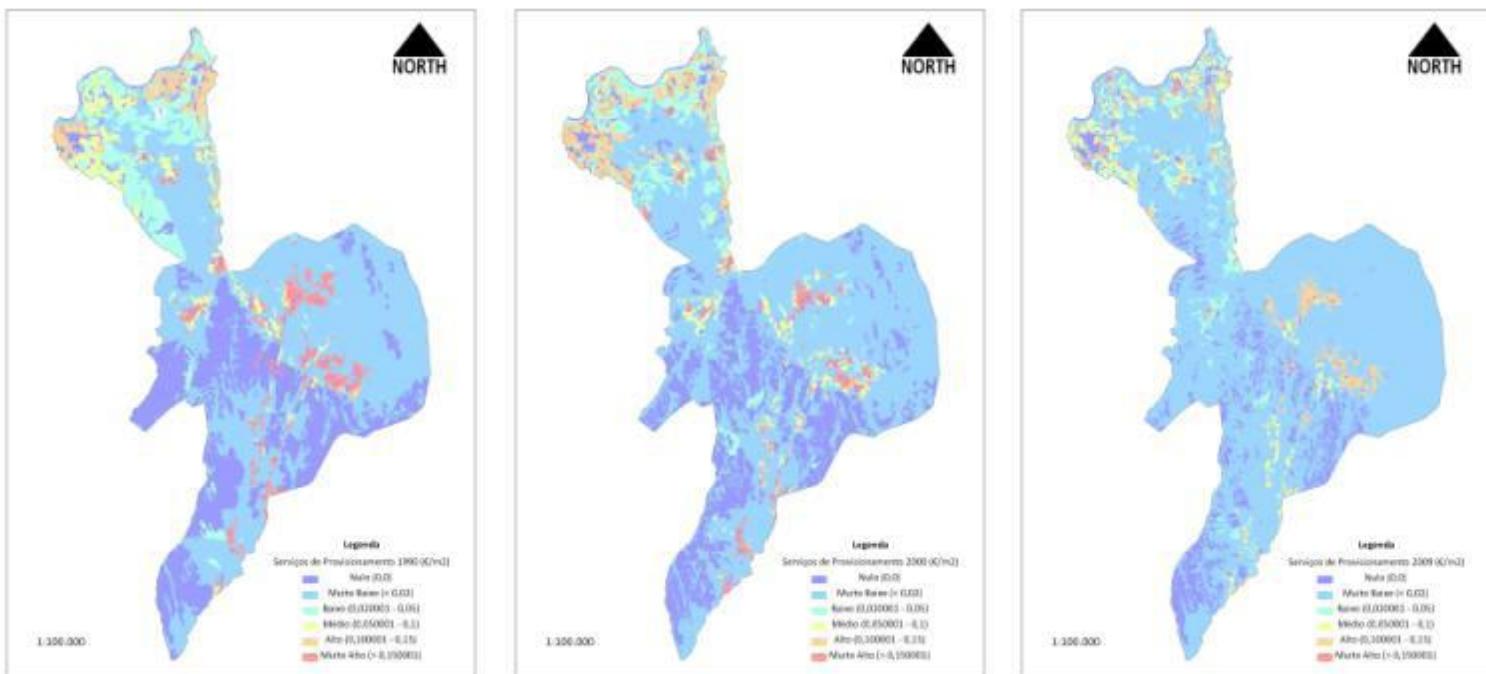
## **3. Resultados e Discussão**

### **Valorização global do serviço de provisionamento**

Em primeiro lugar a valorização global dos serviços de provisionamento poderá parecer elevada, 3,38 milhões de € em 1990, 3,45 milhões em 2000 e 2,57 milhões em 2009, contudo, não devemos esquecer de que mais do que uma mera avaliação das produções agrícolas oriundas do território, a metodologia utilizada, integra componentes que habitualmente são consideradas marginais, mas que são representativas pela sua extensão (caso dos espaço com pouca vegetação e incultos).

Atendendo a que apenas se pretende determinar a importância de um serviço ambiental (provisionamento), uma conclusão que pode ser tirada, é que os territórios silvo-pastorís têm uma importância económica de serviço com alguma expressão.

Em segundo lugar, o valor global de serviço acompanhou as variações das taxas de actualização e capitalização das MBS's, aumentando 2% entre 1990-2000 e diminuindo 25% entre 2000-2009. Quanto à área de serviço, houve um aumento de 20% entre 1990-2000.



Classes de valor	1990			2000			2009					
	Valor (€)	Área (ha)	€/ha	%	Valor (€)	Área (ha)	€/ha	%	Valor (€)	Área (ha)	€/ha	%
Nulo		3.751,20	-	-		3.130,87	-	-		1.616,3	-	-
M. Baixo	1.037,9	7.533,40	137,78	71,8	1.223.604,66	8.483,73	144,23	76,3	1.180.024,15	10.856,74	108,69	85,9
Baixo	269.735,22	1.200,30	224,72	11,4	284.072,83	1.097,76	258,77	9,9	182.907,54	584,78	312,78	4,6
Médio	552.613,08	677	816,27	6,4	310.702,49	447,76	693,90	4,0	435.595,69	648,73	671,46	5,1
Alto	478.668,00	428,3	1.117,60	4,1	821.705,69	685,51	1.198,68	6,2	700.088,97	503,43	1.390,64	4,0
M. Alto	1.041.133,11	659,7	1.578,19	6,3	809.937,13	404,27	2.003,46	3,6	80.293,7	39,92	2.011,37	0,3
TOTAL	3.380.081,46	10.498,70	321,95	-	3.450.022,80	11.119,03	310,28	-	2.578.910,05	12.633,60	204,13	-

**Figura e Tabela 1 – Valorização global dos serviços de provisionamento**

Em terceiro lugar, verifica-se um decréscimo da área de classe de valor [Muito alto] passando de 6,3% para 3,6% e finalmente para 0,3%, acompanhado de uma subida da classe de menor valor [Muito baixo] de 71,8% para 76,3% e para 85,7%.

### Variação territorial e económica do serviço de provisionamento

Após a determinação da distribuição espacial do serviço de provisionamento e da sua quantificação económica, urge analisar a variação temporal, para em seguida determinar a influência de alguns factores de risco que se constituem como ameaças aos serviços ambientais.

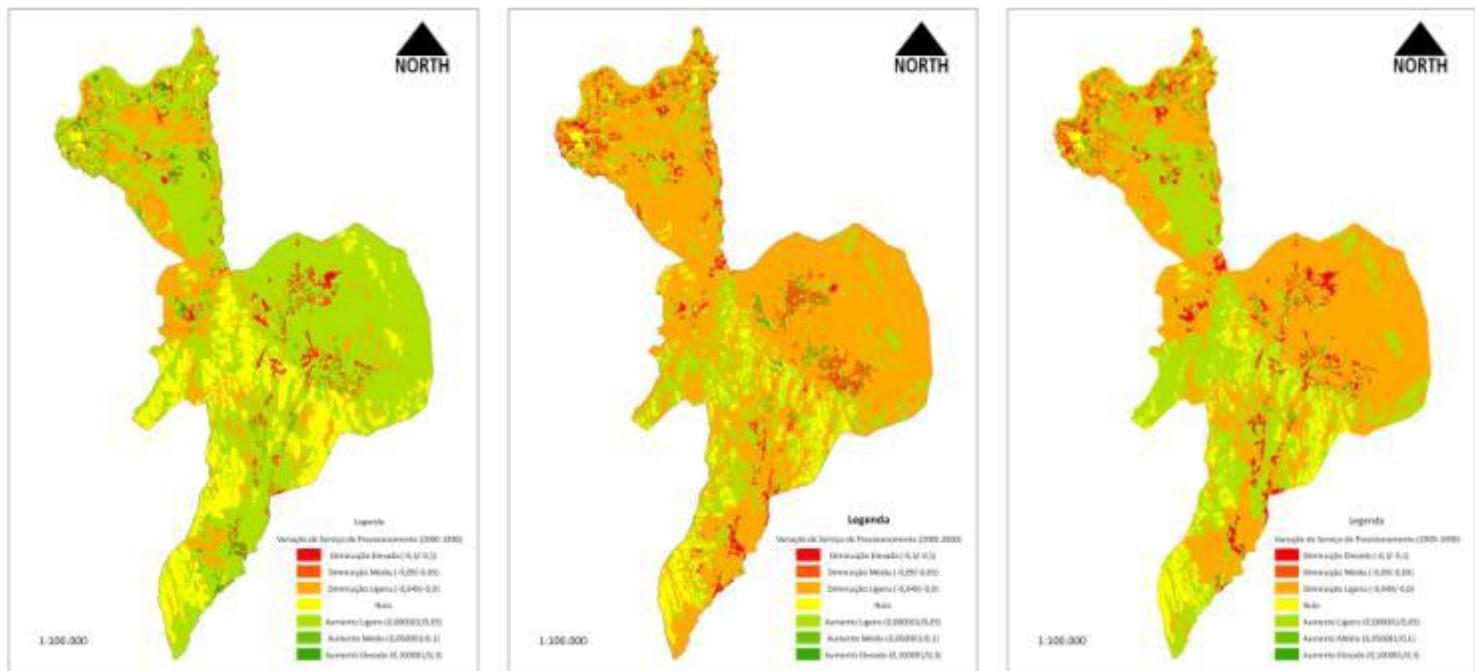
Quanto à variação económica, destaca-se de imediato o acréscimo global de valor entre 1990-2000 e o decréscimo entre 2000-2009.

As variações negativas de valor do serviço de provisionamento são mais notórias e expressivas nas áreas agrícolas que foram abandonadas, tornaram-se incultos ou espaços de vegetação escassa.

Analizando a variação global dos serviços de provisionamento verificamos imediatamente que as alterações de valor são maiores entre 2000-2009 quer pelo valor global (-871 mil €) quer pela percentagem de área que apresentou variação de valor (91,1%).

Por seu lado, entre 1990-2000 a variação foi, em termos económicos positiva (cerca de 70 mil €) e menos expressiva territorialmente, sendo que cerca de 82,5% do território sofreu variação de valor.

Em termos gerais os cenários de 1990-2000 e 2000-2009 são aproximadamente inversos, dado que no primeiro predomina a classe de valor [Aumento ligeiro] com 60% e no segundo predomina a [Diminuição ligeira] com 64%. Numa comparação temporal mais extensa (1990-2009), constata-se que para o território, a variação global de serviços de provisionamento nos últimos 20 anos é de perda de expressão económica.



Classes de valor	2000-1990			2009-2000			2009-1990		
	Valor (€)	Area (ha)	€/ha	Valor (€)	Area (ha)	€/ha	Valor (€)	Area (ha)	€/ha
Diminuição elevada	-394.850,8	285,9	-1.381,0	2,0	-453.761,8	298,3	-1.521,1	2,1	-630.893,5
Diminuição média	-262.268,8	320,1	-819,2	2,2	-379.069,2	605,1	-626,4	4,2	-231.758,2
Diminuição ligeira	-210.592,2	2.214,3	-95,1	15,5	-548.260,9	9.182,1	-59,7	64,4	-550.347,0
Nulo	-	2.492,9	0,0	17,5	-	1.263,8	0,0	8,9	-
Aumento ligeiro	520.639,9	8.576,6	60,7	60,2	252.937,9	2.624,1	96,4	18,4	362.196,8
Aumento médio	103.487,3	156,8	660,0	1,1	126.974,6	176,5	719,3	1,2	131.408,3
Aumento elevado	313.526,0	203,3	1.542,4	1,4	129.950,1	99,9	1.300,4	0,7	118.222,2
TOTAL	69.941,3	14.249,9	4,9	-	-871.229,4	14.249,9	-61,1	-	-801.171,4

Figura e Tabela 2 – Variação global dos serviços de provisionamento

### Alteração da ocupação do solo

Enquanto base da distribuição geográfica do serviço de provisionamento, a alteração do uso do solo, como elemento de intervenção humana sobre o território, interfere com aspectos biofísicos, e no caso em análise com o valor económico do serviço.

Quanto às alterações de ocupação do solo, entre 1990-2000, as categorias que mais sofreram mudanças foram as de improdutivos [J], incultos [I], carvalho [Q], pinheiro [P] e culturas agrícolas [C], sendo que entre 2000-2009 a ordem manteve-se com a excepção da troca das culturas agrícolas com o pinheiro, e com a importante duplicação da alteração da percentagem de improdutivos em relação aos dez anos anteriores.

Relativamente à alteração da ocupação do solo é importante reter que em ambos os períodos temporais, a percentagem de alteração de categorias de ocupação é de 31%.

Em termos de valor de serviço, as alterações de ocupação do solo mostram que entre 1990-2000 o valor por unidade de superfície (ha) foi favorável à manutenção das ocupações do solo existentes no território, por seu lado, entre 2000-2009, as alterações de ocupação em particular dos improdutivos que transitaram para incultos, dos incultos que transitaram para agrícolas e do carvalho e prados permanentes que passaram a agrícola, fizeram com que as alterações de ocupação fossem menos negativas do ponto de vista de perda de serviço de provisionamento.

Desagregando as categorias de ocupação do solo nas suas respectivas classes, verificamos que a mudança de ocupação do solo foi ligeiramente mais extensa entre 2000-2009 com 56% do território do que entre 1990-2000 com 49%. Esta determinação demonstra a necessidade que houve em trabalhar com a valorização do serviço de provisionamento ao nível mais desagregado de ocupação do solo (classe), o que permitiu uma maior precisão dos resultados obtidos.

Os resultados globais da valorização das variações de serviço, produzidas pela alteração da ocupação do solo com base nas classes, reflectem a evolução das rentabilidades das explorações agrícolas regionais, aumentando a percentagem de área que entre 1990-2000 tinha aumentado ligeiramente de valor e diminuindo entre 2000-2009. Porém, o aspecto mais importante, e que a alteração de ocupações do solo entre 1990-2000 foi prejudicial para o valor do serviço (-63,5 mil €) e a variação entre 2000-2009 representa 52,6% das perdas de valor (-458 mil €).

### **Abandono agrícola**

Como temos verificado, o serviço de provisionamento, devido ao seu valor elevado de serviço, está muito relacionado com a ocupação agrícola da terra. Neste sentido, considerando as áreas de culturas anuais [C], prados permanentes [G], e vinha [V], por se tratarem das ocupações do solo de excelência para a prática de agricultura, diferenciou-se o impacte sobre o serviço de provisionamento, que tem a variação provocada pelo abandono agrícola em particular, mas também pelo aproveitamento de terras para uso agrícola.

Aspecto importante do abandono agrícola é o seu impacto económico, entre 1990-2009 a perda de valor foi de 930 mil €, ao passo que a reconversão de outras ocupações do solo para uso agrícola se cifrou em 539 mil €, o que perfaz durante o período analisado num déficit de 390 mil €. Estando este factor de risco introduzido na metodologia, podemos realçar que apenas o abandono agrícola, valorizado à MBS's dos anos em análise, é a causa de 48% da diminuição do valor do serviço ambiental de provisionamento entre 1990-2009 (não analisando a influência dos incêndios no serviço de provisionamento).

### **Incêndios rurais**

Os incêndios, devido à sua acção destruidora sobre o coberto vegetal, anulam o efeito do serviço de provisionamento, e inclusivamente, têm efeitos inversos a outros serviços ambientais, nomeadamente os de regulação atmosférica ou de sumidouro de carbono.

Relativamente à distribuição das perdas de serviço provocadas pelos incêndios, constata-se que afectam maioritariamente áreas de valor [Muito baixo], representando 84% entre 1990-2000 e 93% entre 2001-2008.

Este facto deve-se a que os incêndios ocorrem sobretudo em ocupações do solo de incultos e improdutivos, que constituem áreas de reduzido valor de serviço de provisionamento.

As ocupações de solo de incultos e improdutivos representaram 85% da área ardida entre 1990-2000 e 91% da área ardida entre 2001-2008.

Entre 1990-2000 os incêndios provocaram uma perda de valor do serviço de provisionamento de 343 mil € e entre 2001-2008, uma perda de 249 mil €. Analisando as classes de valor, conforme já foi apontado, os incêndios afectam as classes de valor nulo ou de valor [Muito baixo], representando cerca de 90% da área ardida entre 1990-2000 e 94% entre 2001 e 2008.

#### 4. Conclusões

Espacialmente, as áreas de valor económico mais elevado de serviço de provisionamento encontram-se na zona de vale, na veiga agrícola próxima do Rio Minho e na encosta e montanha próximo dos núcleos populacionais, onde se encontram as áreas agrícolas e florestais. Por outro lado, as áreas de menor valor coincidem com as áreas de incultos e improdutivos, expressivas em termos de superfície na área de estudo, mas de valor mais baixo em relação aos espaços agrícolas e florestais.

A valorização económica, permitiu verificar que o serviço ambiental de provisionamento aumentou ligeiramente entre 1990-2000 (2%) mas reduziu significativamente entre 2000-2009 (-25%). Assim, em 1990 a produção de alimentos e madeira, representou um valor global de 3.380 mil €, em 2000 esse valor subiu para 3.450 mil € e em 2009 o mesmo território produzia 2.578 mil € em serviços de provisionamento.

Esta perda de valor económico do serviço tem três origens: *a.)* as variações de rentabilidade das explorações agrícolas (que se baseiam nas MBS's); *b.)* as variações de ocupação e uso do solo e *c.)* as variações dos efectivos pecuários.

As variações da rentabilidade das explorações estão ligadas ao funcionamento dos mercados agrícolas mas também às decisões dos produtores agrícolas no que respeita ao sistema de produção, e em particular às actividades agrícolas desenvolvidas, ou seja, aos bens alimentares produzidos. Os dados do INE relativos às MB's da região Norte do País, indicam claramente que após 2000 as explorações agrícolas, com algumas excepções de orientações produtivas (caso da viticultura), têm perdido rentabilidade, sendo esse facto reflectido nesta valoração.

Quanto às variações das ocupações do uso do solo e dos efectivos pecuários existentes, encontram-se relacionadas com processos de decisão do produtor agrícola, mas também com a aptidão do solo e com as condições biofísicas existentes.

A perda de valor de serviço é consonante com outros factores de carácter socioeconómico relacionados com o sistema de produção, concretamente com a diminuição da intensificação do uso da terra e com a taxa de intensificação do uso da

terra, ao mesmo tempo que o índice de rejuvenescimento dos produtores agrícolas diminui e o índice de envelhecimento aumenta.

As variações negativas de valor do serviço de provisionamento foram mais notórias e expressivas nas áreas agrícolas que foram abandonadas, tornaram-se incultos ou espaços de vegetação escassa.

Analizando a variação global dos serviços de provisionamento constatou-se que as alterações de valor foram maiores entre 2000-2009 quer de valor global (-871 mil €) quer de percentagem de área que não apresentou variação (8,9%). Por seu lado, entre 1990- 2000 a variação foi, em termos económicos positiva (cerca de 70 mil €) e menos expressiva territorialmente, sendo que 17,5% do território não sofreu variação de valor.

Os incêndios entre 1990-2000 provocaram uma perda de valor do serviço de provisionamento de 343 mil € e entre 2001-2008, uma perda de 249 mil €. Relativamente à distribuição das perdas de serviço provocadas pelos incêndios, constata-se que afectam maioritariamente áreas de valor muito baixo, representando essa classe, 84% da área ardida entre 1990-2000 e 93% entre 2001-2008.

As alterações de ocupação do solo com base nas classes de ocupação indicam que entre 1990-2000 e entre 2000-2009, as transformações que o Homem implementou no meio, através das estratégias de produção e em consonância com os objectivos pessoais e familiares, tiveram impacte significativo no valor e distribuição dos serviços ambientais de provisionamento.

A expressão espacial (49 e 56% da área em estudo entre 1990-2000 e 2000-2009 respectivamente) e a importância económica (63,5 mil € entre 1990-2000 e 458,4 mil € entre 2000-2009), reforçam que o uso do território pode promover uma diferenciação significativa no valor de serviço.

O abandono agrícola enquanto factor de risco dos serviços teve um impacto económico, entre 1990-2009 de 930 mil €, por seu lado a reconversão de outras ocupações do solo para uso agrícola cifrou-se em 539 mil €, o que perfaz durante o período analisado (1990-2009) num déficit de 390 mil €.

Quanto às áreas, 896 ha deixaram de ter ocupação agrícola e o inverso aconteceu a 625 ha, significando que a área agrícola diminuiu 271 ha ou seja 2% da área em estudo.

## 5. Referências

- Avillez, F. (2007). Plano Regional de Ordenamento do Território do Oeste e Vale do Tejo. CCDRLVT.
- GPPAA, 2009. Plano Nacional de Desenvolvimento Rural 2007-2013. Gabinete de Planeamento e Política Agro-Alimentar. Consultada a 26 de Junho de 2010. [http://www.gppaa.min-agricultura.pt/drural/PEN\\_Novembro\\_2009\\_PT.pdf](http://www.gppaa.min-agricultura.pt/drural/PEN_Novembro_2009_PT.pdf).
- IGP, (1990, 2000, 2009). Carta de Ocupação e Uso do Solo de Portugal Continental. Instituto Geográfico Português, Lisboa.
- INE, 2001. Recenseamentos Gerais da Agricultura – Dados Comparativos, 1998-1999. Instituto Nacional de Estatística Portugal (CD-ROM), Lisboa.
- INE, 2007. Inquérito às Estruturas das Explorações Agrícolas. Instituto Nacional de Estatística, Lisboa.
- MEA, (2005). Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment . Island Press.

V Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho

Nelson, E. et al (2009). Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Ecol Environ*; 7(1): 4-11.

Pereira, H. e Cooper, D. (2006). Towards the global monitoring of biodiversity change. *Trends in Ecology and Evolution*, Vol.21 Nº.3, March 2006, pp. 123-129.

Rosário, Maria (2005). As Margens Brutas Padrão/ Standard - Triénio de 2000 – Informação e Matrizes de Valores. Direcção de Serviços de Estatística e Gestão de Informação. Gabinete de Planeamento e Política Agro-Alimentar.

## Rentabilização didáctica da margem esquerda do rio Minho: Do Trabalho de Campo à Educação Ambiental no Ensino da Geologia

Helena Esteves<sup>(1)</sup>, Clara Vasconcelos<sup>(1,2)</sup> & Isabel Fernandes<sup>(1,2)</sup>

<sup>(1)</sup> Centro de Geologia da Universidade do Porto / <sup>(2)</sup> Departamento de Geociências, Ambiente e Ordenamento do Território, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto  
Rua do Campo Alegre, 4169-007 Porto  
[helena.esteves@fc.up.pt](mailto:helena.esteves@fc.up.pt)

### Resumo

Numa perspectiva de promover a Educação Ambiental no Ensino da Geologia, no Secundário e integrando os conteúdos programáticos com as características geológicas do meio envolvente, aplicou-se uma actividade de Trabalho de Campo com 111 alunos de uma escola pública do norte do país. O trabalho organizou-se, segundo o modelo de Orion (1993), dividido em três etapas: pré-saída de campo, saída de campo e pós-saída de campo. Para todas estas fases construíram-se materiais didácticos específicos e dirigidos a alunos do 11º ano de escolaridade (ano 2) da disciplina de Biologia e Geologia. Nomeadamente, elaborou-se um Guião de Campo para a saída, que abarcou tarefas a desenvolver nas cinco paragens, ao longo da margem do rio Minho (Monção). A actividade foi avaliada, no final de cada etapa, por todos os intervenientes, alunos e professores, com a aplicação de instrumentos diferenciados e criados para o efeito. Os resultados foram muito positivos, no que concerne ao estímulo da motivação, à melhoria das aprendizagens e ao desenvolvimento do trabalho dos alunos, contribuindo amplamente para uma eficiente promoção da Educação Ambiental através do Trabalho de Campo.

### 1. Introdução

Este estudo integra uma investigação mais alargada no âmbito do *Ensino da Geologia numa perspectiva de Educação Ambiental* (EA). Segundo Esteves *et al.* (2008b, p. 130), alguns pressupostos empíricos fundamentam a investigação: *(i) falta de motivação dos alunos pela aprendizagem da Geologia; (ii) implementação, no Ensino da Geologia, de estratégias com reduzida componente prática; (iii) necessidade de enquadramento da Geologia local nos programas desta disciplina; (iv) défice na criação de estratégias e materiais didácticos de desenvolvimento da Educação Ambiental, no âmbito da Geologia; (v) carência de valores de cidadania nos jovens e na sociedade, em geral, no que respeita à temática ambiental.*

A necessidade de ensinar Geologia implementando a EA, sempre fundamentada em orientações didácticas, torna-se uma tarefa cada vez mais exigente, que implica a organização de actividades específicas. Neste contexto, procedeu-se à criação de materiais didácticos e ao desenvolvimento e aplicação de estratégias adaptadas e orientadas para o favorecimento do ensino prático. Do referido resultou a planificação e implementação de uma actividade de Trabalho de Campo (TC) dirigida a alunos do Ensino Secundário (ES) e levada a cabo na margem portuguesa do rio Minho. Foi, ainda, realizada a respectiva avaliação por professores e alunos (Esteves *et al.*, 2010b).

Não sendo pretensão desta comunicação a apresentação pormenorizada dos resultados da referida avaliação, cingimo-nos ao relato do contributo global deste tipo de estratégia didáctica para a promoção da EA e da grande potencialidade da área envolvente do rio Minho nesta dimensão educativa.

## 2. A Geologia da margem do rio Minho (Monção)

Na margem esquerda (portuguesa) do rio Minho, as litologias predominantes são os granitos e granitóides de fácies diversificadas (Esteves *et al.*, 2010a). As diferentes variedades são descritas pormenorizadamente por Ribeiro & Moreira (1986) e por Pereira (1992), destacando-se os grupos de granitos de duas micas hercínicos e de granitóides biotíticos com plagioclase cárnea, como sendo os que ocupam maiores extensões. Nas litologias ígneas, é possível verificar também a existência de muitos filões pegmatíticos, aplito-pegmatíticos e de quartzo, com dimensões variáveis (Esteves *et al.*, 2010a).

As litologias metamórficas aparecem representadas, essencialmente, pelos metassedimentos do Silúrico, com xistos e paragneisses granulometricamente evoluídos e com foliação e deformação evidentes (Ribeiro & Moreira, 1986).

Ao longo da margem, são abundantes as formações sedimentares de depósitos de aluviões e terraços fluviais quaternários, muitas vezes cobertos por camadas arenoso-argilosas (Esteves *et al.*, 2010a). Os terraços fluviais, existentes a vários níveis, são de natureza predominantemente conglomerática, com seixos de quartzo e quartzo (Alves & Pereira, 2000), destacando-se a formação de características particulares, o *Conglomerado de Cortes*.

O rio Minho internacional encontra-se inserido entre relevos de alguma altitude, encaixando em falhas de direcção N-S e ENE-WSW, em algumas extensões do seu percurso (Ribeiro & Moreira, 1986). Estas famílias de fracturação, regional e tardí-hercínica, foram reactivadas no meso-cenozóico, como confirmaram Ribeiro & Moreira (1986) a partir da existência de fracturas transversais ao eixo do vale, as quais intersectam os terraços quaternários. A fracturação é responsável pelo facto de os afluentes do rio Minho se encontrarem separados por interflúvios orientados segundo N-S (Ribeiro & Moreira, 1986).

As oscilações climáticas e as movimentações tectónicas, responsáveis pela génesis quaternária do vale, geraram quatro momentos principais de gliptogénese e sedimentação fluvial (Alves & Pereira, 2000). A incisão do leito resultou da conjugação das glaciações quaternárias, com abaixamento do nível do mar e da intensa erosão fluvial com épocas de maior deposição ao longo do leito do rio (Esteves *et al.*, 2010a).

No sector mais a montante da margem portuguesa do Minho internacional (Melgaço e Monção) verificam-se ocorrências hidrogeológicas de propriedades geoquímicas particulares, como sejam águas gasocarbónicas (Messegães e Peso, por exemplo) e bicarbonatadas sódicas quentes como as águas termais de Monção (Esteves *et al.*, 2010a). É de salientar, no sector do rio referido, a existência de pesqueiras para a pesca artesanal, edificadas em blocos de granito local (Esteves *et al.*, 2010a).

A geodiversidade da margem, entre Melgaço e Monção, tem sido alvo de estudo e inventariação, em trabalhos já anteriormente publicados. Assim, Esteves *et al.* (2010a) divulgaram algumas estruturas geológicas com particular interesse didáctico e de contextualização da história geológica da região, como as evidenciadas nas fotografias das figuras 1, 2, 3 e 4.



**Figura 1** – Aspecto geral da morfologia do rio Minho, evidenciando um meandro inactivo (Verão) com depósitos de sedimentos associados a pesqueiras.



**Figura 2 – Marmitas de gigante.**



**Figura 3 – Rocha com foliação.**



**Figura 4 – Granito em escada, resultante das diaclases.**

As autoras referiram ocorrências termais, metassedimentos com foliação (metamorfismo), filões de quartzo e de aplito-pegmatito (magmatismo e erosão diferencial), falhas e famílias de descontinuidades em degraus de granito (tectónica e geomorfologia), meandros (in)activos, ilhas graníticas, *marmitas de gigante*, terraços fluviais, grandes depósitos de aluvião e pequenos depósitos associados às pesqueiras (geomorfologia fluvial, erosão e sedimentação). Simultaneamente, foram divulgados itinerários alternativos para aplicação de Trabalho de Campo, com as potencialidades didácticas da margem do rio Minho (Melgaço e Monção), no contexto do 11º ano de escolaridade (Esteves *et al.*, 2008a; 2009).

### 3. A Educação Ambiental e o Trabalho de Campo no Ensino da Geologia

A consciência e preocupação ambientais constituem vectores de desenvolvimento e evolução da civilização humana. Desde tempos bem remotos que se podem detectar intervenções humanas num quadro ambiental. A problemática ambiental deixou de ser exclusivamente técnica e foi-se cruzando com questões sócio-culturais, legislativas, de saúde, de qualidade de vida e, evidentemente, de Educação.

O conceito de Educação Ambiental tem sofrido grande transformação, ao longo dos tempos. Vasconcelos (2008), apoiando-se no trabalho de Caride e Meira (2004), delineou esta evolução, de modo sintético, ao estabelecer cronologicamente três etapas: (1) *ensinar sobre o ambiente* – salientando-se a prevalência do conhecimento científico; (2) *ensinar no ambiente* – o processo de ensino é concretizado no campo; e (3) *ensinar para o ambiente* – valorizando o desenvolvimento sustentável através da protecção ambiental e da *cidadania de consciência* para questões do ambiente. Refere, ainda, a posição de Palmer (2006) que salienta que o *slogan* actual deve ir mais longe e referir ‘*ensinar para o desenvolvimento sustentável*’, entendendo-se este como *um desenvolvimento capaz de satisfazer as necessidades da geração presente sem comprometer a capacidade das gerações futuras para satisfazer as suas próprias necessidades* (CMMAD, 1987 - Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento da ONU - Comissão Brundtland).

Um processo de aperfeiçoamento de uma ética voltada para o conhecimento e a consciência ambiental, numa perspectiva de interdisciplinaridade, foi considerado por Teixeira (2003) para definir EA. Este autor apresentou um modelo de competências para a acção em Educação Ambiental, destacando as estratégias/papel do professor no processo, em termos de conhecimentos: *clarificar pelos meios apropriados o contexto da questão/assunto; promover/avaliar experiências de trabalho de cooperação; motivar diversificadas fontes de informação; ser provocatório, desafiar opiniões, soluções e estratégias e desempenhar um activo papel crítico.* Relativamente aos compromissos e cenários, cabe ao agente de ensino: *desafiar o ‘pensa pela tua própria cabeça’ sobre...; facilitar a discussão, o debate e a tomada de decisão e disponibilizar técnicas adequadas de investigação de percepções/valores para justificar/explorar alternativas* (Teixeira, 2003, p.71). O papel do professor não poderia ser de passividade, nem o do detentor de todos os saberes, mas sim o de alguém que motivaria e espicaçaria, simultaneamente, sendo um potenciador de Educação Ambiental (Cavaco, 1992). Assim, seria um guia e um conselheiro na concretização do projecto, estimulando para o ‘*saber fazer*’ e o ‘*saber ser*’ (Fernandes, 1983). A implementação eficiente da Educação Ambiental no ES deverá orientar-se por propósitos de: desenvolvimento sustentável, cidadania e participação activa e crítica. Na Educação em Ciência tem a importante intencionalidade de procurar educar para: a construção de conhecimento, a preocupação com o desenvolvimento sustentável, o desenvolvimento de uma cidadania interveniente e de uma consciência ambiental. Importa, ainda, desenvolver competências (por exemplo, solucionar problemas, espírito critico e capacidade de argumentar) e a sua avaliação, sem esquecer de motivar outros agentes educativos e ambicionar uma sociedade mais preparada para encarar novos desafios inerentes ao desenvolvimento sustentável.

Apesar das dificuldades existentes na integração da EA nos programas académicos e de esta, progressivamente, adoptar um estatuto marginal nos currículos, com implementação de estratégias e actividades no exterior da aula, pensamos que esta deverá ter um papel central no futuro formação de jovens cidadãos. Espera-se que a diversidade de temas de EA, abordados em sala de aula, permita que os alunos assumam uma atitude de responsabilidade perante um futuro sustentável – capazes de serem

conscientes e intervenientes, numa sociedade democrática, visando o compromisso com as gerações vindouras. É necessário explorar, adaptar ou reformular estratégias de ensino, para com estas efectivar o ensino da EA, num contexto de integração de problemas quotidianos, relevantes e motivadores, com os programas de educação formal (Vasconcelos, *in press*). Assumimos que a combinação dos *currículos formal, informal e de campo* (este último integrando os contextos formais ou os informais), no sentido de reforçar a aproximação do ensino de jovens ao desenvolvimento sustentável (Hopkinson *et al.*, 2008), permitirá uma EA ainda mais eficiente.

A valorização do TC sobressai por a EA aproximar a escola do ambiente. Entre outros aspectos, a realização de Trabalho de Campo estimula a consciencialização e a reflexão acerca do património biológico e geológico e, se possível, a integração prescritada de ambos. As finalidades do TC, objectivamente, apresentadas por Marques *et al.* (1997, p. 17), podem sintetizar-se em: (i) *mobilizar conhecimentos geológicos prévios*, (ii) *construir representações a partir da interpretação de fenómenos geológicos*, (iii) *suscitar problemas partindo de dúvidas e questões*, (iv) *estruturar hipóteses para as confrontar com os conhecimentos adquiridos* e (v) *desenvolver atitudes e valores inerentes ao trabalho em ambiente natural*. De acordo com Vasconcelos (*in press*) as recomendações da OCDE referem que o desenvolvimento de competências de Educação Ambiental podem ocorrer quando se realiza TC, nomeadamente em locais que permitem associar os pilares económico, social e ambiental.

Segundo Orion (1993), o Trabalho de Campo deve ser realizado na própria região envolvente das escolas. A proximidade com a realidade poderá incorporar condutas cívicas, que permitirão a divulgação posterior do património geológico às futuras gerações, cuidando-se do seu bom estado de conservação (Esteves *et al.*, 2008b). A organização de percursos didácticos, baseados na Geologia regional, e a planificação de TC são fundamentais para a implementação de EA, correspondendo às orientações do Ministério da Educação (ME) no sentido de favorecer o ensino prático da Geologia (Esteves *et al.*, 2009). Relembremos que o TC é uma estratégia que pode ser desenvolvida no âmbito da aprendizagem baseada na resolução de problemas (Vasconcelos, *in press*). Assim, a EA no ensino da Geologia pode ser rentabilizada através da concretização de TC, como estratégia problematizante e apoiada na implementação de trajectos de cariz geológico onde os alunos, por exemplo, contactem com técnicas de investigação em Geologia. A ambição de evidenciar esta pretensão teve grande destaque no presente trabalho, nomeadamente, por pretendermos cumprir o tão mencionado e necessário enquadramento curricular (Marques *et al.*, 1997).

Numa perspectiva de desenvolvimento sustentável, o ME defende o importante papel da Geologia, a nível de formação dos cidadãos, no reforço da EA ao nível da prevenção de desastres ambientais. Refira-se que o programa de Geologia para o 11º ano (Silva *et al.*, 2003, p. 17) contempla uma série de objectivos didácticos, dos quais se destacam três: (i) *desenvolver atitudes de valorização do património geológico*, (ii) *analisar situações-problema relacionadas com aspectos de ordenamento do território e de risco geológico*; (iii) *identificar recursos geológicos e respectiva aplicabilidade numa perspectiva de Ciência, Tecnologia, Sociedade e Ambiente*. A consecução destes

objectivos, aliada ao desenvolvimento de competências no âmbito da EA conduzirá a uma educação científica valorizadora do desenvolvimento sustentável.

#### 4. O Trabalho de Campo de Geologia na margem do rio Minho (Monção)

##### Objectivos e público-alvo

Apresenta-se, neste trabalho, uma estratégia de EA que se concretizou na forma de uma Saída de Campo na margem esquerda do rio Minho, em Monção. O público-alvo foi constituído por 111 alunos ( $n = 111$ ) do 11º ano de escolaridade do ES (dos 15 aos 19 anos), a frequentarem a disciplina de Biologia e Geologia. A Saída de Campo, com a duração de um dia para cada uma das cinco turmas em que se repartiam os participantes, decorreu no segundo período do ano lectivo de 2008/2009, para três turmas (21, 20 e 23 alunos) e de 2009/2010, para duas turmas (24 e 22 alunos).

A planificação da Saída de Campo definiu um conjunto de competências gerais a desenvolver com os alunos, entre as quais: (i) mobilizar conhecimentos para identificar, interpretar e relacionar diferentes materiais, fenómenos e acontecimentos geológicos; (ii) testar e validar ideias, no âmbito da Geologia, para estruturar conhecimento mobilizável; (iii) percepcionar o meio envolvente para assumir atitudes de valorização do património geológico e ambiental; (iv) mobilizar saberes para interpretar situações-problema relacionadas com aspectos de ordenamento do território e risco geológico; (v) desenvolver consciência e crítica ambientais reais.

##### Metodologia

O estudo organizou-se como uma Investigação e Desenvolvimento (I&D), basicamente, com elaboração de uma planificação e criação de materiais didácticos, que envolviam um trabalho de Campo como estratégia predominante. Posteriormente, procedeu-se à respectiva aplicação em contexto real, respeitando a sequência “elaborar/aplicar/avaliar” da I&D. A fase de avaliação serviu para aferir quanto à validade educacional do projecto, suportado numa metodologia orientada para a aprendizagem baseada na resolução de problemas (Esteves *et al.*, 2008b).

Neste contexto, o Trabalho de Campo foi planificado segundo o modelo apresentado por Orion (1993), adaptado à realidade da escola e da área em estudo. O campo conceptual da planificação assentou na consecução de objectivos e em competências a desenvolver, bem como nas actividades dos alunos, na mediação do professor e nos recursos didácticos. Tendo em conta o modelo usado, a planificação estruturou-se em três fases (pré-saída de campo, saída de campo, pós-saída de campo), com vista ao desenvolvimento do ciclo de aprendizagem segundo a hierarquia de conceitos, dos concretos para os abstractos (Orion, 1993; Marques *et al.*, 1997).

##### Pré-saída de Campo

A Pré-saída decorreu em sala de aula (Figura 5) e visou a delineação de objectivos e tarefas, como preparação, reduzindo o *novelty space*, isto é, *consciencialização para o novo/novidade* (Marques



**Figura 5** – Pré-saída de Campo, em sala de aula

*et al.*, 1997), cujos factores de definição são: cognitivos, psicológicos e geográficos. A máxima redução prévia do *novelty space* gera condições favoráveis para garantir a eficácia do TC (Esteves *et al.*, 2008b). A promoção da motivação e diminuição do impacto causado pelo ambiente de campo, também contribuem para o sucesso.

Para esta fase da actividade, criaram-se os seguintes **materiais didácticos** próprios:

(i) quatro fichas informativas: *Localização Geográfica das Paragens, Regras e Comportamentos, Itinerário e Geologia da Área em Estudo*.

(ii) três fichas de trabalho: *Excerto da Carta Militar de Monção, Excerto da Carta Geológica e As Rochas*.

(iii) duas apresentações multimédia: *Um olhar pela Geologia e A problemática ambiental na margem esquerda do rio Minho*.

Os alunos formularam, ainda, uma série de questões-problema, baseadas numa série de imagens reais do local, através da segunda apresentação multimédia. Além disto, foram também utilizados equipamentos e materiais inerentes à Geologia (cartas topográficas e geológicas, bússola e martelo de geólogo e amostras de rochas).

### Saída de Campo

A selecção dos locais para o TC fundamentou-se em pressupostos de natureza prática (facilidades de acesso, afastamento das vias de comunicação, espaços para desenvolvimento do trabalho, número de locais e duração das paragens) e de natureza elucidativa. A professora recorreu a técnicas de investigação em Geologia a fim de, antecipadamente, reconhecer as potencialidades didácticas e sensibilizadoras dos locais (Esteves *et al.*, 2008b), inventariadas em três categorias: *fenómenos geológicos – aquíferos, águas termais, falhas e diaclases, meandros, leito de cheia/estiagem, terraços fluviais, aluviões, tipos de seixos e estruturas de deposição; evidências de ocupação antrópica – pesqueiras, construções e extração de agregados; e situações de risco – variação de caudal, movimentos de massa e cheias* (Esteves *et al.*, 2010b, p. 92).

A Saída de Campo foi organizada em cinco paragens da margem do rio, no concelho de Monção: (1) S<sup>to</sup> Antão, (2) Valinha, (3) Rio Mouro, (4) Barbeita e (5) Caldas de Monção. Proporcionou-se o debate sobre soluções para as questões-problema, estabelecidas na Pré-saída e os alunos realizaram as actividades definidas num Guião de Campo (GC), em grupos de cinco/seis elementos, além de se analisar o conteúdo de vários miniposters (Figura 6, 7 e 8).



**Figura 6** – Alunos em realização das tarefas do GC.



**Figura 7** – Alunos em TC.



**Figura 8** – Análise dos miniposters.

A concepção de **materiais didácticos** específicos foi necessária para a eficiente aprendizagem do aluno, nomeadamente: nove miniposters facilitadores da compreensão/interpretação no campo (*O leito e as pesqueiras: sedimentação*, *O leito: Verão e Inverno*, *A construção nas zonas de vertente*, *Rio Minho: rede e bacia hidrográfica*, *O transporte de sedimentos pelo rio*, *As falhas*, *A erosão do granito*, *Ocupação antrópica no leito de cheia* e *Os aquíferos e as captações*) e um Guião de Campo para o aluno (*A problemática ambiental na margem esquerda do rio Minho: riscos geológicos, ocupação antrópica e ordenamento do território*).

O GC é um instrumento de aprendizagem indispensável para o desenvolvimento das tarefas propostas aos grupos de trabalho. A sua concepção implicou a estruturação funcional e facilitadora das aprendizagens, de modo a oferecer: índice, apresentação da organização, localização geográfica das paragens, percurso, enquadramento geológico da área em estudo, material necessário, recomendações gerais, paragens, espaço para notas e referências bibliográficas. O GC serviu para orientar as actividades propostas para a aula de TC de Geologia, sendo imperativo fornecer, ao aluno, informação sobre o seu objectivo e as tarefas a concretizar. A estruturação e tempo de duração das paragens também se incluíram (Esteves *et al.*, 2008b).

### Pós-saída de Campo

A Pós-saída de Campo, novamente em contexto de sala de aula (Figura 9), permitiu a avaliação, reflexão, consolidação, através da reformulação de hipóteses e confronto das observações com os conhecimentos prévios (Esteves *et al.*, 2010b). Nesta etapa, utilizaram-se como **materiais didácticos**: um *Teste de Avaliação*, uma ficha de trabalho (*Identificação de Rochas*), duas apresentações



**Figura 9** – Pós-saída de Campo, em sala de aula.

multimédia (*Rochas ao Microscópio e Margem do rio Minho: síntese*).

### Avaliação

A mediação da aula foi realizada pela professora-investigadora, não titular das turmas, as quais foram sempre acompanhadas, também, pelos respectivos professores. Deste modo, estes docentes (quatro) desempenharam o papel de **observadores de participação moderada** e, no final de cada aula (pré, saída e pós), tal como a **professora mediadora**, elaboraram um **relatório de aula orientado**, o qual conteve dez itens, maioritariamente de resposta aberta, permitindo a reflexão sobre facilidades e dificuldades, aspectos positivos e negativos, bem como adequação de metodologias.

Os **alunos** avaliaram todas as etapas da actividade, respondendo a um pequeno **Snapshot** constituído por sete questões de resposta aberta, para reflexão de facilidades/dificuldades e aspectos positivos/negativos e oito itens de resposta curta. Estes últimos foram construídos numa escala Likert de três pontos: *discordo, nem concordo nem discordo e discordo*. Todavia, salienta-se o facto de a avaliação através do *snapshot* para a Saída de Campo (segunda etapa) não considerar os itens de resposta curta, pois nesta etapa, os alunos responderam a um outro questionário, com 62 itens de resposta curta, organizados numa escala Likert de cinco pontos: *nada, pouco, algum, bastante e muito*. Esta **Escala de Avaliação de Aprendizagem de Ciência no Campo - EAACC** (Esteves & Ferreira, 2010) foi adaptada da Escala Solei (Orion *et al.*, 1997), tendo sido validada e avaliada a sua fidelidade.

### Resultados e discussão

Os dados obtidos nos itens de resposta curta dos *snapshots* dos alunos foram tratados em termos estatísticos. Além disto, esta pequena escala foi validada e determinada a sua fidelidade. Posteriormente, as respostas dos alunos foram pontuadas em classes estabelecidas para o efeito.

Os *snapshots* dos alunos e os relatórios de aula orientados dos professores foram alvos de uma análise de conteúdo. Nesta análise, todas as respostas foram analisadas de acordo com categorias pré-definidas, assinalando-se as frequências absolutas e frequências absolutas acumuladas por categoria de análise. Esta análise foi testada e validada com a colaboração de seis licenciados na área de Ensino de Geologia e de dois especialistas, que auxiliaram na definição das categorias e na respectiva categorização de respostas (Esteves *et al.*, 2010b). Os resultados da escala EAACC foram tratados estatisticamente, por subescala e efectuou-se a determinação de classes para pontuação das respostas dos alunos.

O **Teste de Avaliação** dos alunos foram corrigidos e classificados, numa escala de 1 a 20 valores. Os resultados obtidos evidenciaram que 75.4% dos alunos atingiram níveis superiores a 10 valores, sendo que 33.6% obtiveram de 10.1 a 13.0 valores, 34.5% conseguiram de 13.1 a 16.0 e 7.3% das classificações foram superiores a 16.1 valores. Com menos de 7.0 valores foram 8.2% dos alunos e de 7.1 a 10.0, foram 16.4%. Estes elevados resultados são indicadores do sucesso da estratégia de TC aplicada.

A escala de oito itens do **Snapshot do Aluno** relativamente às aulas em sala, Pré e Pós-saída de Campo, permitiu pontuar a grande maioria dos alunos na classe superior,

garantindo uma avaliação muito positiva da estratégia. Da aplicação do mesmo instrumento de avaliação (itens de resposta aberta), confirmou-se que os alunos apontaram grande quantidade de: facilidades suas, aspectos positivos e do que aprenderam, durante as várias aulas, em detrimento de dificuldades, aspectos negativos e do que gostavam de compreender.

Os estudantes encontraram maiores facilidades no desenvolvimento de trabalho e nas aprendizagens, as quais constituem também aspectos positivos, das várias fases. Todavia, realça-se o facto de terem valorizado positivamente a mediação da professora, nas aulas em sala e a própria motivação, aquando da aula de exterior. As dificuldades e aspectos mais negativos, deveram-se a dificuldades de aprendizagem de alguns alunos e ainda, a alguma falta de motivação, dentro da sala. Durante a Saída de Campo, foram apontadas as más condições climatéricas, como dificuldades e aspectos negativos.

As aprendizagens dos alunos centraram-se, essencialmente, em conteúdos específicos de Geologia, aspectos da Geologia local, de ocupação antrópica, de ordenamento do território e de risco natural, além do desenvolvimento de competências específicas. Alguns alunos gostavam de aprofundar mais estas temáticas e outros, realçaram os benefícios desta actividade no que concerne ao estímulo da sua motivação.

Da pontuação das respostas dos alunos à **escala EAACC**, constatou-se que estas foram máximas (classe superior) para as subescalas: (b) *Integração sala de aula-campo*, (d) *Apoio do professor no campo* e (g) *Relação materiais-ambiente*, com o maior número de respostas. Para as subescalas (a) *Aprendizagem no campo*, (c) *Trabalho colaborativo no campo* e (f) *Preparação para a saída de campo*, os resultados pontuaram maioritariamente na classe intermédia-superior, ou seja, foram bastante positivos. A subescala (e) *Aprendizagem autónoma no campo*, pontuou-se preferencialmente na posição intermédia, o que significa que este parâmetro foi o menos beneficiado com a actividade de TC, a qual resultou francamente vantajosa nos outros aspectos. Estes resultados atestam a falta de autonomia, manifestada pelos jovens, para o trabalho e provam a adequação dos materiais didácticos e das características ambientais aos currículos académicos. A importância da prévia preparação da saída e do apoio do professor, durante o TC, ficaram confirmadas. As aprendizagens e o trabalho desenvolvido, pelos estudantes, constituem vantagens do TC no sentido de melhorar o sucesso escolar e a consciência ambiental.

A avaliação das três fases do modelo de TC pelos professores, investigadora e observadores, através do **relatório de aula orientado**, foi mais crítica por parte da primeira. As principais dificuldades e facilidades, evidenciadas pela professora mediadora, relacionaram-se com alguns aspectos da própria mediação, nos dois casos, mas as más condições climatéricas e o desenvolvimento de trabalho pelos alunos, foram dificuldades, durante algumas das saídas. Todos os professores referiram que os jovens manifestaram algumas das maiores facilidades nas suas aprendizagens e no desenvolvimento do próprio trabalho, todavia as dificuldades também se relacionaram com estes aspectos, preferencialmente. Os professores mencionaram como aspectos positivos a motivação dos alunos e as aprendizagens. A professora-investigadora referiu certos problemas de mediação como aspectos negativos das várias aulas, enquanto que os observadores, geralmente, não os indicaram.

Os docentes apontaram um elevado número de indícios de motivação observados nos alunos, ao contrário da desmotivação, pelo que consideraram as turmas com bastante ou muita motivação. No que concerne à metodologia usada, concluíram ser adequada para todas as turmas, por evidenciar francos benefícios para as aprendizagens, a motivação, trabalho desenvolvido pelos alunos e mediação da professora.

Da triangulação dos resultados obtidos, pode aferir-se que este modelo de TC, adaptado à realidade local, acompanhado dos respectivos materiais didácticos e instrumentos de avaliação, foi aplicado com muito sucesso. Este verificou-se, sobretudo, na motivação, nas aprendizagens e no trabalho desenvolvido pelos alunos, estimulando o gosto pela Geologia e, neste contexto, a consciência e cidadania para a problemática ambiental.

### **5. Considerações finais**

As Saídas de Campo, promotoras de motivação e interesse, fomentam a determinação para concretizar tarefas e, ainda, o espírito crítico e investigativo. Deste modo, o contributo para o desenvolvimento das aprendizagens e de competências de concretização de trabalho, não só no âmbito específico da Geologia mas também de EA, é indubitavelmente positivo. O Ensino da Geologia, alicerçado no Trabalho de Campo, tornou-se extremamente útil na promoção da Educação Ambiental, na margem do rio Minho. Este tipo de actividade pode, facilmente, ser estruturada a outros níveis/anos de ensino, bem como, para outras disciplinas, como seja a Biologia, podendo inclusive proceder-se a uma associação simbiótica das duas ciências no TC.

A EA é, portanto, mais eficiente quando realizada *in loco*, onde os problemas se observam e a intervenção é mais realista. Tal evidência vai de encontro com as recomendações da OCDE, de que as competências ambientais se desenvolvem melhor em locais que permitem ao aluno contactar com a realidade, nomeadamente se o local escolhido permite consubstanciar interligações entre os pilares económico, social e ambiental (OECD, 2008).

Esta actividade permitiu investigar e conhecer melhor a Geologia da margem do rio Minho, concluindo-se pela existência de uma Geodiversidade, interessante do ponto de vista científico e didáctico, anteriormente desconhecida ou ignorada. Além disto, verificou-se que esta região pode constituir um excelente recurso de EA, proporcionando a valorização, preservação e consciência cívica em questões ambientais. A mudança de mentalidades e a responsabilização, contactando com a diversidade geológica envolvente, que apelativa e diversificada, estimulou a aprendizagem de competências de Desenvolvimento Sustentável, indispensável ao futuro da humanidade.

### **Referências bibliográficas**

- Alves, M. I. C. & Pereira, D. I. (2000) – A sedimentação e a gliptogénese no registo cenozóico continental do Minho (NW Portugal). *Ciências da Terra*, UNL, Lisboa, pp. 99-100.
- Cavaco, M. H., ed.(1992) - *A Educação Ambiental para o Desenvolvimento: Testemunhos e Notícias*. Escolar Editora, Lisboa.
- CMMAD (1987). *Nuestro futuro común*. Madrid: Alianza Editorial.

- Esteves, H.; Fernandes, I. & Vasconcelos, C. (2008a) – Itinerários Geológicos na vertente do rio Minho: a Educação Ambiental no ensino da Geologia. *Actas do IV Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do rio Minho*, Aquamuseu do Rio Minho, V.N. Cerveira, pp. 166-171.
- Esteves, H.; Vasconcelos, C. & Fernandes, I. (2008b). Geologia e Educação Ambiental: Proposta de uma Actividade de Campo. *Cuadernos del Museo Geominero*, nº 11, IGME, Madrid, pp. 129-137.
- Esteves, H.; Vasconcelos, C. & Fernandes, I. (2009). Educação Ambiental e sustentabilidade através de saídas de campo de Geologia: potencialidades da margem esquerda do rio Minho. *Actas do XIII Encontro Nacional de Educação em Ciências*, IPCB, Castelo Branco, pp.253-263.
- Esteves, H.; Fernandes, I. & Vasconcelos, C. (2010a) – A margem do rio Minho entre Melgaço e Monção: alguns aspectos do património geológico. *e-Terra - Revista Electrónica de Ciências da Terra*, vol. 18, nº 23, Geotic – Sociedade Geológica de Portugal. Consultado em <http://e-terra.geopor.pt>, em 30 de Julho de 2010.
- Esteves, H.; Fernandes, I. & Vasconcelos, C. (2010b) – O ambiente geológico como sala de aula: avaliação de uma saída de campo por professores e alunos. *Fundamental!*, 16, Fundación Conjunto Paleontológico de Teruel – Dinópolis. pp. 91–99.
- Fernandes, J. A. (1983) – *Manual de Educação Ambiental*. Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa.
- Hopkinson, P.; Hughes, P. & Layer, G. (2008) – Sustainable graduates: linking formal, informal and campus curricula to embed education for sustainable development in the student learning experience. *Environmental Education Research*, vol. 14, nº 4, Routledge, pp. 435-454. Consultado em <http://dx.doi.org/10.1080/13504620802283100>, em 17 de Fevereiro de 2009.
- Marques, L.; Praia, J.; Aurora, A. & Leite, A. (1997). Repensar o Trabalho de Campo em Ciências Naturais: uma necessidade epistemológico-didáctica. *Actas do V Congresso Internacional sobre Investigação em Didáctica das Ciências*, pp. 345–347.
- OECD (2008). The OECD work on competencies for Education for Sustainable Development (ESD). Consultado em <http://www.oecd.org>, em 04 de Maio de 2010.
- Orion, N. (1993). Model for the Development and Implementation of Field Trip as an Integral Part of Science Curriculum. *School Science and Mathematics*, 93 (6), pp.325-331.
- Orion, N.; Hofstein, A.; Pinchas, T. & Giddings, G. (1997). The Development and Validation of an Instrument for Assessing the Learning Environment of science Outdoor Activities. *In Sci Ed*, 81, John Wiley & Sons, pp. 161 – 171.
- Pereira, E. (1992) – *Notícia Explicativa da Carta Geológica de Portugal à Escala 1: 200 000, Folha 1*. Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa.
- Ribeiro, M. L. & Moreira, A. (1986) – *Notícia Explicativa da Folha 1-B: Monção, Escala 1:50 000*. Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa.
- Silva, C. P.; Amador, F.; Baptista, J. F. P. & Valente, R. A. (2003) – *Programa de Biologia e Geologia: 11º ano*. Ministério da Educação (DES), Lisboa.
- Teixeira, F. (2003) - *Educação Ambiental em Portugal: Etapas, Protagonistas e Referências Básicas*. LPN.
- Vasconcelos, C. (2008) – *Aprendizagem baseada na resolução de problemas: Um estudo no âmbito da Educação Ambiental*. IEP da Universidade do Minho, Braga. Relatório de Pós-doutoramento.
- Vasconcelos, C. (*in press*) – Teaching Environmental Education through PBL: Evaluation of a Teaching Intervention Program. *Research in Science Education*.

## **PECMinho – Plataforma Ecológica do rio Minho**

Cláudio Ramos & Carlos Antunes

*Aquamuseu do Rio Minho*

*Parque do Castelinho – V. N Cerveira*

### **Resumo**

A Plataforma Ecológica do rio Minho – PECMinho – pretende ser uma plataforma digital com visualizador geográfico com acesso via Internet, e visa possibilitar o livre acesso à informação de carácter físico, biológico e ecológico existente na Bacia Hidrográfica do rio Minho.

A PECMinho estará sustentada numa base de dados dinâmica, em constante actualização, com o intuito da informação disponível ser o mais fiável e actual possível, pretendendo contar com a colaboração da comunidade científica e instituições científicas, que queiram de alguma forma contribuir para o seu crescimento. Informação esta que, através de um modelo intuitivo e simples, estará disponível aos investigadores e à população em geral.

A grande inovação da presente plataforma é a de possibilitar a consulta de informação existente sobre pontos específicos da bacia hidrográfica e, mais ainda, possibilitar o cruzamento de diferentes tipos de informação como, por exemplo, relacionar os obstáculos encontrados nos cursos de água com os resultados de inventariação piscícola feita nessa mesma área, ou relacionar as infra-estruturas existentes com os níveis de qualidade da água.

Desta forma, pretende-se contribuir para uma melhor articulação do conhecimento científico gerado na região potenciando assim novas linhas de investigação e de sensibilização ambiental.

**Palavras-chave:** PECMinho, Ecologia, Informação, Inventariação.



# COMUNICAÇÕES PAINEIS

## Aves acuáticas invernantes no Esteiro do Miño

Noé Ferreira Rodríguez

Asociación Naturalista “Baixo Miño” Rúa Calvario, nº 44. A Guarda- Pontevedra. España.  
noefr\_82@hotmail.com

### Resumo

Entre os meses de Setembro e Marzo invernan no Esteiro do Miño milleiros de aves acuáticas procedentes do Norte de Europa. As diferentes especies e número de individuos de cada unha delas, ven formando parte do traballo da Asociación Naturalista “Baixo Miño” (ANABAM) dende a súa fundación hai 25 anos.

No presente traballo pretendemos facer unha análise da evolución destas aves que visitan cada ano o Esteiro do Miño durante a tempada invernal, así como tratar de entender a que é debido a progresiva diminución no número de individuos de determinadas especies que anos atrás se contaban por milleiros, ou o aumento doutras que nas primeiras tempadas resultaban visitantes ocasionais.

### Introducción

#### O Esteiro do Miño

Constitúe fronteira natural entre España e Portugal, ocupa unha superficie de 1.688 ha nos últimos 14 km do Río Miño, que se corresponde coa área de maior querencia ornitolóxica. A batimetria é moi limitada, duns 4 metros, limitando bastante a penetración de auga salgada, sendo as augas do esteiro durante a baixamar basicamente doces. O dominio climático da rexión é Oceánico húmido, con tendencia a aridez estival, precipitacións medias anuais de 1.315 mm e temperatura media de 14,3°C.

En canto o ecosistema, a zona presenta extensas áreas de xuncos e carrizais, bosques de riveira, chans lamenatos ó descuberto na baixamar e, no tramo final da desembocadura sistemas de dunas nas praias de ámbalas dúas marxes. Ademais dos hábitats de riveira, o Río atópase salpicado de illas coma a Canosa, Morraceira do Grilo ou a Boega, onde atopamos bosques de riveira, pradeiras húmidas, xuncais e carrizais. Coa baixamar afloran bancos areosos que contribúen así a formar este extenso e variado ecosistema completado coa desembocadura do Coura, afluente portugués no mesmo estuario.

#### Protección

1985 – Declaración do Esteiro do Miño coma Refuxio de Caza.

2004 – Rede Natura 2000

- ZEPVN
- ZEPA (ES0000375)
- Lugar de Interese Comunitario (“Baixo Miño”, LIC ES1140007; 2.791,64 ha)

#### As aves acuáticas na desembocadura

O Esteiro do Miño constitúe un punto de paso e invernada de aves acuáticas procedentes do norte de Europa, atopando nestas latitudes más temperadas as súas áreas de invernada. Outras fan deste enclave o lugar onde descansar na súa ruta migratoria, entre os cuarteis nórdicos de verán e os meridionais de inverno durante uns días ou incluso semanas, o que permite a observación de diferentes especies ocasionais. Os

movimentos inicianse entre xullo e outubro, dependendo das condicións climatolóxicas de cada ano nos seus lugares de reprodución e do propio ciclo de vida de cada especie. Este fenómeno migratorio outorga gran importancia o Esteiro do Miño, non só pola gran diversidade e abundancia de aves acuáticas, senón pola avifauna ligada a vexetación palustre. Destacan colonias invernantes de *Phalacrocorax carbo*, anátidas coma *Anas platyrhynchos* e *Anas crecca*, outras escasas no resto do territorio peninsular coma o *Mergus serrator* e, anos atrás, unha das principais colonias invernantes na península de *Aythya fuligula*. Nos últimos anos destaca tamén o incremento de aves que anteriormente resultaban escasas ou ocasionais, caso de *Podiceps nigricollis*, *Platalea leucorodia*, *Circus aeruginosus* e mesmo *Pandion haliaetus*.

### Metodoloxía

Os censos realizanse en tempada de outono – inverno, entre os meses de setembro a marzo, o derradeiro sábado de cada mes en dous turnos, un de mañán e outro de tarde. A dinámica mantívose nos 25 anos nos que se veñen realizando este tipo de mostraxes no Baixo Miño galego – portugués.

A metodoloxía basease na contaxe directa das aves asentadas no humidal, censando todas as aves ligadas ós humidaís, exceptuando o xénero *Larus* (si se incluen *Larus marinus* e *Larus minimus*).

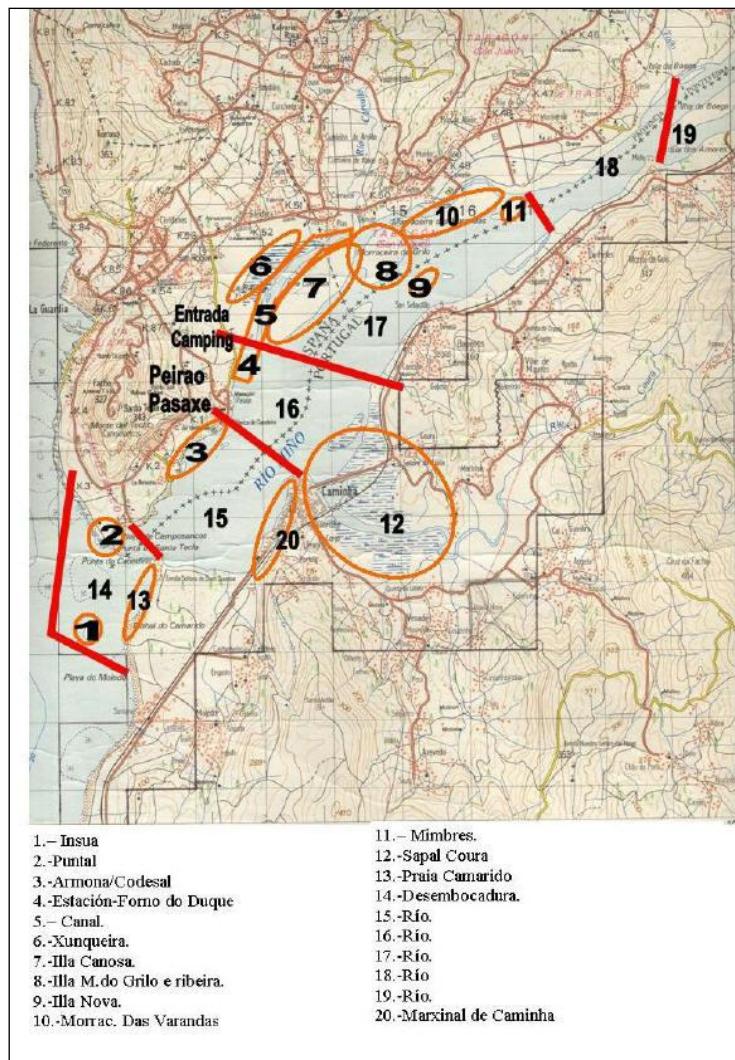
As contaxes lévanse a cabo dende puntos fixos en canto o censo dende terra, tanto na marxe galega coma na portuguesa dende o ano 1985, e a flote co uso dunha barca dende o ano 1989 percorrendo o tramo de río comprendido dende a desembocadura do Miño ata a Ponte da Amizade en Goian (Tomiño), así como o Sapal do Coura sempre que as condicións meteorolóxicas permitían a súa saída. A área a censar subdivídese en zonas que serán abarcadas dende os diferentes puntos e que servirán para situar durante o procesamento de datos ás diferentes especies presentes.

No caso de especies na que a súa presencia podíase contar por milleiros, caso de *Anas platyrhinchos* utilízase a técnica de “aforo”, tendo en conta a sobreestimación nos bandos de centos de exemplares e a infraestimación cando se trata de milleiros dos mesmos (Prater, 1979). Así mesmo tense constancia dalgunhas especies coma *Gallinula chloropus* ou *Gallinago gallinago* que polo feito de vivires agochadas nos carrizais resultan imposibles de contar na meirande parte dos casos, quedando as súas citacións reducidas á presencia ou ausencia das mesmas.

Para os censos úsanse prismáticos, polo xeral de óptica 10x50 e telescopios de óptica 20 – 60x, ademais de trípodes, fichas de censo e/ou cadernos de campo e a embarcación, neumática nos primeiros anos e ríxida actualmente.

Os censos son realizados tanto por membros da asociación coma por voluntarios e colaboradores da mesma, que se distribúen polas diferentes zonas, en parellas se o persoal e suficiente, para realizar o censo simultáneo dende tódolos puntos de observación.

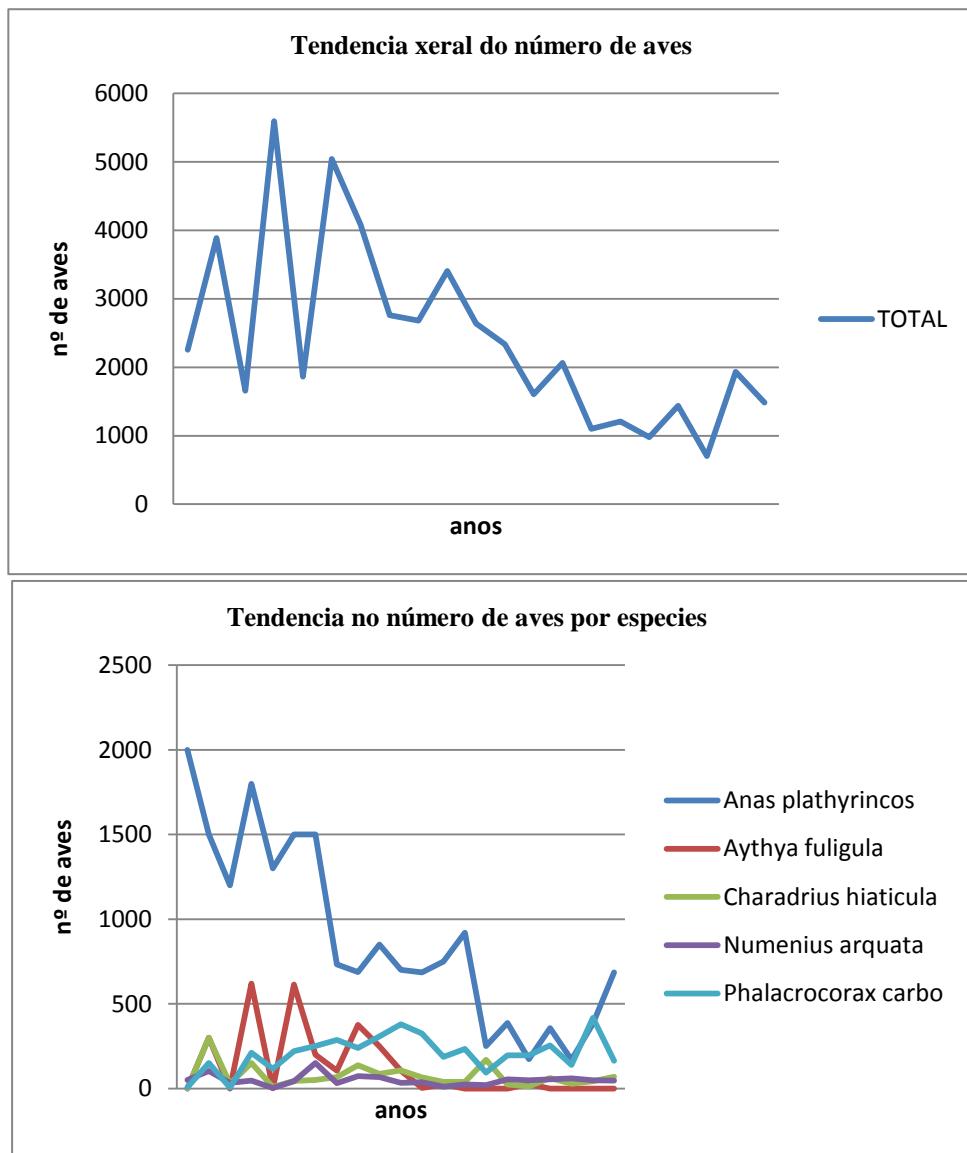
Os resultados son volcados no Carrizal (boletín mensual da asociación) e na páxina Web [www.anabam.org](http://www.anabam.org), indicando ademais da especie e número de inviduos, o número total de especies, os colaboradores, as condicións meteorolóxicas e as incidencias ou observacións en cada un deles.



Puntos de observación no Esteiro do Miño. Fonte: [www.anabam.org](http://www.anabam.org)

## Resultados

No Anexo I amósanse os resultados obtidos nos censos en número máximo de individuos por especie e tempada, sinalando a ausencia de catro delas (91/92, 93/94, 97/98 e 02/03) por non seren representativos os datos cos que se contaba, por causas climáticas, escaso persoal á hora da realización dos censos e, no último caso, o afundimento do petroleiro “*Prestige*”, que concentrrou o esforzo da asociación na recuperación de aves petroleadas e limpeza do crudo. Baixo esta liñas aparecen dous gráficos nos que se amosa a tendencia xeral no número de aves, así como a tendencia de cinco especies representativas no Esteiro do Miño durante os últimos 25 anos.



### Conclusións

En canto o número de aves, hai unha clara tendencia a baixa nos últimos 25 anos, pois nos primeiros anos superábase con creces os máis de 5.000 individuos nalgúns ocasionais e, na actualidade, apenas chega este número ós 2.000. Hai que ter en conta que especies do xénero *Larus*, agás *Larus minutus* e *Larus marinus*, non son contabilizadas por non considerarse de importancia ornitolóxica en canto a aves invernantes, pudendo chegar estas os 2.000 individuos. Así sucede tamén con tres especies, *Rallus aquaticus*, *Gallinago gallinago* e *Gallinula chloropus*, que por viviren agochadas nas zonas de canas e xuncos, en poucas ocasión puideron ser censadas, áinda que se ten constancia da súa presencia.

Por outra banda, especies coma no caso de *Aythya fuligula*, que en tempadas coma a do 88/89 contaban con máis de 600 efectivos invernantes no esteiro, sendo esta zona unha das principais áreas de invernada da especie en todo o territorio peninsular, desapareceu por completo nos últimos anos. *Fulica atra* e *Anas platyrhynchos* amosan este claro

descenso no número de aves xa que, no caso de *A. plathyrincos*, dos 1.500 - 2.000 exemplares que se contabilizaban, pasou a unha media de 400 individuos nos últimos anos.

Agora ben, estes son exemplos dalgunhas especies que acusaron especialmente o descenso nestes últimos 20 anos. Especies coma *Podiceps nigricollis* ou *Platalea leucorodia*, escasas nos primeiros anos de censos, aparece agora como unha especie habitual no Baixo Miño galego-portugués e, aínda que o número de individuos resulta fluctuante, é común atopala coma ave invernante.

Ocasionalmente vense especies do xénero *Aythya* (*Aythya ferina* e *A. marila*,) e outras coma e o caso de *Melanitta nigra* onde chega o cento de individuos nalgúns dos anos en que se contou coa súa presencia.

O Baixo Miño galego-portugués sorprendeunos nalgúns anos coa cita de especies coma *Bubulcus ibis* no ano 1986 ou máis recentemente, *Alopoches aegyptiacus* na tempada 2008/2009 e no mes de xullo deste mesmo ano, 2010, seis exemplares de *Cygnus atratus* que pasaron o verán nas augas do esteiro.

Ata un total de 84 especies de aves acuáticas contabilizáronse durante este 25 anos no Esteiro do Miño, entre aves residentes, invernantes, ocasionais e raras. A media de especies acuáticas que é común observar durante nunha visita a este humidal na tempada outono – inverno sitúase entorno as 45, reflectindo a importancia que esta zona húmida continúa a ter ornitolóxicamente.

### Discusión

Durante este 25 anos de conservación, concienciación e divulgación do patrimonio ambiental e do potencial que o Esteiro do Miño ten como zona de interese xa non só ornitolóxico, senón tamén paisaxístico ou calquera tipo de desfrute e aproveitamento sostible que se poida obter deste espazo, moitos foron os obxectivos acadados, dende a construción dos obsevatorios ornitolóxicos ata a declaración de Refuxo de Caza ou zona ZEPA.

Pero para que este espazo sega a manter o seu potencial é necesario continuar coa súa conservación, evitar actividades non compatibles co que representa e, en definitiva, tomar todo tipo de accións encamiñadas a súa protección dende o punto de vista ambiental. Embarcacións recreativas, rutas a cabalo, pesca ilegal, vehículos motorizados, son algunas das actividades que contribúen a este paulatino descenso do valor ornitolóxico que o Baixo Miño galego-portugués ten.

Cada tempada centos de estudantes achéganse a coñecer este espazo nas visitas guiadas que realiza esta asociación, así como ornitólogos chegados non só da xeografía peninsular senón tamén do resto de Europa, por iso e para que este espazo manteña e recupero todo o seu potencial son necesarias tanto medidas de divulgación, protección e conservación.

V Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho

**ANEXO 1**

	1985- 1986	1986- 1987	1987- 1988	1988- 1989	1989- 1990	1991- 1992	1993- 1994	1994- 1995	1995- 1996	1996- 1997	1998- 1999	1999- 2000	2000- 2001	2001- 2002	2003- 2004	2004- 2005	2005- 2006	2006- 2007	2007- 2008	2008- 2009	2009- 2010	
<i>Actitis</i>																						
<i>hypoleucus</i>	8	12	62	15	10	7	16	12	12	9	13	4	7	9	5	11	7	9	5	11	12	
<i>Alca torda</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Alcedo atthis</i>	2	6	5	6	7	4	3	3	3	3	4	3	2	3	0	1	2	4	1	3	0	
<i>Alopochen</i>																						
<i>aegyptiacus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Anas acuta</i>	0	7	0	16	0	3	5	4	5	5	5	200	2	5	0	3	0	0	0	0	1	0
<i>Anas clypeata</i>	0	73	0	21	0	9	11	5	4	20	18	8	5	0	0	0	2	0	0	0	0	
<i>Anas crecca</i>	0	200	0	800	37	560	497	295	355	400	223	400	104	22	0	15	39	160	19	217	42	
<i>Anas penelope</i>	0	18	0	230	1	88	150	37	33	14	15	4	3	0	0	2	7	0	11	0	0	
<i>Anas</i>																						
<i>platyrhincos</i>	2000	1500	1200	1800	1300	1500	1500	733	687	850	700	685	750	920	250	387	174	357	169	383	685	
<i>Anas</i>																						
<i>querquedula</i>	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Anas sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Anas strepera</i>	0	0	0	0	2	8	16	17	23	9	13	10	7	5	0	16	6	9	6	18	2	
<i>Anser anser</i>	0	4	0	0	0	0	5	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	
<i>Ardea cinerea</i>	26	78	51	71	58	55	61	47	33	47	36	32	38	36	28	35	24	28	31	25	19	
<i>Arenaria</i>																						
<i>interpres</i>	50	13	26	90	6	150	175	76	66	85	64	8	14	12	5	9	11	17	4	67	12	
<i>Aythya ferina</i>	0	7	0	60	1	14	0	185	25	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Aythya fuligula</i>	0	300	0	620	1	614	200	105	375	249	105	2	23	0	0	0	25	0	0	0	0	
<i>Aythya marila</i>	0	0	0	21	0	11	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Aythya nyroca</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Branta bernicla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
<i>Branta</i>																						
<i>canadiensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Bubulcus ibis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Calidris alba</i>	0	40	10	57	0	49	39	83	110	137	300	177	3	276	200	91	62	94	54	167	67	
<i>Calidris alpina</i>	0	400	6	500	81	520	450	205	103	392	200	87	64	53	170	56	68	133	61	71	41	
<i>Calidris canutus</i>	0	0	0	3	0	0	0	15	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	4	1	0	
<i>Calidris</i>																						
<i>ferruginea</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Calidris</i>																						
<i>maritima</i>	0	0	0	0	0	20	2	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	

V Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho

<i>Calidris minuta</i>	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calidris sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	16	0
<i>Charadrius dubius</i>	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Charadrius hiaticula</i>	0	300	27	150	8	44	51	68	138	87	107	66	38	38	170	23	12	62	27	42	69	
<i>Charadrius sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Circus aeruginosus</i>	0	0	0	1	1	2	3	1	1	2	3	4	3	2	3	3	3	3	3	3	2	
<i>Cygnus olor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Egretta alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Egretta garzetta</i>	3	3	4	9	9	23	37	35	39	36	30	16	19	32	56	29	23	31	18	17	24	
<i>Fulica atra</i>	24	46	18	74	39	54	42	20	51	13	68	69	57	7	1	4	2	1	1	1	1	1
<i>Gallinula chloropus</i>	1	X	X	X	X	X	X	X	X	48	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Gallinago gallinago</i>	X	X	14	50	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Gavia immer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haematopus ostralegus</i>	13	32	4	60	36	67	61	101	55	103	55	15	106	62	9	51	42	36	20	122	41	
<i>Larus cachinnans</i>	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Larus fuscus</i>	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Larus marinus</i>	0	4	1	3	0	2	3	2	3	1	4	0	2	2	1	1	1	1	0	2	1	
<i>Larus minutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Larus ridibundus</i>	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>Limosa lapponica</i>	0	0	0	153	0	270	11	2	8	4	41	8	21	27	0	12	0	5	6	13	45	
<i>Limosa limosa</i>	0	50	10	27	30	18	21	3	7	7	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limosa sp.</i>	12	0	0	53	0	57	10	5	4	11	7	0	5	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Lymocryptes minimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melanitta nigra</i>	0	0	0	0	0	100	0	103	0	0	0	12	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Mergus serrator</i>	0	17	0	17	0	11	24	21	11	29	18	9	17	2	0	1	8	4	0	6	1	
<i>Numenius arquata</i>	50	103	33	46	2	43	150	31	73	68	33	37	11	23	19	54	49	54	59	49	46	
<i>Numenius phaeopus</i>	0	3	0	3	13	8	9	4	0	2	7	3	5	3	5	6	26	31	13	16	23	
<i>Numenius sp</i>	0	0	0	1	7	83	29	20	3	1	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	41

V Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho

<i>Pandion haliaetus</i>	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	
<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Phalacrocorax carbo</i>	7	150	5	210	116	221	250	287	240	307	380	325	186	234	94	196	196	254	139	417	164
<i>Philomachus pugnax</i>	0	0	0	30	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Platalea leucorodia</i>	0	4	0	1	1	0	7	0	0	1	3	20	4	9	2	4	11	4	0	7	2
<i>Plegadis falcinellus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pluvialis apricaria</i>	0	60	0	2	0	12	23	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	2
<i>Pluvialis sp.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pluvialis squatarola</i>	0	104	0	98	0	200	91	109	71	300	82	41	32	49	2	22	41	5	25	64	7
<i>Podiceps cristatus</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Podiceps nigricollis</i>	0	0	0	0	0	0	1	6	7	7	4	6	4	6	14	8	32	9	3	14	11
<i>Podiceps sp.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Rallus aquaticus</i>	2	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Recurvirostra avosetta</i>	0	1	0	2	0	0	1	0	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Stercorarius skua</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sterna albifrons</i>	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sterna hirundo</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sterna sandvicensis</i>	0	12	116	25	17	14	15	9	5	5	7	8	8	130	0	2	22	17	2	13	34
<i>Sterna sp.</i>	0	0	0	15	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sula bassana</i>	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	47
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	0	6	3	11	7	15	3	5	6	0	2	1	3	3	0	3	1	0	0	1	0
<i>Tadorna ferruginea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Tadorna tadorna</i>	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetrao tetrix</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tringa</i>	2	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2

V Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho

erythropus																			
Tringa nebularia	3	7	7	17	23	3	7	11	21	29	18	12	31	71	35	21	36	37	12
Tringa sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tringa totanus	0	37	2	3	0	2	4	0	0	2	5	8	3	3	2	2	0	0	1
Vanellus																			
vanellus	0	120	1	200	3	176	93	71	94	103	61	48	21	17	2	33	47	11	10
TOTAL	2257	3888	1657	5594	1861	5041	4085	2760	2680	3406	2639	2334	1605	2063	1100	1207	979	1437	705
																			1931
																			1482

NC: Non contabilizada X:tense constancia da presencia pero non contabilida

### Bibliografía

- Asociación Naturalista “Baixo Miño”. Web on-line: [www.anabam.org](http://www.anabam.org)
- Bort Cubero, J.V. e Bort Cubero, J.LL. La migración de Aves. Grup d'Estudis i Protecció de les Rapaces. Inter Natura.
- Ferreira Lorenzo, A. Carrizal. Asociación Naturalista “Baixo Miño”. Varios números, 1985 - 2010.
- CSIC. Protocolo para el censo terrestre de aves.
- Pedreira López, C., Silvar, C. e Penas Patiño, X.M. Guía das aves de Galicia, 2ª edición. 2004. Baia Ed.
- Senar, J.C. e Borras, A. Sobrevivir al invierno. Ardeola 51(1), 2004, 133-168.
- Xunta de Galicia – Consellería de medio rural. ZEPA / Esteiro do Miño. Web on-line: [www.medioambiente.xunta.es](http://www.medioambiente.xunta.es)

# DISTRIBUIÇÃO GRANULOMÉTRICA DOS SEDIMENTOS DE SUPERFÍCIE DO ESTUÁRIO DO RIO MINHO

Ana M. Costa<sup>a</sup> e Mário Mil-Homens<sup>a</sup>

ana.cost@ineg.pt

<sup>a</sup> Laboratório Nacional de Energia e Geologia, Unidade de Geologia Marinha, Estrada da Portela, Apartado 7586, 2721-866 Alfagide, Portugal

## 1

### INTRODUÇÃO

Os parâmetros estatísticos das distribuições granulométricas constituem a base para vários esquemas para classificação de ambientes sedimentares. Apesar de não existir consenso na comunidade científica, vários investigadores propuseram diferentes critérios para distinguir diferentes ambientes de deposição, tendo por base as distribuições granulométricas, e assumindo que cada ambiente pode ser tipificado por uma gama característica de condições de energia.

Com exceção dos trabalhos de Alves (1996) e de Balsinha et al. (2009), não estão publicados outros estudos granulométricos no estuário do Rio Minho. Assim, o presente trabalho tem como objetivo apresentar os resultados preliminares das análises granulométricas e estudar as variações texturais ao longo do troço do rio estudado.

No âmbito do Projecto Natura Miño-Minho (0234\_NATURA\_MIÑO\_MINHO\_1\_E), foram colhidas com um amostrador Van Veen (Agosto de 2009 durante a campanha Minho09) 49 amostras de superfície no estuário do rio Minho (Figura 1; Duarte et al., 2009).

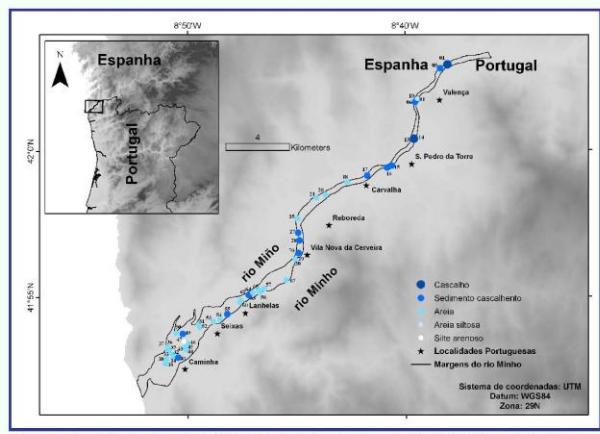


Figura 1 – Localização das amostras de superfície do rio Minho durante a campanha MNH09 e distribuição granulométrica segundo a classificação definida por Shepard (1954) e modificada por Schlee (1973).

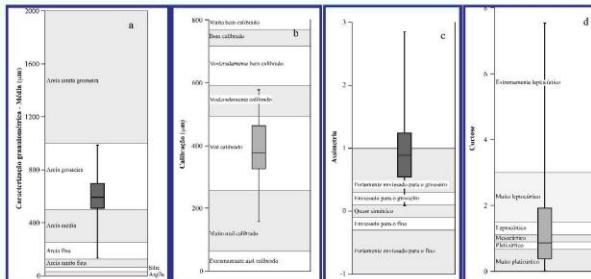


Figura 3 – Valor médio ( $\mu\text{m}$ )(a), calibração ( $\mu\text{m}$ )(b), assimetria (c) e curtose (d) para a fração menor do que 2000  $\mu\text{m}$  das amostras de superfície do estuário do Minho.

## 3

### DISCUSSÃO

O estuário do Rio Minho pode dividir-se em dois sectores, reflectindo as condições energéticas existentes no rio:

de Tuy a Vila Nova de Cerveira - cascalho e sedimento cascalhento  
de Vila Nova de Cerveira até a boca do estuário - areia grosseira, mal calibrada e fortemente enviesada para o grosso (Folk, 1980), confirmando os resultados obtidos por Alves (1996).

A maturidade textural determina um sedimento sub-márvore.

A variação de granulometria de montante para jusante permite definir uma diminuição relativa da energia nesta direção e uma maior proximidade à rocha-mãe dada pela presença de feldspato no cascalho, com grau de rolagem de angular a sub-angular.

As características associadas ao grupo de amostras diferenciado na Figura 4 pode estar associado a dragagens que são feitas no leito do rio para manter o canal naveável.

## 4

### AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi realizado no âmbito do Projecto Natura Miño-Minho (0234\_NATURA\_MIÑO\_MINHO\_1\_E).

As amostras foram colhidas a bordo do RV Leopard Atlantic pelo que gostaríamos de agradecer à sua tripulação do seu eficiente desempenho.

Um agradecimento especial para Carlos Antunes pelo apoio logístico e pela cedência do espaço no Acquamuseu de Vila Nova de Cerveira para armazenamento e amostragem dos sedimentos superficiais durante a campanha Minho09.

Gostaríamos também de agradecer ao pessoal da UGM-LNEG que participou na campanha Minho09 e que deu apoio técnico no trabalho laboratorial.

## 2

### RESULTADOS

O sedimento é essencialmente composto por areia e cascalho com diferentes percentagens de silte e argila. (Figura 2; Shepard, 1954 modificado por Schlee, 1973).

O sedimento com granulometria mais grosseira (cascalho) encontra-se mais a montante com uma diminuição gradual de granulometria (areia) para jusante (Figura 1).

A amostra com maior percentagem de cascalho (69%; 01) está localizada a Norte de Valença e a jusante, perto de Seixas, Lanhelas e Caminha, há algumas amostras mais grosseiras (sedimento cascalhento) com percentagens de cascalho de aproximadamente 16% (41, 49, 55; Figura 1).

Apenas 2 amostras apresentam maior percentagem de fracção fina (ff; silte + argila); a amostra 11 (34% ff) localizada perto de Valença e a amostra 47 (63% ff) localizada na foz do rio Coura (Figura 1).

## 2

### RESULTADOS (cont.)

A fracção > 2000  $\mu\text{m}$  é composta por quartzo, feldspatos, fragmentos líticos e micas, com grau de rolagem de angular a sub-angular.

A fracção < 2000  $\mu\text{m}$  é constituída por areia grosseira, mal calibrada, fortemente enviesada para o grosso (Figuras 3a; 3b; 3c; 4) e composta por quartzo e micas, com grau de rolagem de angular a sub-angular. A curvose varia de forma aleatória na área de estudo (Figura 3d).

Da relações entre os parâmetros da granulometria é possível evidenciar um grupo com características de areia fina a média, muito mal calibrada a mal calibrada, de assimetria muito leptocúrica a extremamente leptocúrica e fortemente enviesada para o grosso. Estas amostras (32, 33, 34, 35, 36, 39, 47, 50, 51 e 52) localizam-se perto de Caminha, na foz do Rio Minho (Figura 1).

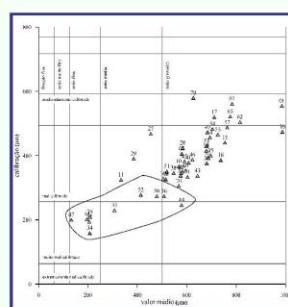


Figura 2 – Gráficos ternários com componente cascalho - areia-silte-argila das amostras de superfície do estuário do Rio Minho. Linhas determinadas por Shepard (1954) (a) e medidos por Schlee (1973) (b). Gravel = cascalho; Sand = areia; Silt = silte; Clay = argila; Mud = fracção fina (silte+argila).

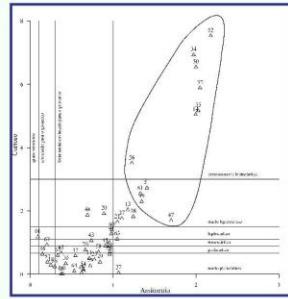


Figura 4 – Gráficos de expressão entre os parâmetros da granulometria: Valor médio ( $\mu\text{m}$ ) vs. Calibração ( $\mu\text{m}$ ); Assimetria (b); Assimetria vs. Curtose (c).



### REFERÊNCIAS

- Alves, A.M.C. (1996). Classificação e processos da dinâmica sedimentar na evolução actual do Rio de Alto Minho. Dissertação para obtenção de Doutor em Ciências da Terra, Universidade do Minho, Braga, 442p.  
Baldwin, J. & G. (1980). Sedimentology of the Minho River, Northern Portugal. Journal of Coastal Research, 6, 1331-1354.  
Baptista, M., Oliveira, M., Oliveira, A.T.C. (2009). Textural composition of sediments from Minho and Douro estuaries (Portugal) and its relation with hydrodynamics. ICOS2009 Proceedings, Porto, Portugal.  
Folk, R.L. (1980). Petrology of sedimentary rocks. Hemphill Publishing Company, Texas, 160p.  
Gutiérrez, J. & Gómez, J. (1990). A new method for determining the grain size texture of the non-clayey part. US Geological Survey, Professional paper 629-L, 64p.  
Shepard, F. (1954). Nomenclature based on sand-silt-clay ratios, Journal of Sedimentary Petrology, 24, 161-165.

## Concentrações naturais de metais em traço em sedimentos do Estuário do Rio Minho: Valores de Baseline para estudos ambientais

Mário Mil-Homens<sup>1</sup>, Ana Costa<sup>1</sup>, Sandra Fonseca<sup>2</sup>, Raquel Serrano<sup>2</sup>, Manuela Mateus<sup>3</sup>, Zenaida Melo<sup>3</sup>, Rita Sousa<sup>3</sup>, Ascensão Trancoso<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Unidade de Geologia Marinha, Laboratório Nacional de Energia e Geologia, Estrada da Portela, Ap. 7586, 2721-866 Amadora  
<sup>2</sup> Laboratório de Referência do Ambiente, Agência Portuguesa do Ambiente, Rua da Murgueira, 19/A - Zambujal - Ap. 7585 - 2611-865 Amadora  
<sup>3</sup> Laboratório de Análises Químicas, Laboratório Nacional de Energia e Geologia, Azinhaga dos Lameiros, 1649-038 Lisboa  
E-mail: mario.milhomens@ineg.pt

### BACKGROUND

- ★ Sedimentos estuarinos representam importantes fontes e reservatórios para metais em traço e poluentes orgânicos persistentes transportados a partir de terra, originadas por processos naturais, ou resultantes da actividade humana (Windom et al., 1989).
- ★ Distinção entre materiais de origem natural e antropogénica constitui um das maiores dificuldades na interpretação dos teores em metais nos sedimentos (Soto-Jimenez and Paez-Osuna, 2001).
- ★ Teores nos sedimentos são afectados por variações granulométricas, mineralógicas e teores de matéria orgânica.
- ★ As partículas mais finas (por ex. minerais de argila, coloides orgânicos e inorgânicos), devido às suas características físicas (maior superfície específica) e químicas (mineralogia), apresentam maior capacidade de adsorção de metais, constituindo assim o seu principal meio de transporte nos rios e mares;
- ★ A ocorrência de altas concentrações não indica necessariamente a existência de contaminação do meio ambiente, sendo necessário proceder-se em primeiro lugar à estimativa das contribuições associadas aos processos naturais, e só depois se proceder à estimativa das contribuições antropogénicas;
- ★ Com o objectivo de compensar a variabilidade natural das concentrações de metais em traço nos sedimentos, detectar e quantificar possíveis enriquecimentos antropogénicos, foram desenvolvidos diversos processos de normalização (Cato, 1989; Windom et al., 1989; Lorng, 1990; Schropp et al., 1990; Szeler et al., 1995);
- ★ De forma a considerar a variabilidade natural das concentrações de metais traço ao longo da área em estudo, é importante definir as relações metal vs. elemento normalizador (Li, Al, Fe) e definir as rectas de regressão linear que representam a variabilidade geoquímica regional de baseline (BR). O intervalo de confiança de 95% indica que os pontos que caem dentro deste têm 95% de probabilidade de pertencerem a uma população normal (Loring & Rantala, 1992), enquanto que os que estão posicionados fora deste intervalo pertencem a uma população anómala (Fig. 1).
- Os princípios de regressão linear (normalidade e variância constante) devem ser assegurados.
- ★ Tendo por base as rectas de regressão linear da população natural, é possível determinar o nível de enriquecimento relativo de amostras anómalias através do cálculo de Factores de Enriquecimento ( $(FE_{metais}) = (metal/Li)_{amostra} / (metal/Li)_{BR}$ ) sendo o valor do metal em traço na baseline regional ( $metal_{BR}$ ) obtido a partir da equação de regressão linear.

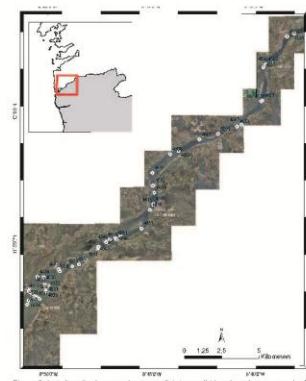


Figura 2. Localização das amostras superficiais recolhidas durante a campanha Minho09.

### OBJECTIVOS

- ★ No âmbito do projecto Projeto Natura Miño-Minho (0234 NATURA MIÑO-MINHO\_1\_E), propomos neste trabalho estudar as relações entre metais em traço (Cu, Hg e Zn) e o Li, com o objectivo de estabelecer valores de baseline regional (BR)
- ★ Detectar a existência (ou não) de contaminação dos sedimentos e avaliar (caso exista) o nível de enriquecimento

### MATERIAIS & MÉTODOS

**Amostragem** 49 amostras de superfície colhidas durante a campanha Minho09 (Agosto de 2009) com um amostrador Van Veen

no traço do Rio Minho entre Tuy e Caminha (Fig. 2)

**Análises Geoquímicas** Elementos maiores (Si, Al, Fe, Ca, Na, Mg, K, Ti, Mn) foram determinados por FRX

Metalo traço (As, Ba, Cd, Cu, Cr, Li, Pb, Sb, Sn, Zn) determinados por ICP-OES e/ou ICP-MS após mineralização total da amostra em microondas CEM MarsX usando HF, HCl e HNO<sub>3</sub>.

Mercurio (Hg) determinado com o analisador automático Milestone Direct Mercury Analyzer DMA 80.

### Controle de Qualidade

**Exceção** Análise de Materiais Certificados de Referência (MCR)

● GBW07311 e GBW070302 Elementos maiores: valores de recuperação entre entre 92 e 105%

● Mercurio: valores de recuperação entre entre 75 e 94%

● PACS-2 e MESS-3 Metalo traço: recuperação é ± 10% (excepto Pb, 14% (MESS-3) e 31% (PACS-2))

● Precisão analítica Metalo traço: < 10% (diferenças relativas (%)) entre amostras em duplo de sedimentos estudados)

● Mercurio: desvio padrão relativo é inferior a 8% para amostras replicadas dos MCR

Figura 1. Definição dos valores de BR. Recta de regressão linear a preto. Área verde define o intervalo de confiança de 95%.

Figura 1. Definição dos valores de BR. Recta de regressão linear a preto. Área verde define o intervalo de confiança de 95%.

### RESULTADOS & DISCUSSÃO

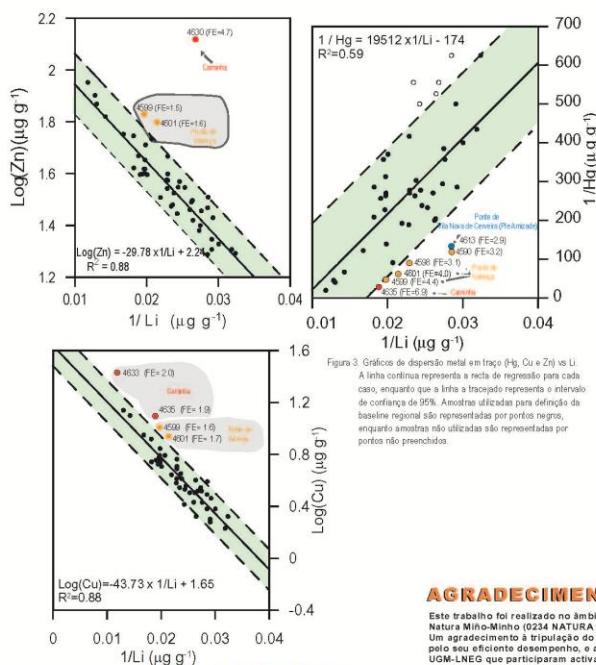


Figura 3. Gráficos de dispersão metal em traço (Hg, Cu e Zn) vs Li. A linha contínua representa a recta de regressão para cada caso, enquanto que a linha a tracejado representa o intervalo de confiança de 95%. Amostras utilizadas para definição da baseline regional são representadas por portos negros, enquanto amostras não utilizadas são representadas por portos não preenchidos.

### AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi realizado no âmbito do Projecto Natura Miño-Minho (0234 NATURA MIÑO-MINHO\_1\_E). Um agradecimento especial ao RV Leonardo Atlantic pelo seu eficiente desempenho, e aos membros da UGM-LNEG que participaram activamente na campanha de amostragem. Agradecemos especialmente a Carlos Antunes todo o seu apoio logístico.

- A definição dos valores de baseline de metais em traço para o estuário do Rio Minho, pode constituir uma ferramenta interpretativa a aplicar à área de trabalho em futuros estudos de monitorização ambiental, permitindo a distinção entre concentrações de metais em traço de origem natural vs. antropogénica, a monitorização das tendências temporais nas concentrações dos contaminantes e a estimativa dos seus níveis de enriquecimento.

- Além disso, permite seleccionar e identificar áreas mais problemáticas, onde poderão ser utilizados outros tipos de estudos (ex. testes de toxicidade, extrações selectivas...), garantindo desta forma uma gestão mais eficiente dos custos utilizados.

### Referências Bibliográficas

- Cato, I. - 1989. Normalization of heavy metal data by the gradient method. *KGS*, 1, 1-9.
- Loring, D. - 1990. Lithium: A new approach for the geochemical normalization of trace metal data. *Marine Chemistry*, 30, 227-235.
- Loring, D. - 1991. A new approach for the geochemical normalization of trace metal data. *Earth Science Reviews*, 32, 239-263.
- Schropp, R., F. Lewis, H. Windom, J. Ryan, F. Carter and L. Birney. - 1990. Interpretation of metal concentrations in estuarine sediments of Florida reef trawl fisheries as a reference element. *Estuaries*, 13, 227-235.
- Soto-Jimenez, M. and F. Paez-Osuna. - 2001. Distribution and normalization of heavy metal concentrations in mangrove and regional sediments from Mazatlán Harbor (S. Gulf of California). *Est. Coastal and Shelf Science*, 53: 259-274.
- Szeler, P., A. Kosak, K. Szeler, H. Jaworska, B. Włodarczak and A. Ab. - 1995. Distribution of selected metals in sediment cores of Bay of Paly, Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 30: 455 - 466.
- Windom, H. L., Schropp, F., Carter, J., Ryan, R., Lewis, F., Lewis and C. Birney. - 1990. Metal trace metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments of the southeastern United States. *Env. Sci. and Technology*, 23: 314 - 320.



## Batimetria y granulometría del río Miño desde A Frieira hasta Tui

Rivas, S.<sup>1,2</sup>, Vieira-Lanero, R.<sup>1</sup>, Servia, M. J.<sup>3</sup>, Barca, S.<sup>1,2</sup>, Couto, M. T.<sup>1,2</sup>, Sánchez, J.<sup>1,2</sup>, Nachón, D.<sup>1,2</sup>, Silva, S.<sup>1,2</sup>, Gómez-Sande, P.<sup>1,2</sup>, Morquecho, C.<sup>1,2</sup>, Lago, L.<sup>1,2</sup> & Cobo, F.<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Estación de Hidrobiología “Encoro do Con”, Universidade de Santiago de Compostela. Castroagudín s/n, 36617 Vilagarcía de Arousa, Pontevedra, España.

<sup>2</sup>Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Sur s/n, 15782 Santiago de Compostela, España.

<sup>3</sup>Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecoloxía. Facultade de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira s/n. 15008 A Coruña, España.

e-mail: sheila.rivas@usc.es

### Resumen

En colaboración con la empresa TOPOFOR SL ([www.topofor.es](http://www.topofor.es)) se ha realizado un levantamiento batimétrico georreferenciado del cauce principal del río Miño desde Vide (Concello de As Neves) hasta Tui. Simultáneamente hemos procedido a la toma de muestras del sustrato para realizar su estudio granulométrico y para poder definir así las posibles áreas de freza idóneas para las especies migradoras. En general, la fracción gruesa del sedimento está constituida por un 98'45 de grava (52'14% muy fina, 29'78% fina, 1'45% media, 8'44% gruesa y 6'63% muy gruesa), y un 1'57% de cantos (1'08% pequeños, 0.47% medios, 0'02% grandes); y la fracción fina por un 97% de arena (63'14% gruesa, 22'23% media, 11'63% fina) y un 3% de limo y arcilla. La materia orgánica oscila entre 0'22-2'11%, con una media de 0'66%.

Sin embargo, no solo la granulometría, es decir la textura de los frezaderos, influye en la supervivencia y en la emergencia de los eleuteroembriones sino que es fundamental el tamaño de los intersticios y la permeabilidad del sedimento. Estas variables se combinan en un índice de calidad o índice de Lotspeich & Everst, de manera que la magnitud del índice es una medida del tamaño de los intersticios y de la permeabilidad relativa, de forma que los altos valores se correlacionan con una mayor supervivencia y éxito en la eclosión de los huevos. En las muestras analizadas, hemos diferenciado cinco categorías de calidad, de manera que el 8'33% de los frezaderos tienen una calidad muy buena, el 11'11% buena, el 13'89% aceptable, el 19'44% mala y el 47'22% muy mala.

### Introducción

La parte inferior del cauce principal del río Miño (desde A Guarda hasta Tui) ha sido objeto recientemente de un levantamiento batimétrico detallado con metodología GIS por parte de investigadores portugueses (Proyecto ECOIS, Instituto Hidrográfico de Portugal, 2002-2005). Sin embargo, carecemos actualmente de un mapa batimétrico detallado del tramo superior del Baixo Miño, entre Tui y la presa de A Frieira. Para paliar, al menos parcialmente, esta situación, se ha realizado un levantamiento batimétrico georreferenciado del tramo comprendido entre Vide (Concello de As Neves) y Tui cuya metodología permite unificar ambos mapas batimétricos con el software apropiado para producir un mapa batimétrico continuo desde A Guarda hasta Vide.

Simultáneamente se ha procedido a la toma de muestras del sustrato para realizar su estudio granulométrico y para poder definir así las posibles áreas de freza idóneas para las especies migradoras.

## Material y Métodos

### a.- Levantamiento batimétrico

El método de medición utilizado ha sido RTK (medición en tiempo real con corrección vía radio), en el que se emplean dos receptores GPS, uno fijo (llamado base e instalado en la orilla, sobre una de las bases de referencia) que emite correcciones en tiempo real y el otro móvil (receptor, instalado en la embarcación) que recibe las correcciones en tiempo real del GPS base. Su uso requirió dos pasos previos:

1.- Creación de un sistema de coordenadas local basado en el sistema UTM (ED50, huso 29 Norte). Se midieron, con técnicas GPS, ocho vértices geodésicos de la red del Instituto Geográfico Nacional: Pedra Quitiña (22406), Aldir (22445), Peniza (26174), Faro (26184), Alto de Padrán 84 (26189), Castelo (26206), San Xoán (26235), y San Nomedio (26238). Estos datos se tomaron en modo de medición estático rápido, con post-proceso, con tiempos de observación de 20 minutos como mínimo, y se realizó un ajuste de coordenadas con los vértices medidos, obteniéndose así un sistema de coordenadas local específico para la zona de trabajo.

2.- Implantación de las bases de referencia y control del sistema de coordenadas. En el sistema de coordenadas creado se procedió a implantar, en la orilla y por toda la zona de trabajo, una serie de puntos de referencia (bases) mediante clavos de acero con punto de centrado hincados en rocas u hormigón. Las bases se han medido con equipos GPS en modo de medición estático rápido, con post-proceso, con tiempos de observación de 8 minutos como mínimo.

Los equipos empleados para la observación de los vértices geodésicos fueron dos receptores GPS modelo R8 GNSS de la marca Trimble. La configuración de los receptores para la toma de datos fue la siguiente:

- 10° en la máscara de elevación.
- 5 segundos en la carencia de registro de datos en los receptores.
- Toma de datos en las fases L1 y L2, con recuperación de fase sin código en la L2 ya que es una señal muy débil.

En cuanto a los cálculos, con la geometría de red observada se intenta alcanzar un cierre lo más perfecto posible en lo que a precisión se refiere, es decir tanto en planimetría como en altimetría. Se calcularon todos los vectores de las observaciones siguiendo los siguientes criterios para la aceptación de las líneas base.

- Solución de las dobles diferencias con resolución de las ambigüedades en la L1 y la L2.
- Soluciones libres de ionosfera para los vectores GPS teniendo dos tipos de soluciones adecuadas dependiendo de la longitud de la línea base: solución “libre de iono fija” (para líneas base de más de 5 km), y solución “L1 fija” (para líneas base inferiores a 5 km).
- Intervalos de procesamiento cada 15 segundos.
- Máscara de elevación para el cálculo de 15°.

Para realizar la medición se procede a recorrer el río con la embarcación a una velocidad adecuada al ritmo de la toma de puntos de coordenadas. La toma de puntos se realiza de forma continua, de modo que el receptor registra un punto cada 3 segundos.

El receptor GPS proporciona las coordenadas de su posición X, Y y Z y la ecosonda proporciona la profundidad del río en el punto de medición, profundidad que restada a la coordenada Z del receptor arroja la coordenada Z del lecho del río.

Posteriormente, con los puntos obtenidos en la medición se genera el modelo digital del terreno, en este caso el lecho del río, y se obtienen las curvas de nivel que lo definen mediante el software Trimble Geomatics Office.

### b.- Análisis granulométrico

Para llevar a cabo el análisis granulométrico del sustrato del fondo del río y determinar su contenido en materia orgánica se definieron 36 puntos de muestreo. En cada punto se tomó una muestra mediante una draga Van Veen y se le añadió una pequeña cantidad de formaldehído para su conservación hasta su análisis en las instalaciones de la Estación de Hidrobiología “Encoro do Con”.

Cada muestra fue secada en una estufa a 70 °C durante 4 h. Posteriormente se extrajeron las gravas y cantes, que fueron contados y medidos manualmente, expresando los resultados mediante la frecuencia de cada clase de tamaño. El resto de la muestra fue homogeneizada y de ella se extrajeron dos submuestras representativas. La primera fue utilizada para determinar el contenido en arena, limo y arcilla mediante tamizado en húmedo con agitación en una columna de tamices de malla normalizada a 5 ciclos/s durante 20 minutos; posteriormente se secó a 70 °C durante 4 h y la frecuencia de cada clase se expresó como porcentaje del peso total de la muestra. La segunda se utilizó para determinar la cantidad de materia orgánica contenida en el sedimento mediante pesaje tras combustión en horno mufla a 450 °C durante 4 h.

Para designar las diferentes clases de tamaño de las partículas se han seguido los criterios de clasificación de WENTWORTH (1922) que se muestran en la tabla 1.

Nombre	Tamaño partícula
Cantes grandes	128-180mm
Cantes medianos	90-128mm
Cantes pequeños	64-90mm
Grava muy gruesa	32-64mm
Grava gruesa	16-32mm
Grava media	8-16mm
Grava fina	4-8mm
Grava muy fina	2-4mm
Arena muy gruesa	2-1mm
Arena gruesa	1-0.5mm
Arena media	0.5-0.25mm
Arena fina	0.25-0.125mm
Arena muy fina	0.125-0.063mm
Limo y Arcilla	<0.063 mm

Tabla 1. Nombres habituales que se dan a las diferentes clases de tamaño de las partículas según la clasificación de Wentworth (1922).

Por otro lado, la idoneidad de una zona para ser utilizada como frezadero, es decir, para asegurar la supervivencia de la puesta y la emergencia de los eleuteroembriones, depende fundamentalmente del tamaño de los intersticios y de la permeabilidad del

sedimento. El índice de LOTSPEICH & EVERST (1981) relaciona esas dos variables de forma que los valores altos del índice (F) se correlacionan con una mayor supervivencia y éxito en la eclosión de los huevos. Se calculó el valor del índice a partir de los porcentajes de cada fracción en cada muestra y se diferenciaron cinco categorías de calidad en función de su idoneidad como sustrato de freza: muy mala ( $F<2$ ), mala ( $3\leq F < 2$ ), moderada ( $3\leq F > 4$ ), buena ( $5\leq F > 4$ ) y muy buena ( $F\geq 5$ ).

## Resultados

Se ha obtenido un Modelo Digital de Elevación del cauce que permite la realización de mapas batimétricos detallados. La figura 1 muestra el aspecto general del levantamiento batimétrico en el tramo citado; las restricciones del formato impreso no permiten detallar todo el tramo, por lo que se muestran dos detalles en las figuras 2 y 3. El modelo obtenido permite elaborar perfiles transversales (figura 4) y longitudinales en cualquier punto del tramo (figura 5).



Figura 1. Aspecto general del modelo digital de elevación en el tramo comprendido entre Tui y Vide, donde los diferentes colores corresponden a distintas profundidades.

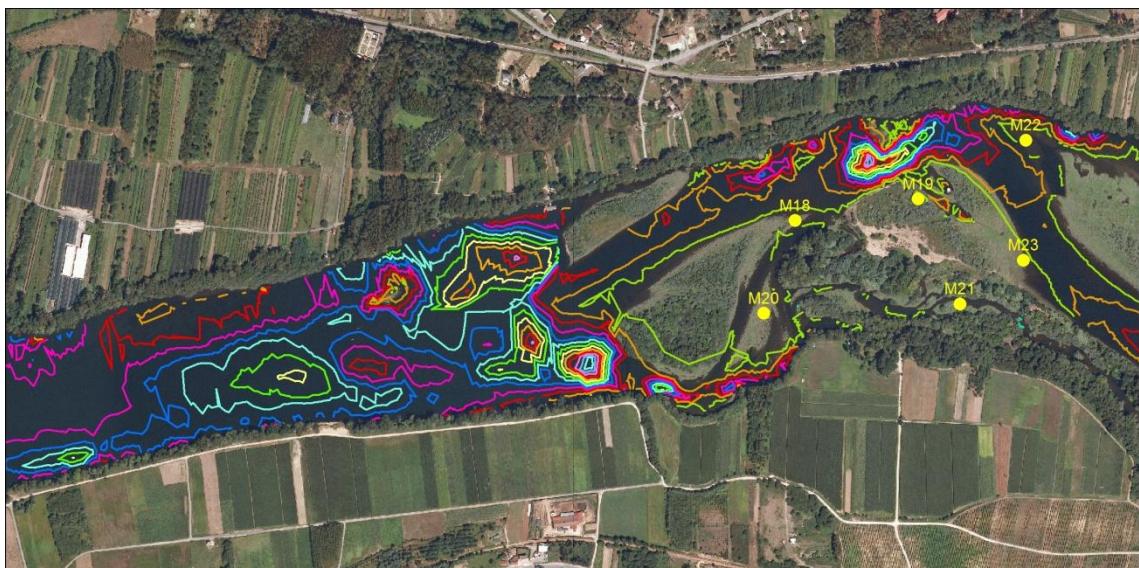


Figura 2. Detalle del modelo de levantamiento curvado sobre ortofotografía (Distancia entre curvas: 1 m. Los puntos amarillos M18-M23 corresponden a muestras de sustrato).

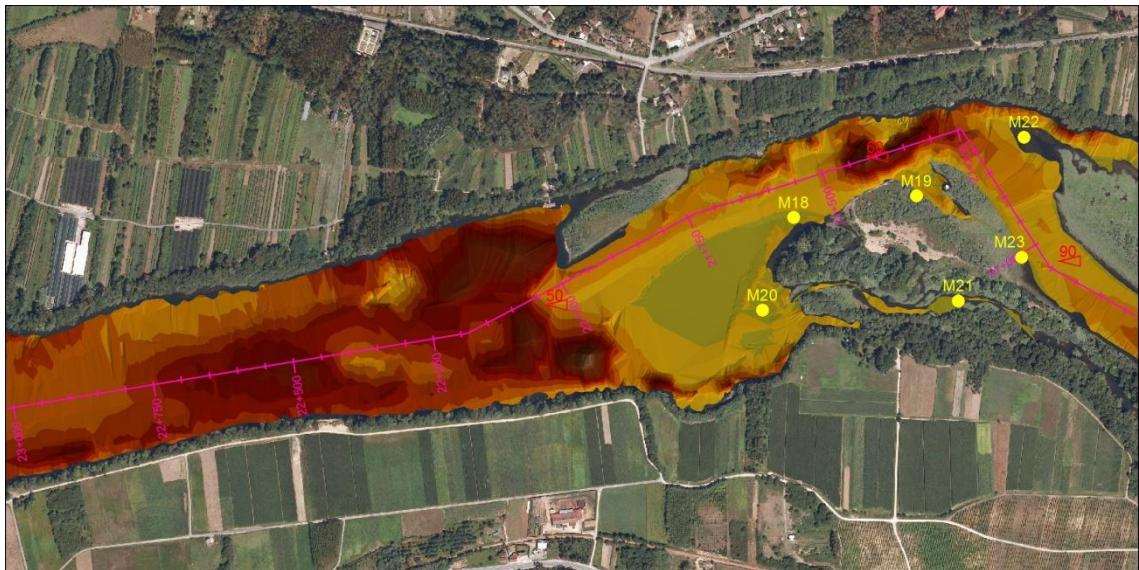


Figura 3. Detalle del modelo digital de elevación sobre ortofotografía (Los puntos amarillos M18-M23 corresponden a muestras de sustrato. En color rosa se muestran los puntos kilométricos a lo largo del eje fluvial desde el origen de los trabajos, situado a la altura de la localidad de Vide).

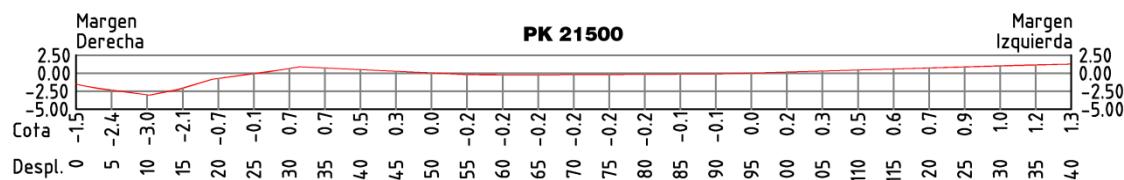


Figura 4. Perfil transversal del cauce en el punto kilométrico 21500 (Punto 21+500 de la figura 4)

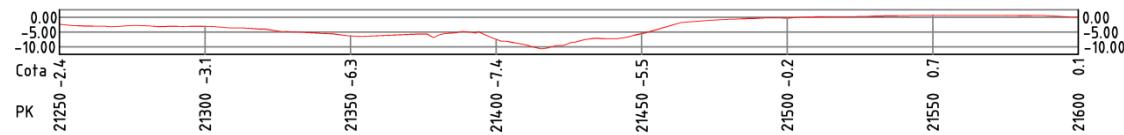


Figura 5. Perfil longitudinal del cauce en el tramo comprendido entre los puntos kilométricos 21250 y 21600.

En cuanto a la granulometría, en general, en el tramo estudiado la fracción gruesa del sedimento está constituida por un 98'45% de grava (52'14% muy fina, 29'78% fina, 1'45% media, 8'44% gruesa y 6'63% muy gruesa), y un 1'57% de cantos (1'08% pequeños, 0'47% medios, 0'02% grandes); y la fracción fina por un 97% de arena (63'14% gruesa, 22'23% media, 11'63% fina) y un 3% de limo y arcilla. El contenido medio en materia orgánica es del 0'66%.

Por otro lado, el cálculo del índice de Lotspeich & Everst muestra que el 8'33% de las muestras analizadas corresponden a zonas cuya calidad para ser usadas como frezaderos es muy buena, en el 11'11% de zonas la calidad es buena, en el 13'89% aceptable, en el 19'44% mala y en el 47'22% de las zonas muestreadas la calidad es muy mala (figura 6).

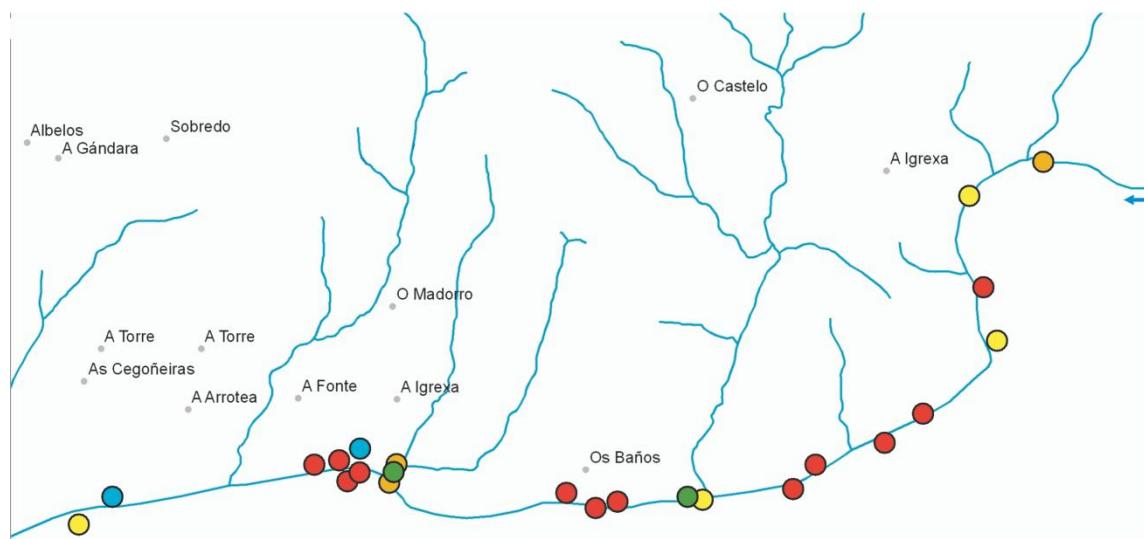


Figura 6. Localización de los 36 puntos de toma de muestras de sustrato y calidad de cada zona para su uso como frezadero según el índice de Lotspeich & Everst. (Para ajustar la imagen al formato impreso se ha dividido el eje fluvial en dos partes, la superior se encuentra aguas arriba de la inferior; la flecha indica la dirección de la corriente).

De acuerdo con esto, las mejores áreas de freza de este tramo se encuentran justo antes de la desembocadura del río Termes, en la zona comprendida entre la desembocadura de los ríos Lodeiro y Tea, en la zona de la desembocadura del río Caselas, y en la zona comprendida entre la desembocadura de los ríos Caselas y Louro.

### Agradecimientos

A la empresa TOPOFOR por su interés y profesionalidad. Este trabajo fue realizado en las instalaciones de la Estación de Hidrobiología "Encoro do Con" de la USC en Vilagarcía de Arousa con financiación del proyecto "INTERREG IV: Valorización dos recursos naturais da bacia hidrográfica do Miño-Minho".

**Bibliografía**

LOTSPEICH, F.B. & EVERST, F.H. (1981). A new method for reporting and interpreting textural composition of spawning gravel. Ed. U.S. Department. Agriculture. Forest Service. Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station. Research Note PNW-369.

WENTWORTH, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *J. Geology* 30:377–392.

## Nuevos datos sobre las características fisicoquímicas del río Miño y sus afluentes de la margen española

S. Barca<sup>1,2</sup>, R. Vieira-Lanero<sup>1</sup>, M. J. Servia<sup>3</sup>, M. T. Couto<sup>1,2</sup>, S. Rivas<sup>1,2</sup>, J. Sánchez<sup>1,2</sup>, D. J. Nachón<sup>1,2</sup>, S. Silva<sup>1,2</sup>, P. Gómez-Sande<sup>1,2</sup>, C. Morquecho<sup>1,2</sup>, L. Lago<sup>1,2</sup> y F. Cobo<sup>1,2</sup>.

<sup>1</sup>Estación de Hidrobiología “Encoro do Con”. USC. Castroagudín-Cea. 36617 Vilagarcía de Arousa.

<sup>2</sup>Dpto. de Zooloxía e Antropoloxía Física, Fac. de Bioloxía, USC, 15782 Santiago de Compostela.

<sup>3</sup>Dpto. de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecoloxía, Fac. de Ciencias, UDC, Campus da Zapateira, 15008 A Coruña.

e-mail: sandra.barca@usc.es

### Resumen

Los datos que aquí presentamos, extraídos del análisis fisicoquímico del agua del cauce principal del río Miño en cinco puntos situados entre Tui y su desembocadura (Páramos, Camping, La Lenta, La Boega y desembocadura del Tamuxe) así como de doce de sus afluentes de la margen española (Barxas, Deva, Ribadil, Termes, Tea, Caselas, Louro, Tripes, Furnia, Hospital, Pego y Tamuxe), muestran que la calidad fisicoquímica, tanto de los afluentes como del cauce principal del río en este tramo, se encuentra dentro de unos márgenes aceptables, semejantes a otros cursos de agua de Galicia. Sin embargo, en determinados puntos del cauce principal (estación de A Boega y desembocadura del Tamuxe) se observan concentraciones de amonio que pudieran estar relacionadas con una insuficiente capacidad de depuración natural del río como consecuencia de aportes orgánicos difusos. En el caso del río Louro los parámetros medidos indican un patente estado de contaminación orgánica que se superpone a la presencia, reiteradamente contrastada, de otros contaminantes de origen industrial.

### Introducción

En la actualidad, aunque en menor medida que en el pasado, los vertidos constituyen una de las principales amenazas para la calidad de las aguas del río Miño. En sus márgenes y en las de sus afluentes se producen vertidos urbanos, agrícolas e industriales dispersos, que aportan a este cauce un número creciente de sustancias contaminantes.

En un marco más amplio que abarca el estudio de la dinámica poblacional y el estado de conservación de determinadas especies fluviales, se realizó una somera caracterización fisicoquímica de las aguas del curso principal del río Miño y de sus afluentes de la margen española. Todo ello con una doble finalidad: por un lado describir parte del componente abiótico del ecosistema y por otro comparar, en términos temporales, la evolución de los parámetros indicadores del deterioro orgánico, tomando como referencia los estudios previos realizados en el mismo ámbito espacial.

### Material y Métodos

Los datos que aquí presentamos proceden del análisis fisicoquímico del agua del cauce principal del río Miño en cinco puntos situados entre Tui y su desembocadura (Páramos, Camping, La Lenta, La Boega y desembocadura del Tamuxe) así como de doce de sus afluentes de la margen española (ríos Barxas, Deva, Ribadil, Termes, Tea, Caselas, Louro, Tripes, Furnia, Hospital, Pego y Tamuxe) (figura 1). El muestreo se efectuó en el

mes de agosto de 2010. La recogida y el traslado de las muestras al laboratorio se llevaron a cabo según las normas UNE-EN 25667-2 y UNE-EN ESO 5667-3, refrigeradas a 4 °C en neveras portátiles.

Los materiales de los envases que se utilizaron fueron escogidos según la analítica a realizar; así, se utilizó el polietileno de alta densidad (HDEP) y el vidrio esterilizado, según las especificaciones de las normas y estándares existentes para los diferentes parámetros. Los materiales que iban a ser utilizados para la recogida de las muestras fueron lavados con agua destilada y con el agua del propio punto de muestreo, evitándose, de esta manera, que cualquier impureza pudiera afectar a los resultados. En el momento de la toma de cada muestra se determinó el pH, la conductividad, el Oxígeno disuelto y la temperatura mediante sondas portátiles.

Todos los análisis se realizaron siguiendo la metodología descrita en Standard Methods 10200 H (APHA, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, EE UU: 1220 pp.).

### **Resultados y Discusión**

En las tablas 1 y 2 se recogen los valores de los parámetros fisicoquímicos analizados en las estaciones del curso principal del río Miño, así como en doce de sus afluentes de la margen española.

Los usos del suelo determinan los niveles de determinados parámetros como, por ejemplo, el significativo nivel de nitritos registrado en el río Tea, que además tiene un singular interés por su toxicidad sobre alevines y eleuteroembriones de peces, o los elevados niveles de nitratos en los ríos Caselas, Tamuxe y Tripes que se encuentran muy por encima de los valores medios registrados en las cuencas de Galicia. El estudio espacial confirma las diferencias que se establecen en razón del rango hidráulico de los cursos estudiados, de manera que tanto en los gráficos de barras (figuras 2-5), como en los dendrogramas de afinidad (figuras 6 y 7) las estaciones del curso principal del Miño se segregan claramente de las de los afluentes de menor entidad.

La evolución temporal, tomando como referencia los trabajos de ANTELO & ARCE (1993); SOUSA *et al.*, (2008) y FERREIRA *et al.*, (2009), señalan que, en general, el río está sometido a un creciente enriquecimiento orgánico que en algunos puntos, como en La Bohega o en la desembocadura del río Tamuxe, puede elevar los niveles de amonio indicando ciertas limitaciones en el proceso de nitrificación o, dicho de otro modo, en la propia capacidad de autodepuración del río. El río Louro permanece como el afluente más contaminado del Baixo Miño, al menos desde los datos de 1993, y como se refleja también en la comunicación presentada por SANTOS *et al.*, en este “V Simpósio Ibérico sobre a bacia hidrográfica do río Minho”, señalando una importante cronicidad en su estado de deterioro.

### **Agradecimientos**

Este trabajo fue realizado en las instalaciones de la Estación de Hidrobiología "Encoro do Con" de la USC en Vilagarcía de Arousa con financiación del proyecto "INTERREG IV: Valorización dos recursos naturais da bacia hidrográfica do Miño-Minho".

### Bibliografía

- ANTELO, J. M. & ARCE, F. (1993): Características fisicoquímicas das augas superficiais. En: Consello da cultura galega (ed), As Augas de Galicia, pp.351-446.
- FERREIRA, A. M. & VALE, C. (2009): Caracterización do estado químico e ecológico das massas de agua de transição do Minho ARH Norte, I. P. Instituto Nacional dos Recursos Biolóxicos I. P. Ministerio da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas.
- SANTOS, S., ALVES, P., LIMA, J., VILAR, V., BOAVENTURA, R. & BOTELHO, C. (2010): Qualidade da auga do río Minho: monitorización e modelado. Comunicación presentada en el “V Simpósio Ibérico sobre a bacia hidrográfica do río Minho”. Vilanova da Cerveira. Noviembre de 2010.
- SOUZA, R., COSTA DIAS, S., GUILHERMINO, L. & ANTUNES, C. (2008): Minho river tidal freshwater wetlands: threats to faunal biodiversity. *Aquatic biology*. (3) 237-250.

### FIGURAS Y TABLAS

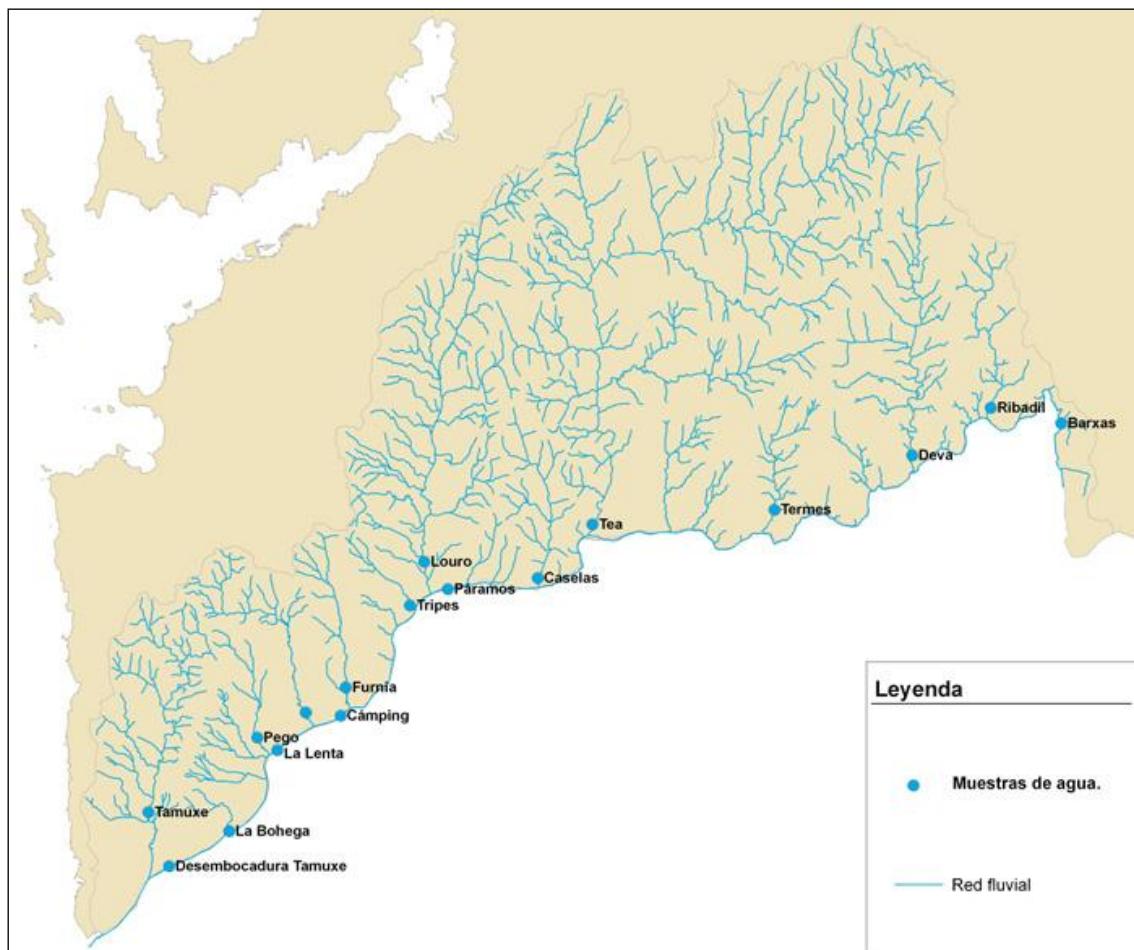


Figura 1: Localización de las estaciones de muestreo.

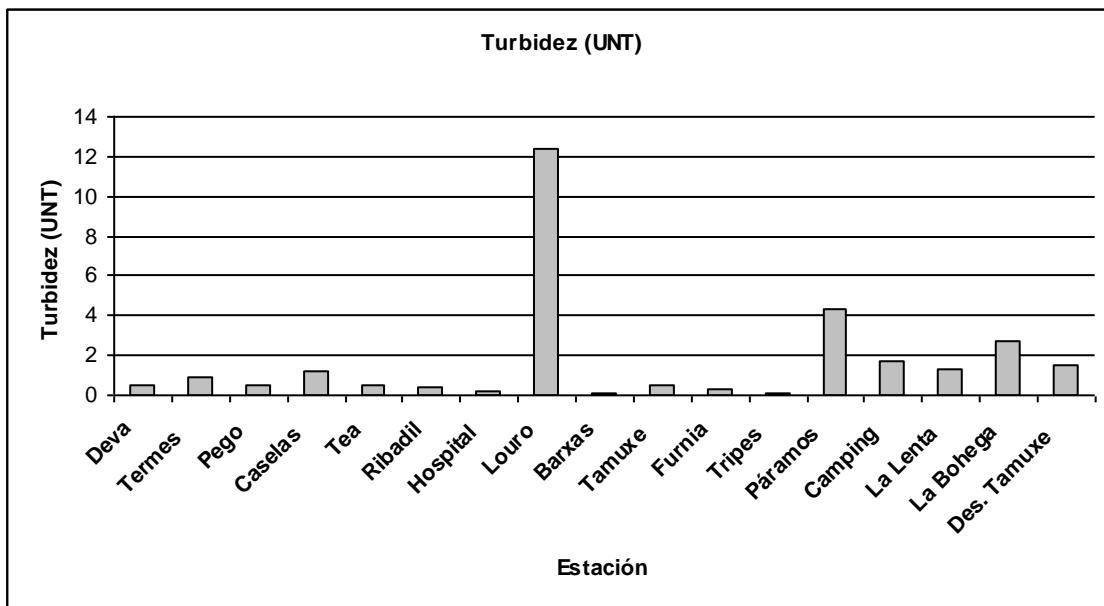


Figura 2: Niveles de los parámetros indicadores de contaminación orgánica: Turbidez (UNT).

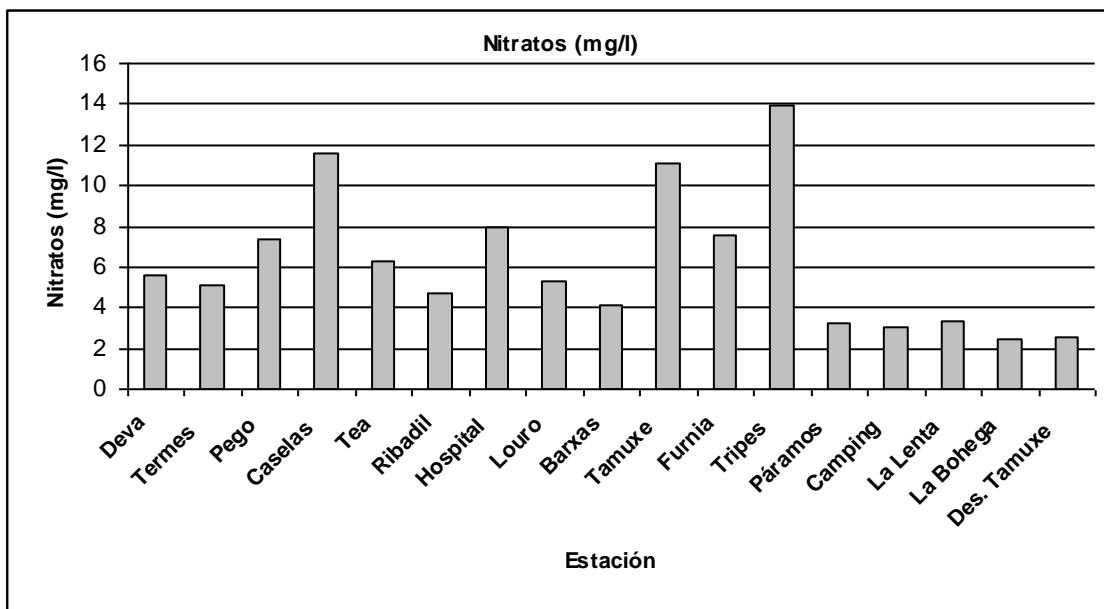


Figura 3: Niveles de los parámetros indicadores de contaminación orgánica: Nitratos (mg/l).

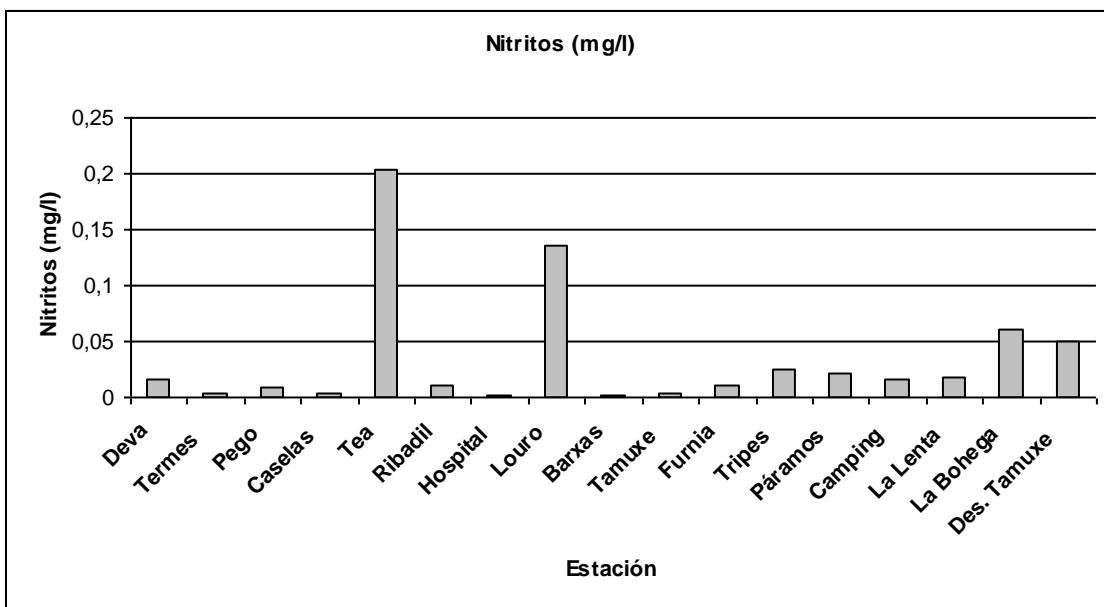


Figura 4: Niveles de los parámetros indicadores de contaminación orgánica: Nitritos (mg/l).

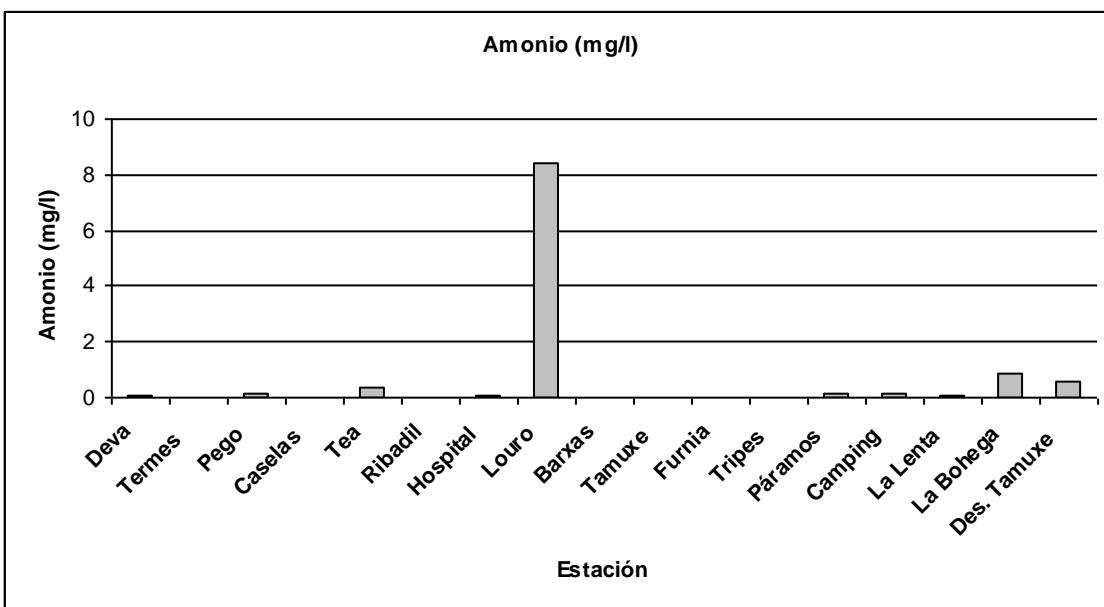


Figura 5: Niveles de los parámetros indicadores de contaminación orgánica: Amonio (mg/l).

**SIMILITUD ENTRE ESTACIONES DEL CURSO PRINCIPAL DEL RÍO MIÑO**

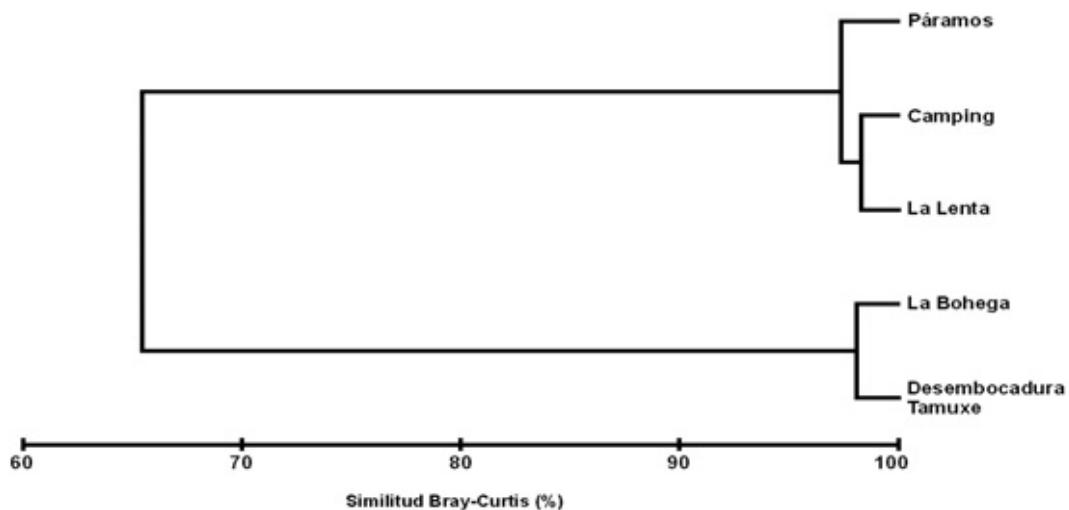


Figura 6: Dendrograma de similitud entre las estaciones del curso principal del río Miño.

**SIMILITUD ENTRE AFLUENTES DEL BAIXO MIÑO (MARGEN ESPAÑOLA)**

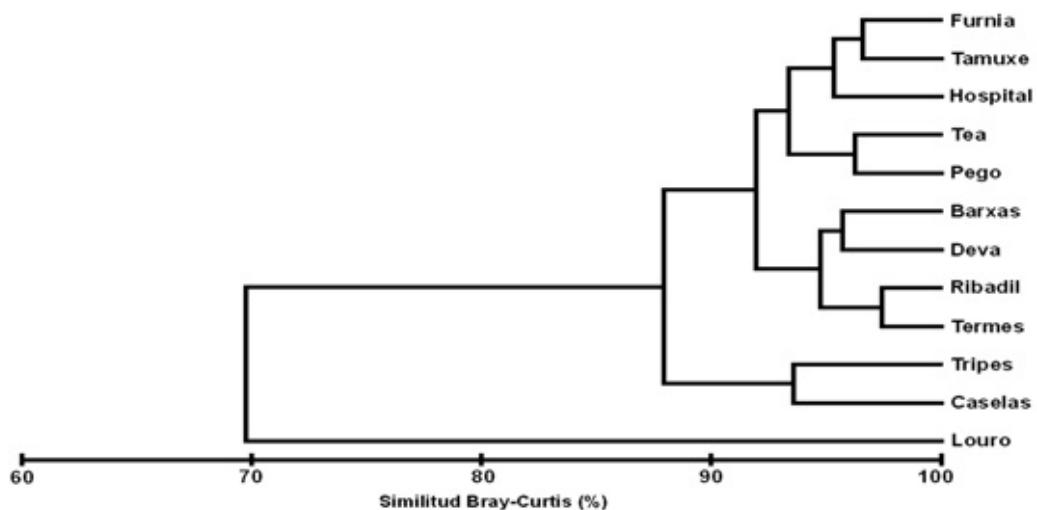


Figura 7: Dendrograma de similitud entre los afluentes del río Miño de la margen española.

	Páramos	Camping	La Lenta	La Boega	Desembocadura Tamuxe
pH	7,61	6,92	6,82	8,38	7,14
T <sup>a</sup> (°C)	20,7	22,1	21,7	21,9	23
Conduct (μS/cm)	98,3	98,5	98,6	976	909
TDS (mg/l)	62,9	63,2	63,1	624	582
Oxígeno %	102,5	98,6	99,8	114,2	113,1
Oxígeno (mg/l)	9,18	8,58	9,64	9,82	9,73
Turbidez (UNT)	4,37	1,71	1,29	2,67	1,49
Amonio (mg/l)	0,166	0,121	0,047	0,861	0,553
Nitritos (mg/l)	0,021	0,016	0,017	0,061	0,050
Nitratos (mg/l)	3,23	3,03	3,32	2,43	2,51
Sulfatos (mg/l)	16,08	16,23	15,18	84,80	83,41
Ortofosfatos (mg/l)	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Cloruros (mg/l)	12,76	13,29	14,71	243,89	232,8
Ca (mg/l)	10,22	8,62	8,02	15,23	12,83
Mg (mg/l)	2,79	3,52	2,91	19,80	17,37
Dureza (mg/l)	37	36	32	119,5	103,5
Sól. en susp (mg/l)	4,2	2,4	1,2	3	2,8

Tabla 1: Valores de los parámetros fisicoquímicos analizados en las estaciones del curso principal del río Miño.

	Deva	Termes	Pego	Caselas	Tea	Ribadil	Hospital	Louro	Barxas	Tamuxe	Furnia	Tripes
pH	6,03	6,40	5,94	6,33	6,01	6,27	6,03	6,14	6,06	5,75	5,70	5,75
T <sup>a</sup> (°C)	18,5	15,4	17,6	14,1	23,7	17,6	15,4	19,4	15,1	16,3	15,4	18,1
Conduct (μS/cm)	45,3	52,6	80,7	103,7	82	52,4	70,2	193,1	36,1	63,7	65,3	121,6
TDS (mg/l)	29	33,7	51,7	66,3	52,6	33,5	44,9	123,6	23,1	40,8	41,8	77,8
Oxígeno %	96,4	94,9	87	88,5	70,1	94	97,1	23,3	102	99,8	98,6	85,4
Oxígeno (mg/l)	9,03	9,6	8,3	9,0	5,9	9,01	9,55	2,14	10	9,88	9,81	8,07
Turbidez (UNT)	0,47	0,91	0,50	1,19	0,54	0,39	0,25	12,36	0,10	0,54	0,28	0,10
Amonio (mg/l)	0,055	0,034	0,141	0,035	0,337	0,029	0,056	8,444	0,008	0,014	0,017	0,022
Nitritos (mg/l)	0,016	0,004	0,009	0,003	0,203	0,01	0,001	0,136	0,002	0,003	0,01	0,025
Nitratos (mg/l)	5,59	5,15	7,33	11,54	6,33	4,71	7,94	5,33	4,08	11,07	7,51	13,96
Sulfatos (mg/l)	4,08	1,27	5,45	8,73	4,80	2,83	5,68	56,52	2,52	8,62	1,83	12,93
Ortofosfatos (mg/l)	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	0,13	0,01	0,01	0,01	0,02
Cloruros (mg/l)	8,15	14,89	13,83	19,50	13,47	13,47	14,00	91,00	9,22	18,08	17,37	24,46
Ca (mg/l)	1,40	1,60	2,20	3,21	2,81	1,40	1,20	8,42	1,20	2,41	1,80	5,81
Mg (mg/l)	0,61	0,73	0,97	2,19	0,85	1,22	1,34	2,92	0,73	1,58	1,70	1,34
Dureza (mg/l)	6	7	9,5	17	10,5	8,5	8,5	33	6	12,5	11,5	20
Sól. en susp (mg/l)	12,9	11,3	10,9	20,4	14	9,6	17,2	17,5	13,6	7,5	9,7	7,8

Tabla 2: Valores de los parámetros fisicoquímicos analizados en los afluentes de la margen española del río Miño.

## Implicaciones de la fragmentación del hábitat fluvial en la distribución de la ictiofauna en los afluentes de la margen española del Baixo Miño

Vieira-Lanero, R.<sup>1</sup>, Servia, M. J.<sup>3</sup>, Barca, S.<sup>1,2</sup>, Couto, M. T.<sup>1,2</sup>, Rivas, S.<sup>1,2</sup>, Sánchez, J.<sup>1,2</sup>, Nachón, D.<sup>1,2</sup>, Silva, S.<sup>1,2</sup>, Gómez-Sande, P.<sup>1,2</sup>, Morquecho, C.<sup>1,2</sup>, Lago, L.<sup>1,2</sup> & Cobo, F.<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Estación de Hidrobiología "Encoro do Con", Universidade de Santiago de Compostela. Castroagudín s/n, 36617 Vilagarcía de Arousa, Pontevedra, España.

<sup>2</sup> Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Sur s/n, 15782 Santiago de Compostela, España.

<sup>3</sup> Departamento de Biología Animal, Biología Vexetal e Ecoloxía. Facultade de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira s/n. 15008 A Coruña, España.

e-mail contacto: rufino.vieira@usc.es

### Resumen

Se ha realizado un estudio de la tipología de los obstáculos presentes en el cauce principal de doce afluentes de la margen española del Baixo Miño (ríos Tamuxe, Pego, Hospital, Furnia, Tripes, Louro, Caselas, Tea, Termes, Deva, Ribadil y Barxas o Troncoso). La capacidad de franqueo por los peces depende de las características del obstáculo, pero también, y de manera determinante, del caudal y de la especie y estado del ciclo vital.

La realización del censo de las especies de peces presentes en los diversos tramos fluviales de estos afluentes nos ha permitido conocer el grado de fragmentación del hábitat para cada especie o grupo de especies y, por lo tanto, la incidencia de los obstáculos sobre su distribución. Así, en el mejor de los casos (si tenemos en cuenta sólo los obstáculos de dificultad muy alta de remontar por los Salmónidos en épocas de aguas altas normales) de los 221'5 km de cauce principal disponibles en los ríos estudiados, sólo 87'1 km son remontables por los peces, lo que supone un 39'3 % del total; es decir, que el hábitat útil para determinadas especies, especialmente para los migradores, se reduce al existir obstáculos que hacen extraordinariamente difícil o imposible acceder al 60'7% del cauce principal de los ríos.

### Introducción

La capacidad para superar un obstáculo depende de la especie, de su tamaño y condición, de la altura e inclinación del obstáculo, de la profundidad de la poza a pie de obstáculo, etc. aspectos que influyen en la velocidad de impulso del pez y, por tanto, en su capacidad de salto (REISER & PEACOCK, 1985).

La presencia de grandes barreras transversales en los ríos puede llegar a impedir los movimientos de la ictiofauna a lo largo del eje fluvial y llevar a la compartimentación y aislamiento de las poblaciones de los diferentes tramos. De manera semejante, la sucesión de pequeños obstáculos limita la continuidad fluvial de forma que sólo los individuos que presenten unas características concretas (estado del ciclo, condición individual, etc.) serán capaces de superar un obstáculo determinado y alcanzar el siguiente tramo fluvial. Como consecuencia, se produce un impacto acumulado, de manera que los obstáculos ejercen una selección sobre la población reduciendo la densidad de sus efectivos aguas arriba, a lo largo del eje fluvial.

Para conocer el grado de fragmentación del hábitat para cada especie o grupo de especies y, por lo tanto, la incidencia de los obstáculos sobre su distribución se realizó un estudio de la tipología de los obstáculos presentes en el cauce principal de doce

afluentes de la margen española del Baixo Miño (ríos Tamuxe, Pego, Hospital, Furnia, Tripes, Louro, Caselas, Tea, Termes, Deva, Ribadil y Barxas) y se llevó a cabo un censo de las especies de peces presentes en los diversos tramos fluviales de estos afluentes mediante pesca eléctrica.

### Material y Métodos

Se seleccionaron dos o más estaciones de muestreo en todos los ríos excepto en los ríos Caselas, Termes, Ribadil y Barxas, donde los principales obstáculos se presentan muy cerca de la desembocadura en el Miño. En cada estación se realizó un muestreo mediante pesca eléctrica siguiendo la norma UNE-EN 14011:2003(E) (Comité Técnico AEN/TC230 “Calidad del agua - Muestreo de peces con electricidad”).

Para realizar el inventario de obstáculos se remontó cada río desde su desembocadura registrando consecutivamente todos los existentes hasta llegar a uno cuya dificultad de superación por la ictiofauna presente en la zona fuese Muy Alta (véanse los criterios de clasificación a continuación). Cada obstáculo se caracterizó mediante un protocolo de campo, atendiendo a sus características (tipo, perfil, dimensiones, facilidad para el remonte y descenso, dispositivos de franqueo, etc.). Se consideró como obstáculo cualquier estructura natural o artificial que pueda representar un retraso o impedimento al movimiento de los peces y alterar en mayor o menor medida el hábitat fluvial. Fueron georreferenciados mediante coordenadas UTM (Datum WGS84).

Para valorar los obstáculos, las especies de peces presentes en el Baixo Miño fueron divididas en cuatro grupos en función de su capacidad para superarlos:

Grupo 1.- Especies diádromas litorales de corto recorrido fluvial con baja capacidad para superar obstáculos.	
<i>Alosa alosa</i> – sábalo, sable	<i>Atherina presbyter</i> – peón, piarda
<i>Alosa fallax</i> – saboga, sabela	<i>Platichthys flesus</i> - solla
<i>Petromyzon marinus</i> – lamprea marina	
Grupo 2.- Especies catádromas de largo recorrido, sin capacidad para el salto pero con elevada capacidad para superar obstáculos.	
<i>Anguilla anguilla</i> - anguila	
Grupo 3.- Especies migradoras intrafluviales de corto recorrido, con baja o moderada capacidad para superar obstáculos.	
<i>Achondrostoma arcasii</i> – Bermejuela	<i>Carassius auratus</i> - carpín
<i>Pseudochondrostoma duriense</i> - boga	<i>Lepomis gibbosus</i> – pez sol
<i>Squalius carolitertii</i> – escalo	<i>Cobitis paludica</i> – colmilleja
<i>Gobio lozanoi</i> - gobio	<i>Micropterus salmoides</i> – black-bass
<i>Phoxinus bigerri</i> - piscardo	<i>Gambusia holbrooki</i> - gambusía
<i>Tinca tinca</i> - tenca	
Grupo 4.- Especies migradoras anádromas o intrafluviales con elevada capacidad nadadora y para el salto.	
<i>Salmo salar</i> - salmón	<i>Salmo trutta</i> – trucha, reo

Tabla 1. Grupos de especies presentes en el río Miño según su capacidad para superar obstáculos.

El grado de dificultad se determinó comparando las características del obstáculo con las limitaciones establecidas para cada grupo de especies teniendo en cuenta que en los obstáculos verticales el efecto barrera aumenta si la anchura de coronación es  $> 0'5$  m y

los peces deben nadar sobre ella. La lámina de agua sobre la coronación debe tener 15 cm de profundidad y la dificultad se considera “Alta”. Si no circula agua continuamente o la profundidad de la lámina es menor, la dificultad se considerará “Muy alta”. Además en los obstáculos verticales se consideró que la mayor parte de los peces necesitan una poza de remonte con una profundidad de 1'4 veces la altura de la barrera, que se reduce a 1'25 veces para el grupo 4 (elevada capacidad de salto). Un caso aparte es la anguila (grupo 2); si la continuidad de la ribera permite el paso de anguilas, el obstáculo se considera remontable para este grupo.

<b>Características del obstáculo</b>	<b>Gr. 1</b>	<b>Gr. 2</b>	<b>Gr. 3</b>	<b>Gr. 4</b>
Altura máxima del obstáculo si es vertical (m)	0'2	0'2	0'2	0'75
Altura máxima del obstáculo si no es vertical (m)	0,2	cualquiera	0'2	0'5
Profundidad mínima de la poza al pie (m)	1'4·h	cualquiera	1'4·h	1'25·h
Anchura de coronación si lámina de agua < 15 cm (m).	0'5	cualquiera	0'5	0'5
Lámina de agua en coronación si anchura > 0'5 m (m)	0'15	cualquiera	0'15	0'15

Tabla 2. Características de los obstáculos limitantes para el paso de los diferentes grupos de peces (h = distancia desde la superficie del agua a la coronación del obstáculo).

Finalmente se establecieron cuatro categorías en función de la dificultad que presentaban para el paso de los peces: Baja (B), Media (M), Alta (A) y Muy alta (MA).

## Resultados

Se inventariaron 81 obstáculos, 75 de ellos artificiales. La mayoría (74%) corresponden a presas de molino y riego en diferentes grados de conservación; del resto, el 13 % están relacionados con el uso recreativo (3 presas de cemento y 6 represas temporales de cantos rodados), el 3% destinadas a la producción de energía eléctrica, otro 3% son puntos de captación de agua para consumo y, finalmente, el 7% destinadas a otros usos.

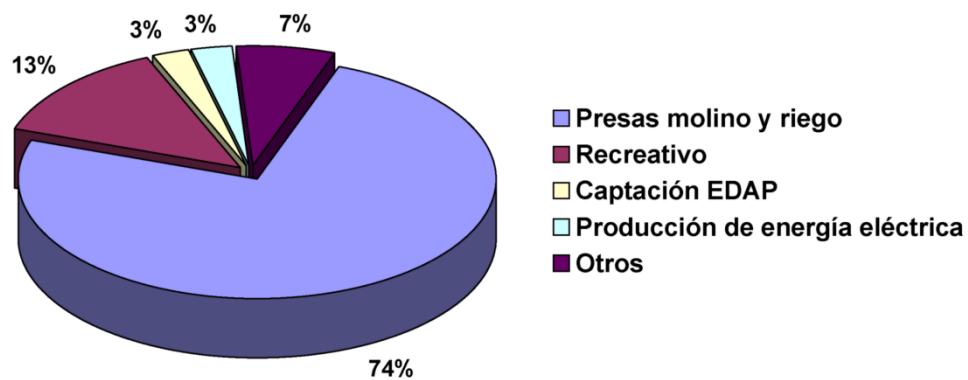


Figura 1. Distribución porcentual de los obstáculos según el uso a que están destinados (EDAP: estación depuradora de agua potable).

En cuanto a la valoración de los obstáculos, la dificultad de paso para los peces es Baja en el 37'04%, Media en el 20'99%, Alta en el 18'52% y Muy alta en el 23'46%. En la figura 2 se puede apreciar la disposición de los obstáculos inventariados en los ríos, así como su valoración. A continuación detallamos las características de los más importantes.

**Río Tamuxe** (Cauce principal: 15 km). Las especies del Grupo 1 pueden remontar con facilidad 1'6 km, las del Grupo 3 unos 3'9 km y las del Grupo 4 unos 4 km (TAM\_6). Las anguilas pueden llegar a la zona de cabecera del río.

Obstáculo	X	Y	D-D (m)	Dificultad	Remontable por
TAM_06	514141	4642727	3945	MA	No remontable
TAM_12	514465	4644606	5972	MA	No remontable
TAM_15	514680	4645387	6885	MA	No remontable

Tabla 3. Principales obstáculos inventariados en el río Tamuxe. [X, Y: valores de las coordenadas UTM (29T XY). D-D (m): distancia a la desembocadura en el río Miño, en metros].

**Río Pego** (Cauce principal: 9'5 km). El primer obstáculo del río Pego (UTM 29T 520249 4647306) presenta una dificultad Muy alta al paso de los peces. Es una presa vertical de hormigón de 2'5 m de altura, sin dispositivo de franqueo, que desvía agua para regadío. Está situada a 1884 m de su desembocadura.

**Río Hospital** (Cauce principal: 13 km). Fácilmente remontables los primeros 580 m, donde presenta un obstáculo con una dificultad Muy alta para los peces de los Grupos 1, 3 y 4. Unos 1900 m aguas arriba existe otro semejante. Ambos presentan compuertas que, de estar abiertas durante el período idóneo, podrían dejar paso a los peces.

Obstáculo	X	Y	D-D (m)	Dificultad	Remontable por
HOS_01	523305	4648179	580	MA	No remontable
HOS_04	522734	4649535	2446	MA	No remontable

Tabla 4. Principales obstáculos inventariados en el río Hospital. [X, Y: valores de las coordenadas UTM (29T XY). D-D (m): distancia a la desembocadura en el río Miño, en metros].

**Río Furnia** (Cauce principal: 11 km). Los peces de los Grupos 1 y 3 pueden remontar fácilmente 2038 m, y los del Grupo 4 hasta los 4709 m de la desembocadura.

Obstáculo	X	Y	D-D (m)	Dificultad	Remontable por
FUR_01	525546	4650121	2038	A	Grupos 2 y 4
FUR_05	525441	4652399	4709	MA	No remontable

Tabla 5. Principales obstáculos inventariados en el río Furnia. [X, Y: valores de las coordenadas UTM (29T XY). D-D (m): distancia a la desembocadura en el río Miño, en metros].

**Río Tripes** (Cauce principal: 7 km). El primer obstáculo, situado a 30 m de la desembocadura, limita el ascenso de los peces del Grupo 1, mientras que los Grupos 2, 3 y 4 pueden remontar un tramo de 1040 m hasta TRI\_06 (UTM 29T 529090 4655221).

**Río Louro** (Cauce principal: 28 km). El primer obstáculo con una dificultad Muy alta (LOU\_6, UTM 29T 531886 4670253) se encuentra a 19 km de su desembocadura en el Miño, y puede ser alcanzado por todos los grupos de peces.

**Río Caselas** (Cauce principal: 11 km). Sólo 500 m de río son fácilmente remontables, después encontramos tres obstáculos consecutivos con un grado de dificultad Muy alta.

Obstáculo	X	Y	D-D (m)	Dificultad	Remontable por
CAS_01	536678	4656247	500	MA	No remontable
CAS_02	536686	4656265	522	MA	No remontable
CAS_03	536786	4656338	700	MA	No remontable

Tabla 6. Principales obstáculos inventariados en el río Caselas. [X, Y: valores de las coordenadas UTM (29T XY). D-D (m): distancia a la desembocadura en el río Miño, en metros].

**Río Tea** (Cauce principal: 50'1 km). Se han inventariado 28 obstáculos artificiales en el curso principal del río Tea, constatándose que algunos, mencionados previamente en el “Inventario de obstáculos del Plan de Ordenación de Ríos” (Consellería de Medio Ambiente, 1998), fueron eliminados recientemente; en concreto se trata de las presas de Cruxón III (o Mondariz-Balneario), Tatín, Vilaverde, O Ceo y Campelo.

De estos 28 obstáculos, 21 son presas de molino o pequeñas barreras con una dificultad de remonte Baja para todos los grupos; sin embargo, en los obstáculos TEA\_13, 14 y 16 la dificultad es Media y las especies del Grupo 1 difícilmente podrán superarlos. Además la dificultad para superar la presa del Muíño de Cernadela (TEA\_22) es Alta y el paso de las especies del Grupo 3 se ve seriamente comprometido.

Por otro lado, la presa de la Central de Engasa (TEA\_26) presenta una escala de artesas que no llegan a ser completamente eficaces, pues la mayor parte del caudal se desvía al canal de derivación, las artesas son muy pequeñas, careciendo, además de dispositivo para facilitar el descenso. Su dificultad es Muy Alta, al igual que ocurre en la presa de la Praia de Maceira (TEA\_27; Presa de hormigón sin dispositivo de franqueo).

También hallamos tramos de río ocupados por saltos de agua naturales que dificultan los movimientos de remonte: los Saltos das Pereiras, Lobaqueiras e Caldas (entre los obstáculos TEA\_25 y 26), saltos de Ponte Abelleira, Barazás, Souto e Maceira (entre los obstáculos TEA\_26 y 27) y los saltos de Chicoreiros (entre los obstáculos TEA\_27 y 28). Finalmente, la presa Central de Maceira (TEA\_28), de hormigón, con un azud de 6 m de altura y sin dispositivo de franqueo, supone el límite superior al remonte de todos los grupos de peces.

Como conclusión, los peces del Grupo 1 pueden remontar con relativa facilidad 18 km, los del Grupo 3 unos 27 km y los de los Grupos 2 y 4 unos 43 km.

Obstáculo	Nombre	X	Y	D-D (m)	Dificultad	Remontable por
TEA_13	Presa do Xuncal	539552	4673113	18123	M	Grupos 2, 3 y 4
TEA_14	Presa de Pontacóns	539764	4673643	18767	M	Grupos 2, 3 y 4
TEA_16	Presa Quinta das Pías	541631	4675049	21908	M	Grupos 2, 3 y 4
TEA_22	Presa Muíño Cernadela	545781	4676451	27182	A	Grupos 2 y 4
TEA_26	Presa Central Engasa	550627	4678382	36370	MA	No remontable
TEA_28	Presa Central Maceira	554117	4680738	42719	MA	No remontable

Tabla 7. Obstáculos inventariados en el río Tea. [X, Y: valores de las coordenadas UTM (29T XY). D-D (m): distancia a la desembocadura en el río Miño, en metros].

**Río Termes** (Cauce principal: 10 km). Los primeros 390 m son fácilmente remontables. A 2100 m de la desembocadura se halla la captación de agua del Ayuntamiento de As Neves (TER\_3 UTM 29T 550403 4660394). Esta presa de hormigón de 1'8 m de altura, tiene una escala de artesas con escaso efecto llamada cuando se libera agua por la compuerta del lado opuesto; además la poza de remonte a pie de escala está ocupada por grandes bloques y no funciona como tal al, por lo que no resulta eficaz excepto en situaciones de fuerte caudal. La dificultad para ser superado por los peces es Muy alta.

**Río Deva** (Cauce principal: 21 km). Los primeros 740 m del cauce son remontables por todas las especies; después hallamos varios saltos que superan, en conjunto, un desnivel de 20 m, y presentan una dificultad Muy alta para las especies de los Grupos 1 y 3. Se extienden hasta la presa de la playa fluvial de San Xoán (DEV\_02, UTM 29T 558232

4663343), una presa vertical, de hormigón, situada a 815 m de la desembocadura, de 3'3 m de altura y con dos grandes compuertas de 1'4 m de anchura que pueden ser abiertas, favoreciendo el paso de los peces. Aguas arriba, cerca de A Cañiza, a 14'3 km de la desembocadura, se encuentra la presa de la minicentral de Cabo, que no cuenta con dispositivo de remonte y supone el límite máximo para el remonte de todas las especies.

**Río Ribadil** (Cauce principal: 12 km). En los últimos 200 m antes de su desembocadura el río Ribadil salva una caída de unos 25 m, presentando varias cascadas. La posibilidad de que las especies de los Grupos 1 y 3 asciendan por estos obstáculos es nula y, a partir del cuarto obstáculo (RIB\_4, UTM 29T 562750 4665785), también para los Salmónidos.

**Río Barxas o Troncoso** (Cauce principal: 13'6 km). Presenta una fuerte pendiente en la desembocadura, limitando el remonte a las especies de los Grupos 2 y 4. Pueden alcanzar con facilidad el obstáculo BAR\_04 (UTM 29T 567125 4665382), una presa de molino de mampostería cementada situada a 2950 m de la desembocadura con un paramento en rampa de 6 m de longitud, en los que salva un desnivel de 2'7 m. Presenta una dificultad Muy alta, aunque se ha comprobado que las anguilas pueden remontarlo.

### Conclusiones

El efecto acumulativo de los obstáculos sobre los peces en remonte puede relegar a parte de la población a los tramos más bajos debido al gasto energético que supone su superación.

En el mejor de los casos (si tenemos en cuenta sólo los obstáculos con una dificultad de remonte muy alta para los Salmónidos en épocas de aguas altas normales) de los 221'5 km de cauce principal disponibles en los ríos estudiados, sólo 87'1 km (un 39'3%) son remontables por los peces. Es decir, que el hábitat útil para determinadas especies, especialmente para los migradores, se reduce al existir obstáculos que hacen muy difícil o imposible acceder al 60'7% del cauce principal de los ríos.

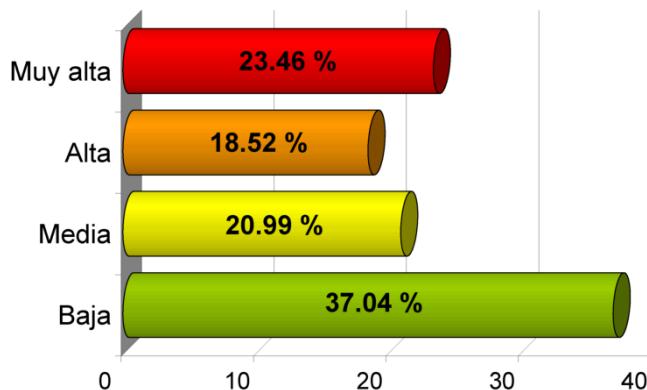


Figura 2. Distribución porcentual de los obstáculos según su dificultad de remonte.

En el mapa de la Figura 3 se puede observar cómo varía la presencia de ciertas especies aguas arriba de los obstáculos que presentan una dificultad de remonte Muy alta. Los casos más llamativos se dan con las especies del Grupo 3 y, sobre todo, con las del

Grupo 1. Los ríos Tamuxe, Hospital, Furnia, Tripes y Deva constituyen los ejemplos más claros de este proceso.

De este estudio se desprende que el curso principal del río Tea es actualmente el afluente con mayor capacidad de acogida para los individuos de especies migradoras en remonte.

### **Agradecimientos**

Este trabajo fue realizado en las instalaciones de la Estación de Hidrobiología "Encoro do Con" de la USC en Vilagarcía de Arousa con financiación del proyecto "INTERREG IV: Valorización dos recursos naturais da bacia hidrográfica do Miño-Minho".

### **Bibliografía**

REISER, D.W. & PEACOCK, R.T. 1985. A technique for assessing upstream fish passage problems at small-scale hydropower developments. In FW Olson, RG White, and RH Hamre, (eds.). Symposium on small hydropower and fisheries. American Fisheries Society, Western Division, Bethesda, Maryland. Pgs. 423-432

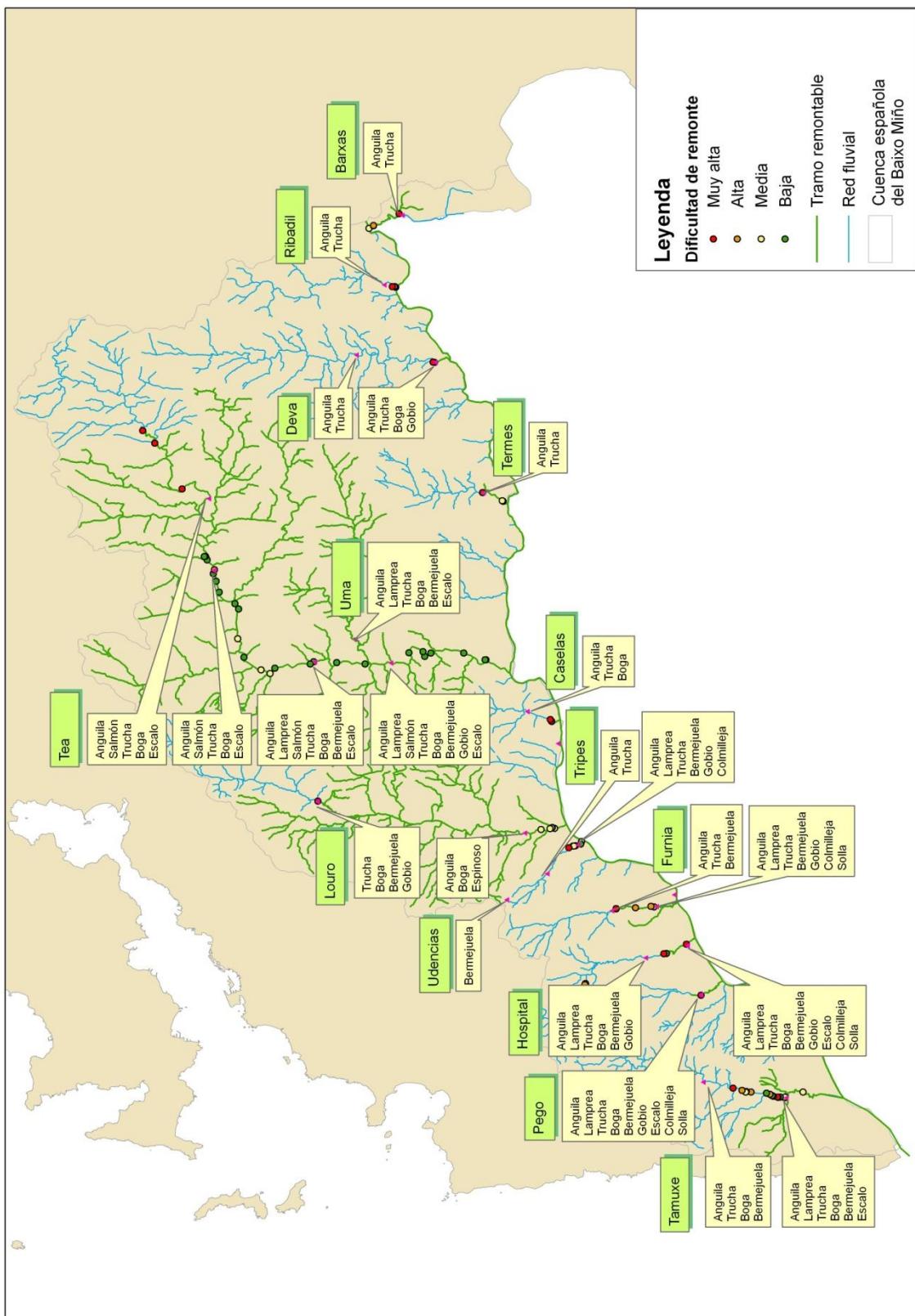


Figura 3. Dificultad de remonte de los obstáculos inventariados, extensión de los tramos remontables (para los grupos de especies 1, 3 y 4) y especies presentes en cada estación según los muestreos realizados con pesca eléctrica.

## As barreiras físicas como elementos de perda de habitat das espécies diadromas

A. Roleira<sup>1\*</sup>, A. Braga<sup>1</sup>, A. Carvalho<sup>1</sup>, C. Ramos<sup>1</sup>, J. Araújo<sup>1</sup>, C. Antunes<sup>1,2</sup>

1 CIIMAR Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental. Rua dos Bragas, nº289. 4050-123 Porto

2 Aquamuseu do Rio Minho. Parque do Castelinho. 4920-290 Vila Nova de Cerveira

\*Correio electrónico: [aroleira@gmail.com](mailto:aroleira@gmail.com)

### Introdução

Desde tempos remotos que o Homem tem modificado os caudais que circulam pelos rios (através da construção de açudes – Figura 1) para aproveitar as águas para regadio e como força motriz dos moinhos.

No entanto, a partir do século XIX a situação agravou-se consideravelmente com a construção hidroeléctrica (Figura 2) que criou barreiras mais altas e muitas vezes intransponíveis (Jalon *et al*, 1993).

Neste trabalho pretende-se avaliar a influência das barreiras físicas (i.e., barreiras naturais ou artificiais susceptíveis de constituir obstáculos para a livre circulação das espécies migradoras) na perda de habitat de espécies diadromas, tomando como área de estudo a bacia hidrográfica do Rio Minho.



Figura 1: Açude

## Material e métodos

### Local de estudo

Os dados foram recolhidos na bacia hidrográfica internacional do Rio Minho, nos afluentes da parte portuguesa.

### Análise dos dados

O impacto dos obstáculos foi analisado utilizando-se o método adaptado de P. Steinbach (Dagreve, 2005):

- Classificação de transponibilidade por obstáculo (critérios: altura do obstáculo, inclinação do obstáculo, rugosidade e existência de passagem alternativa);
- Classificação de transponibilidade cumulativa (critérios: somatório das classificações de transponibilidade por obstáculo para cada conjunto de obstáculos de cada um dos ribeiros em estudo);
- Avaliação do impacto dos obstáculos ao longo dos cursos de água através da classificação de transponibilidade cumulativa.

Edição de mapas de distribuição de obstáculos da área em estudo e de mapas de distribuição do habitat disponível para as espécies diadromas.



Figura 2: Barragem

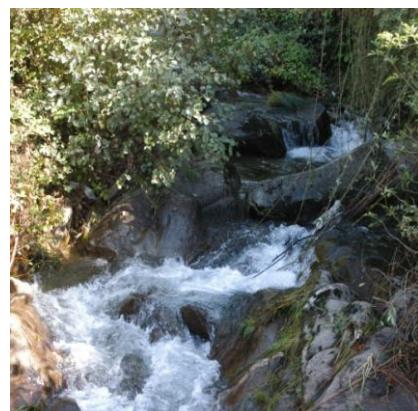


Figura 3: Cascata

## Resultados

Das 827 estruturas encontradas, foram identificados 285 obstáculos, sendo estes agrupados conforme a Tabela 1. Estes obstáculos devido à variabilidade de formas e dimensões que apresentam, tomam diferentes níveis de importância no que se refere à perda de habitat disponível para as espécies diadromas conforme representado nas figuras 4 e 5.

Tabela 1: Categorias e origem dos materiais que compõem os obstáculos

Categorias			Origem dos materiais		
Açudes	Quedas de água	Mini-hídricas	Outros	Naturais	Artificiais
54,04 %	22,10 %	0,70 %	23,16 %	27,37 %	72,63 %

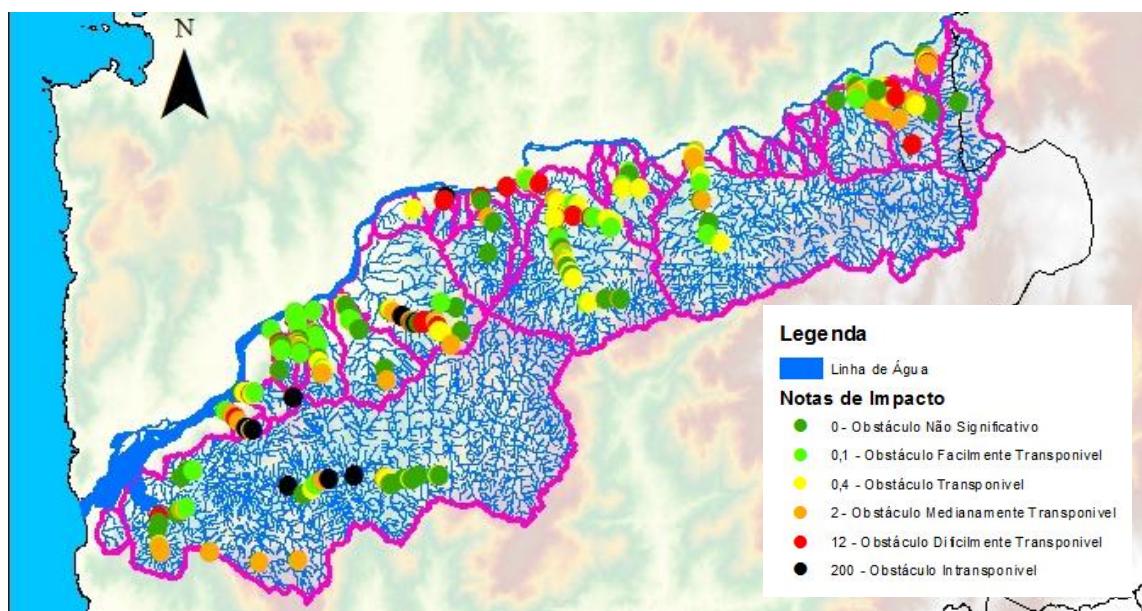


Figura 4 – Classificação quanto ao impacte de cada obstáculo encontrado na bacia hidrográfica do Rio Minho

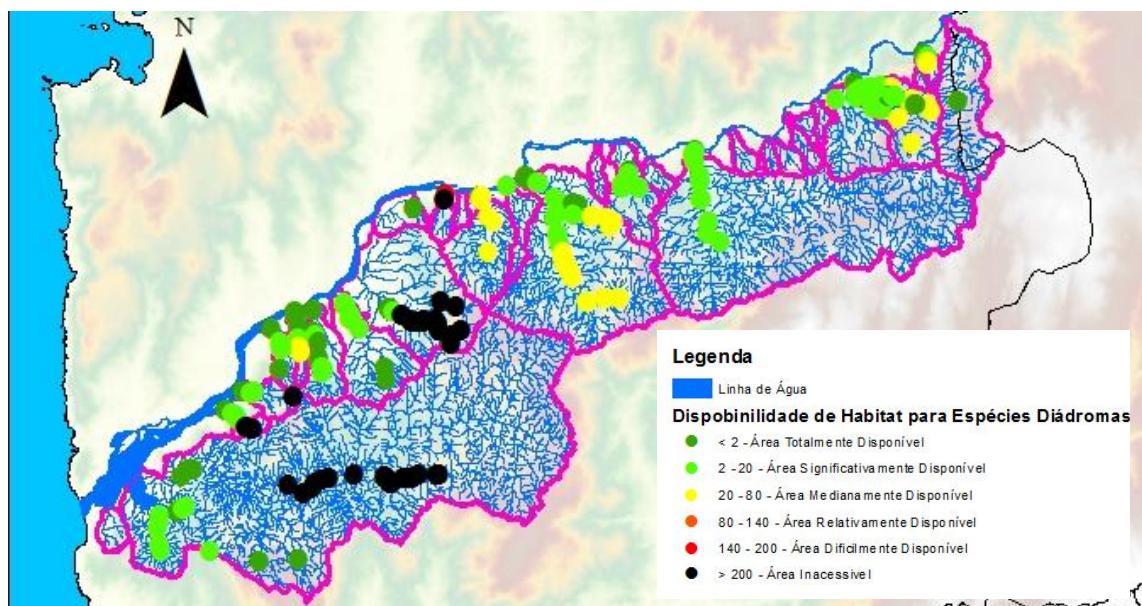


Figura 5 – Classificação do impacte cumulativo para as espécies diadromas dos diferentes obstáculos na bacia hidrográfica do Rio Minho

### **Discussão / Conclusão**

Dos resultados apresentados pode concluir-se que a área de habitat disponível para as espécies diâdromas encontra-se afectada pela existência de barreiras à sua progressão, sendo esta perda de 23,68% do habitat expectável para a parte internacional da bacia hidrográfica do Rio Minho. De salientar, que grande percentagem desta perda de habitat se refere à sub-bacia hidrográfica do rio Coura ( $176,7 \text{ km}^2$  de território afectado) por existir uma mini-hídrica que impede a passagem para montante, inviabilizando mais de 50% do troço para os migradores.

Segundo o método utilizado, apesar dos açudes constituírem 54,04% dos obstáculos (Tabela 1) estes tem um peso muito baixo no que toca à perda de habitat para os peixes migradores pois apenas 3% destes são intransponíveis. Por outro lado, 100% das mini-hídricas identificadas foram classificadas como intransponíveis.

Existem outros factores que podem influenciar a capacidade de transpor estas barreiras físicas, que variam em função da espécie migradora. De entre estes, destacam-se a profundidade a jusante do obstáculo (importante para os salmonídeos , Figura 3), e a inclinação das margens (área inundável) dos locais onde as barreiras estão instaladas (importante para as enguias).

### **Bibliografia**

Dagreve D(2005), Impact des barrages sur la répartition de deux espèces de migrateurs amphibiotes en Bretagne: le saumon atlantique (*Salmo salar*) et l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*). Rapport de stage pour l'obtention du Master Professionnel Gestion Intégrée des Bassins Versants, ONEMA, Universite de Rennes, 45 pp.; Jalon D, Mayo M, Hervella F, Barcelo, Fernandez T, (1993), Principios y Tecnicas de Gestión de la Pesca en Aguas Continentales, Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, 247 pp

## Composición de la ictiocenosis de los afluentes de la margen española del Baixo Miño

Nachón, D.<sup>1,2</sup>, Vieira-Lanero, R.<sup>1</sup>, Servia, M. J.<sup>3</sup>, Barca, S.<sup>1,2</sup>, Couto, M. T.<sup>1,2</sup>, Rivas, S.<sup>1,2</sup>, Sánchez, J.<sup>1,2</sup>, Silva, S.<sup>1,2</sup>, Gómez-Sande, P.<sup>1,2</sup>, Morquecho, C.<sup>1,2</sup>, Lago, L.<sup>1,2</sup> & Cobo, F.<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Estación de Hidrobiología “Encoro do Con”, Universidade de Santiago de Compostela. Castroagudín s/n, 36617 Vilagarcía de Arousa, Pontevedra, España.

<sup>2</sup>Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Sur s/n, 15782 Santiago de Compostela, España.

<sup>3</sup>Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecoloxía. Facultade de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira s/n. 15008 A Coruña, España.  
e-mail: davidjose.nachon@rai.usc.es

### Resumen

En el estudio de la composición de la ictiocenosis de 14 afluentes de la margen española del Baixo Miño se prospectaron un total de 23 localidades de muestreo, repartidas de forma desigual en función del rango hidráulico de cada río. Complementariamente se realizó otro muestreo en una charca con comunicación directa con el río Miño.

En total se capturaron 16 especies diferentes, siendo la anguila la especie más frecuente, pues está presente en el 91.6% de las estaciones muestreadas, seguida de la trucha (en su forma residente) presente en el 87.5 % de las localidades. Por otro lado, de las cinco especies alloctonas registradas sólo el gobio (*Gobio lozanoi*) fue capturado en los afluentes, quedando el resto restringidas al canal principal y masas de agua adyacentes.

Los ríos Hospital, Pego y Tea presentan un alto valor de conservación por su elevada riqueza específica y porcentaje de endemismos. Los ríos Furnia, Tamuxe, Uma y Louro se hallan en una situación semejante, aunque con valores ligeramente inferiores. Por el contrario los ríos Barcas, Deva, Ribadil, Termes, das Udencias y Tripes, presentan una riqueza específica muy baja. Un caso especial es la localidad del Monte Aloia denominada Pozas da Cabana, que presenta una población monoespecífica de bermejuela (*Achondrostoma arcasii*).

El río Tea fue el único afluente donde se capturaron ejemplares de salmón atlántico (*Salmo salar*), todos ellos juveniles.

### Introducción

Apenas existen estudios sobre la ictiofauna del curso principal del río Miño aguas abajo de la presa de A Frieira siendo el más destacable por su actualidad el realizado recientemente por SOUSA *et al.* (2008). En cuanto a los afluentes las citas bibliográficas son escasas; así, en lo que respecta a la margen española se limitan a dos estudios centrados en la ictiocenosis de los ríos Louro, Termes, Tamuxe, Tea y Ribadil (ANÓNIMO, 1981) y el río Tea (HERVELLA & CABALLERO, 1999), mientras que en la margen portuguesa destaca el estudio realizado sobre el río Coura (DA ROCHA-MOTA, 2003).

En conjunto, los trabajos de HERNANDO & SORIGUER (1992), FIDALGO *et al.* (2000), DA ROCHA-MOTA (2003), ANTUNES & RODRIGUES (2004), DE LA CIGOÑA & DE LA CIGOÑA (2007), SOUSA *et al.* (2008) y COBO *et al.* (2010) citan 16 especies autóctonas en el Baixo Miño. De ellas 4 son eurihalinas: mágil (*Mugil cephalus* Linnaeus, 1758), lisa [*Chelon labrosus* (Risso, 1827)], pejerrey (*Atherina presbyter* Cuvier, 1829) y solla [*Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758)]. Seis son residentes: trucha (*Salmo trutta*

Linnaeus, 1758), bermejuela [*Achondrostoma arcasii* (Steindachner, 1866)], escalo [*Squalius carolitertii* (Doadrio 1988)], boga del Duero [*Pseudochondrostoma duriense* (Coelho, 1985)], colmilleja [*Cobitis paludica* (de Buen, 1930)] y espinoso (*Gasterosteus gymnurus* Cuvier, 1829). Y, finalmente, 6 diadromas: lamprea marina (*Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758), salmón atlántico (*Salmo salar* Linnaeus, 1758), sábalo (*Alosa alosa* Linnaeus, 1758), saboga [*Alosa fallax* (Lacepède, 1803)], reo (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758), y anguila (*Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758).

Además, estos trabajos también citan la presencia de nueve especies alóctonas. De ellas 6 son exóticas: el carpín [*Carassius auratus* (Linnaeus 1758)], la carpa (*Cyprinus carpio* Linnaeus 1758), la gambusia [*Gambusia holbrooki* (Girard 1859)], el black-bass [*Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802)], la trucha arcoíris [*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum 1792)] y la tenca (*Tinca tinca* Linnaeus 1758). Además se citan también la perca sol [*Lepomis gibbosus* (Linnaeus 1758)], el lucio (*Esox lucius* Linnaeus 1758), aunque de momento no parece probable que estas dos especies se hayan establecido en el área (ANTUNES, com. pers.). Por último, el gocio (*Gobio lozanoi* Doadrio & Madeira 2004) se considera una especie translocada de otras cuencas de la Península Ibérica. Este trabajo pretende determinar la composición faunística de las comunidades de peces de los afluentes españoles del Baixo Miño.

### Material y Métodos

Durante el verano de 2010 se prospectaron 14 afluentes de la margen española del Baixo Miño, estableciéndose un total de 23 localidades de muestreo que fueron repartidas de forma desigual en función del rango hidráulico de cada río: una localidad en los ríos Barxas, Caselas, das Udencias, Pego, Ribadil, Termes y Uma; dos localidades en los ríos Deva, Furnia, Hospital, Louro, Tamuxe y Tripes; y por último, cuatro estaciones en el río Tea. Adicionalmente se estableció otra localidad en una charca comunicada directamente con el río Miño situada en Caldelas de Tui (charca de Caldelas). La tabla 1 muestra las localidades de muestreo por río y su correspondiente denominación en este estudio; su disposición geográfica en la cuenca del Baixo Miño se detalla en la figura 1.

Río	Localidad	Estación
Barxas	Ponte Barxas	Bar1
Caselas	Entenza	Cas1
das Udencias	Pozas da Cabana	Ud 1
Deva	Mourentán	Dev1
Deva	Ponte Pintelos	Dev2
Furnia	Furnia	Fur1
Furnia	Sobrada	Fur2
Hospital	Barrio da Ponte	Hos1
Hospital	Barrio Tomada	Hos2
Louro	A Gándara	Lou1
Louro	Veigadana	Lou2
Miño	Charca de Caldelas	Miñ2
Pego	Estás	Peg1

Ribadil	Ponte Ribadil	Rib1
Tamuxe	Acevedo	Tam2
Tamuxe	O Rosal	Tam1
Tea	A Ponte	Tea3
Tea	Devesa	Tea1
Tea	Freixa	Tea2
Tea	Tea	Tea4
Termes	Ponte de Vide	Ter1
Tripes	Circos	Tri2
Tripes	Tui	Tri1
Uma	Abelleira	Uma1

Tabla 1. Localidades estudiadas (por río) y su correspondiente codificación.

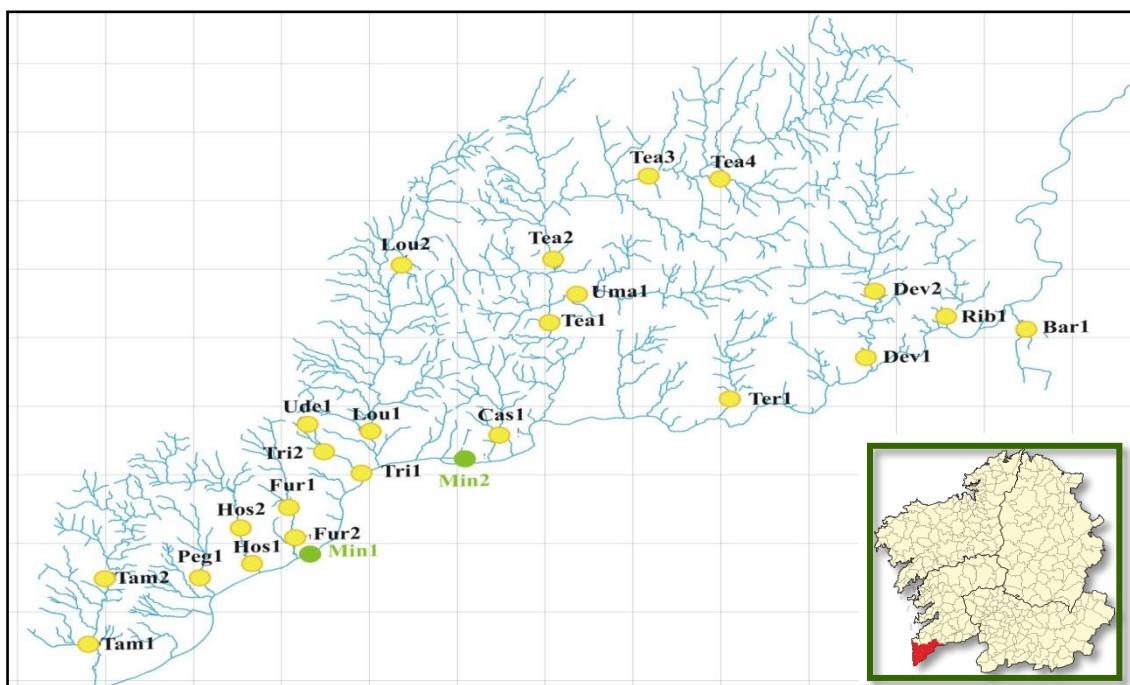


Figura 1. Mapa de localización de las estaciones para el muestreo de peces en el Baixo Miño (Los códigos de las estaciones corresponden a los que se muestran en la tabla 1).

Los peces se capturaron mediante el método de pesca eléctrica, siguiendo la metodología definida en la norma estándar UNE-EN 14011:2003 (Comité Técnico AEN/TC230 “*Calidad del agua - Muestreo de peces con electricidad*”). El muestreo se realizó de manera semicuantitativa mediante la técnica de pasadas múltiples (3 pasadas) sin devolución por unidad de esfuerzo constante. Consecuentemente, los datos poseen fiabilidad estadística, considerándose que los resultados suponen una muy aceptable aproximación a la composición de la ictiocenosis presente.

## Resultados y Discusión

En total, en las estaciones muestreadas se capturaron 16 especies (tabla 2).

Estación	Ang	Ber	Bla	Bog	Ca	Car	Carp	Col	Esp	Gam	Gob	Lam	Mug	Sal	Sol	Tru
Bar1	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Cas 1	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Ud1	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dev 1	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+
Dev 2	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Fur 1	+	+	-	-	-	-	-	+	-	-	+	+	-	-	+	+
Fur 2	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Hos 1	+	+	-	+	+	-	-	+	-	-	+	+	-	-	+	+
Hos 2	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+
Lou 1	+	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Lou 2	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+
Miñ 2	+	+	+	+	-	**	**	+	-	+	-	+	-	-	-	-
Peg 1	+	+	-	+	+	-	-	+	-	-	+	+	-	-	+	+
Rib 1	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Tam 2	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Tam 1	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+
Tea 3	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+
Tea 1	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-	+
Tea 2	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	+
Tea 4	+	-	-	+	+	--	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+
Ter 1	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Tri 2	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+
Tri 1	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+
Uma1	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+

Tabla 2. Composición faunística por localidad de muestreo (+ = presente). **Ang** (anguila), **Ber** (bermejuela), **Bla** (black bass), **Bog** (boga del Duero), **Ca** (cacho), **Car** (carpa), **Carp** (carpín), **Col** (colmilleja), **Esp** (espinoso), **Gam** (gambusia), **Gob** (gobio), **Lam** (lamprea), **Mug** (múgel), **Sal** (salmón), **Sol** (solla) y **Tru** (trucha). \*A pesar de tener constancia visual de la presencia de estas especies, las dificultades de muestreo en la charca de Caldelas no permitieron la captura de ningún ejemplar.

Como se puede observar en las Tablas 2 y 3, en Ponte Barxas (Bar1, río Barxas), Ponte Pintelos (Dev2, río Deva), Ponte Ribadil (Rib1, Ribadil) y Ponte de Vide (Ter1, río Termes), la riqueza específica es muy baja, con solo dos especies: trucha y anguila, que son las más frecuentes en todos los afluentes, aunque con diferentes proporciones en cada ictiocenosis. Además, la localidad de Pozas da Cabana (Ud1, río das Udencias) presenta una riqueza específica extremadamente baja, con una población monoespecífica de bermejuela (*Achondrostoma arcasii*).

Se constata la presencia de tres especies migradoras (en diferentes estadíos): *Anguilla anguilla* (catádroma), *Petromyzon marinus* (anádroma) y *Salmo salar* (anádroma); las dos primeras en porcentajes importantes para la comunidad. Los ríos Tea, Uma, Hospital, Furnia y Tamuxe son importantes refugios para las larvas de lamprea y la mayoría de los afluentes del Baixo Miño son reservorios para las fases juveniles de anguila. Además ocupan algunos de los afluentes de la parte más baja, que de forma general son los que presentan una mayor riqueza específica. No obstante, la ausencia de

datos publicados sobre la evolución temporal inhabilita establecer una valoración objetiva del estado de conservación de las poblaciones de ambas especies. Finalmente, en el caso del salmón atlántico hay que destacar que sólo se detectó la presencia de ejemplares juveniles y sólo en el río Tea, donde fueron capturados en las cuatro estaciones de muestreo.

Por otro lado, en función de la frecuencia de aparición de cada especie en las diferentes estaciones de muestreo, se observa que la anguila, presente en el 91.7% de las estaciones muestreadas, es la especie más frecuente; le sigue la trucha (en su forma residente), presente en el 87.5 % de las localidades, la boga del Duero (62.5%), la bermejuela (58.3%), la lamprea (41.7%), el cacho y el gobio (33.3%), la colmilleja (20.8%), el salmón (16.7%), la solla (12.5%) y el resto de especies de la tabla 2, presentes, cada una de ellas, en un 4.2% de las estaciones.

El cálculo del porcentaje de endemismos de cada río (tabla 3) muestra que los ríos Hospital, Pego y Tea destacan por su alto valor de conservación, y que los ríos Furnia, Tamuxé, Uma y Louro se hallan en una situación semejante, aunque con valores ligeramente inferiores. En el caso contrario se encuentran los ríos Barxas, Ribadil y Termes, con tan solo dos especies que, aunque autóctonas, no son endémicas. El caso del río das Udencias es especial, pues las charcas donde viven las bermejuelas se formaron al construir unos diques en el lecho del río, estructuras que impiden el remonte de otras especies y han mantenido aislada esta población monoespecífica a lo largo del tiempo.

Río	S	Nº spp endémicas	% endemismos	Nº spp alóctonas	% spp alóctonas
Barxas	2	0	0	0	0
Caselas	3	1	33.3	0	0
das Udencias	1	1	100	0	0
Deva	4	2	50	1	25
Furnia	7	3	42.8	1	14
Hospital	9	5	55.5	1	11
Louro	6	3	50	1	17
Miño	10	3	30	4	40
Pego	9	5	55.5	1	11
Ribadil	2	0	0	0	0
Tamuxé	6	3	50	0	0
Tea	8	4	50	1	13
Termes	2	0	0	0	0
Tripes	6	3	50	1	17
Uma	6	3	50	0	0

Tabla 3. Número de especies y porcentaje de endemismos en los diferentes ríos estudiados.

Asimismo, estos datos (tabla 2) constatan la presencia de al menos cinco especies alóctonas en el área de estudio: carpín, carpa, black-bass, gambusia y gobio. Excepto el gobio, relativamente frecuente en los afluentes (tabla 3), la presencia del resto se limitó al curso principal del río Miño y la charca de Caldelas. Llama la atención el caso de esta estación, pues la riqueza específica de la charca de Caldelas ( $S = 10$ ) es superior a la de cualquiera de los afluentes y, en ella, las especies alóctonas suponen el 40 % (tabla 3).

En el resto de los casos la única especie alóctona encontrada es el gobio, que presenta diferentes proporciones en cada ictiocenosis (véase tabla 3).

Por otro lado, la ausencia de datos previos sobre la composición de la ictiocenosis en la mayor parte de los afluentes de la margen española imposibilita la comparación de estos resultados. Existe un estudio pormenorizado sobre la ictiofauna del río Coura (DA ROCHA-MOTA, 2003), afluente del río Miño por la margen portuguesa; en él se citan seis especies eurihalinas (*Atherina presbyter*, *Potamoschistus* spp., *Platichthys flesus*, *Liza ramada*, *Liza aurata*, *Dicentrarchus labrax*) que no hemos capturado en nuestros muestreos. La presencia de estas especies en el río Coura podría estar relacionada con su situación, más cercana a la desembocadura del Miño, y el efecto llamada creado por su abundante caudal y su orientación. Además, con la salvedad de un ejemplar de *Oncorhynchus mykiss* capturado en el tramo alto del río, en el río Coura tampoco se detectó la presencia de especies invasoras. Esta circunstancia parece indicar que los afluentes del río Miño no son los lugares más propicios para el desarrollo de estas especies. Por el contrario, las numerosas charcas presentes en las márgenes del curso principal, con el que a veces comunican directamente, presentan particularidades (aguas remansadas, mayor temperatura del agua, etc.) que las convierten en importantes reservorios de especies invasoras, por lo que deberían de ser controladas.

### Agradecimientos

Este trabajo fue realizado en las instalaciones de la Estación de Hidrobiología "Encoro do Con" de la USC en Vilagarcía de Arousa con financiación del proyecto "INTERREG IV: Valorización dos recursos naturais da bacia hidrográfica do Miño- Minho".

### Bibliografía

- ANÓNIMO 1981. Estudio-inventario de las poblaciones ictícolas de los ríos de Galicia. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- ANTUNES, C. & RODRIGUES, H. 2004. Guia natural do Río Minho – Os peixes. Aquamuseu do Rio Minho, Vila Nova de Cerveira.
- COBO, F., VIEIRA-LANERA, R., REGO, E. & SERVIA, M.J. 2010. Temporal trends in non-indigenous freshwater species records during the 20th century: a case study in the Iberian Peninsula. *Biodivers Conserv*. 19:3471-3487.
- DA ROCHA MOTA, M. 2003. Estágio curricular em Ecología Aquática Ictiofauna da Bacia do Coura Caracterização e Habitat. Tese de Licenciatura. Universidade do Porto.
- DE LA CIGOÑA, E. F. & DE LA CIGOÑA, E. K. 2007. *Peixes dos nosos mares e ríos*. Colección Natureza Galega, XXII: 168-178. Asociación Galega para a Cultura e a Ecoloxía (AGCE), Mos. 189 pp.
- FIDALGO, L., VASCONCELOS, V., NATIVIDADE, V., SANTOS, P. & FORMIGO, N. 2000. Contribuição para o Conhecimento das Comunidades Bióticas da Bacia Hidrográfica do Rio Minho. En Carvalho, S., Gomes, V. & Pinto, F. (Eds.) (2000). Os estuários de Portugal e os Planos de Bacia Hidrográfica. Eurocost Portugal: 141-146.
- HERNANDO, J.A. & SORIGUER, M.C. 1992. Biogeography of the freshwater fish of the Iberian Peninsula. *Limnética*, 8: 243-253.
- HERVELLA, F. & CABALLERO, P. 1999. Inventario piscícola de los ríos Gallegos. Consellería de Medio Ambiente. 124p.

- JUNGE, C.O. & LIBOSVARSKY, J. 1965. Effect of size selectivity on population estimates based on successive removals with electric fishing gear. *Zoologické Listy*. 14: 171-178.
- LELEK, A. (1974): Toward a method of evaluation of fish populations in the streams based on successive fish removals. Proceedings Aviemore Symposium FAo. EIFAC/74/I/Symp. 38: 2-8.
- LESLIE, P.H. & DAVIS, D.H. 1939. An attempt to determine the number of rats in a given area. *Journal of Animal Ecology*. 8: 94-113.
- SEBER, G.A.F. & LECREN, E.D. 1967. Estimating population parameters from catches large relative to the population. *Journal of Animal Ecology*. 36: 631-643.
- ZIPPIN, C. (1958): The removal method population and estimation. *Journal of Wildlife Management*. 22: 82-90.
- SOUZA , R., DIAS, S. C., GUILHERMINO, L. & ANTUNES, C. 2008. Minho River tidal freshwater wetlands: threats to faunal biodiversity. *Aquatic Biology*. 3: 237-250.

## Datos poblacionales y biométricos de las poblaciones de colmilleja (*Cobitis paludica*) en los afluentes de la margen española del Baixo Miño

Silva, S.<sup>1,2</sup>, Vieira-Lanero, R.<sup>1</sup>, Servia, M. J.<sup>3</sup>, Barca, S.<sup>1,2</sup>, Couto, M. T.<sup>1,2</sup>, Rivas, S.<sup>1,2</sup>, Sánchez, J.<sup>1,2</sup>, Nachón, D.<sup>1,2</sup>, Gómez-Sande, P.<sup>1,2</sup>, Morquecho, C.<sup>1,2</sup>, Lago, L.<sup>1,2</sup> & Cobo, F.<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Estación de Hidrobiología “Encoro do Con”, Universidad de Santiago de Compostela. Castroagudín s/n, 36617 Vilagarcía de Arousa, Pontevedra, España.

<sup>2</sup>Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Universidad de Santiago de Compostela. Campus Sur s/n, 15782 Santiago de Compostela, España.

<sup>3</sup>Departamento de Biología Animal, Biología Vexetal e Ecoloxía. Facultade de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira s/n. 15008 A Coruña, España.

e-mail: sergio.silva@usc.es

### Resumen

Esta comunicación aborda el estudio de los parámetros demográficos y biométricos de las poblaciones de colmilleja común [*Cobitis paludica* (de Buen, 1930)] en 25 estaciones de muestreo agrupadas (2 en el curso principal del Miño y 23 en 14 afluentes de la margen española).

La presencia de esta especie fue constatada en cinco ríos y seis localidades: el río Furnia (localidad de Furnia), río Hospital (localidad de Barrio da Ponte), río Miño (localidades de Amorín y charca Caldelas-Caldelas de Tui), río Pego (localidad de Estás) y en el río Tripes (localidad de Tui), con unos datos de densidad y biomasa que varían entre los 0.009 ind/m<sup>2</sup> y 0.02 g/m<sup>2</sup> registrados en la localidad de Furnia (río Furnia) y los 0.372 ind/m<sup>2</sup> y 1.91 g/m<sup>2</sup> de la localidad de Tui (río Tripes).

Se caracterizaron biométricamente un total de 178 individuos mostrando una longitud media de 7.76 ± 0.24 cm y un peso medio de 3.69 ± 0.46 g. Se calculó su factor de condición [100 (Peso medio)/(Longitud media)<sup>3</sup>] arrojando una media de 0.82.

Todos los afluentes dónde se capturaron colmillejas se encuentran en el tramo del Baixo Miño más cercano a la desembocadura, pero en el curso principal su presencia se extiende aguas arriba hasta Caldelas de Tui.

### Introducción

La colmilleja (*Cobitis paludica*), especie endémica de la Península Ibérica, habita en zonas de baja corriente con fondos de arenas y limos típicos de tramos fluviales medios-bajos, preferentemente con abundante vegetación acuática (PERDICES & DOADRIO, 1997). En los últimos años su área de distribución descendió al menos un 30 %, lo que hace que la colmilleja se encuentre catalogada como “vulnerable” en Europa, siendo citada en el Apéndice III del Convenio de Berna 82/72 y en el “Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España” (DOADRIO, 2001). A nivel mundial es calificada de “vulnerable” en la “Red List of Threatened Species” de la IUCN (CRIVELLI, 2006). Sus principales amenazas son la introducción de predadores (dada su escasa capacidad de natación), la alteración del hábitat por contaminación, canalizaciones, presas o dragados, y su uso como cebo vivo para pesca deportiva.

### Metodología

Durante el verano de 2010 se visitaron en la región del Baixo Miño un total de 25 estaciones de muestreo: 2 en el curso principal del Miño y 23 en 14 afluentes de la

margen española (tabla 1, figura 1). Como método de captura se usó la pesca eléctrica, herramienta básica y estandarizada de muestreo de las comunidades de peces. El muestreo para valorar las poblaciones de *Cobitis paludica* se realizó de manera semicuantitativa mediante la técnica de pasadas múltiples (3 pasadas) sin reposición por unidad de esfuerzo constante. Consecuentemente, los datos son estadísticamente fiables y se pueden considerar una aproximación aceptable a la situación real.

Antes de la devolución de los ejemplares al agua se tomó la longitud total (cm) y el peso (g) con una precisión de 1 mm y a 0.1 g, respectivamente. El cálculo de densidades se llevó a cabo mediante el método Zippin (ZIPPIN, 1958; SEBER & LE CREN, 1967). De este modo se puede estimar el tamaño poblacional de la especie a partir del número de individuos capturados en cada pasada. Así, para la estima del tamaño poblacional se emplea la solución de cálculo elaborada por JUNGE & LIBOSVARSKY (1965) y modificada por LELEK (1974). Para el cálculo de biomasa se utilizó el modelo de LESLIE & DAVIS (1939). La estructura poblacional de la especie se obtuvo mediante el análisis de distribución de frecuencias para el parámetro longitud, estableciendo clases de talla de 0.2 cm y clases de edad. Además se calculó el factor de condición para el total de la población mediante la fórmula [100 PM/ LM<sup>3</sup>], donde PM es el peso medio (g), y LM es la longitud media (cm).

### Resultados y Discusión

La presencia de esta especie fue constatada en cinco ríos y seis puntos de muestreo. La longitud total (tabla 2) varía entre 4.5 y 13 cm (media:  $7.76 \pm 0.24$  cm, N = 178). Por su parte el peso presentó un máximo de 11 g y un mínimo de 0.5 g (media:  $3.69 \pm 0.46$  g, N = 178). El valor medio del factor de condición calculado con los datos de los 178 ejemplares capturados fue 0.82. Todos los afluentes donde se capturaron colmillejas se encuentran en el tramo del Baixo Miño más cercano a la desembocadura, pero en el curso principal su presencia se extiende aguas arriba hasta la localidad Miñ2 (Charca Caldelas, en Caldelas de Tui).

Para determinar la estructura de edades se complementó el método Petersen (PETERSEN, 1892) con una revisión bibliográfica (LOBÓN-CERVIA & PENCZAK, 1984; PRZYBYLSKI & VALLADOLID, 2000; SORIGUER *et al.*, 2000; OLIVA-PATERNA *et al.*, 2002; SANCHEZ-CARMONA *et al.*, 2008) necesaria, al no acompañarse de la lectura de escamas. Se establecieron 5 clases de edad (figura 2). El ejemplar de mayor tamaño, perteneciente a la clase 4+, se trata, con toda probabilidad, de una hembra, dada su mayor longevidad y tamaño frente a los machos. Este individuo podría considerarse dentro de la clase 5+, debido a que la ausencia de datos podría estar enmascarando una nueva clase de edad con una talla media aproximada de 12 cm.

El número de ejemplares jóvenes capturados es bajo; esto puede ser debido a la metodología utilizada, dada la menor efectividad de la pesca eléctrica cuanto menor es el tamaño de los ejemplares (GRANADO-LORENCIO, 2002).

El área de distribución natural de *Cobitis paludica* (figura 3) se considera restringida al centro y sur de la Península Ibérica (DOADRIO *et al.*, 1991), por lo que la población de colmilleja establecida en el río Miño se supone derivada de translocaciones desde otras

cuenca fluviales, al igual que apunta ELVIRA (1995) para la población del río Duero. A pesar de esto, el reciente hallazgo de dos ejemplares de colmilleja en la cuenca del Ulla (datos propios sin publicar) deja la puerta abierta a la hipótesis de que las poblaciones de *Cobitis paludica*, tanto del río Miño como de otros ríos del norte peninsular, podrían ser consideradas poblaciones relictas de una más amplia distribución de la especie en esta región.

Por otro lado, DE LA CIGOÑA & OUJO (1999) describieron *Cobitis victoriae* a partir de ejemplares del río Miño. El estudio filogenético realizado por DOADRIO & PERDICES (2005) considera necesario llevar a cabo un estudio más completo y una descripción formal de esta especie. Ante la falta de criterios diagnósticos claros y debido al hecho de que *C. victoriae* no fue descrita según lo establecido en el CINZ (Código Internacional de Nomenclatura Zoológica) ni fue designada la serie tipo correspondiente, *C. victoriae* permanece como *Nomen dubium* y, por lo tanto, no utilizable. Así pues, mantenemos la identidad específica de *C. paludica* para las poblaciones del río Miño teniendo en cuenta además la observación de SANCHEZ-CARMONA *et al.*, (2008), según los cuales esta especie muestra disimilitudes morfológicas significativas cuando se somete a ambientes diferentes, lo que podría indicar que nos encontramos ante una especie politípica que presenta un amplio rango de variabilidad morfológica, ecológica y fisiológica.

### Agradecimientos

Este trabajo fue realizado en las instalaciones de la Estación de Hidrobiología "Encoro do Con" de la USC en Vilagarcía de Arousa, con financiación del proyecto "INTERREG IV: Valorización dos recursos naturais da bacia hidrográfica do Miño-Minho".

### Bibliografía

- CRIVELLI, A.J. 2006. *Cobitis paludica*. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 04 November 2010.
- DE LA CIGOÑA, E.F. & OUJO, J.M. 1999. Captura, en diversos lugares do Baixo Miño, do peixe chamado por nós barbela do Miño *Cobitis victoriae*. En: Fauna das augas galegas: 15-20. Asociación Galega para a cultura e a Ecoloxía (AGCE) & Instituto Galego de Estudios Mariños (IGEM). Vigo. 123.
- DOADRIO I. 2001. Altas y libro rojo de los peces continentales de España. Ministerio de Medio Ambiente y Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid.
- DOADRIO, I., ELVIRA, B. & BERNAT, J. 1991. *Peces continentales españoles. inventario y clasificación de zonas fluviales*. Colección Técnica. Publicaciones del Ministerio de Agricultura. Madrid. 222 pp.
- DOADRIO, I. & PERDICES, A. 2005. Phylogenetic relationships among the Ibero-African cobitids (*Cobitis*, *Cobitidae*) based on cytochrome b sequence data. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 37: 484-493.
- ELVIRA, B. 1995. Conservation status of endemic freshwater fish in Spain. *Biological Conservation*. 72:129–136.
- GRANADO-LORENCIO, C. 2002. *Ecología de peces*. Secretariado de publicaciones de la Universidad de Sevilla. Sevilla. Serie ciencias, Número 45. 353 pp.
- JUNGE, C.O. & LIBOSVARSKY, J. 1965. Effect of size selectivity on population estimates based on successive removals with electric fishing gear. *Zoologické Listy*. 14: 171-178.

- LELEK, A. 1974. Toward a method of evaluation of fish populations in the streams based on successive fish removals. Proceedings Aviemore Symposium FAO. EIFAC/74/I/Symp-38: 2-8.
- LESLIE, P.H. & DAVIS, D.H. 1939. An attempt to determine the number of rats in a given area. *Journal of Animal Ecology*. 8: 94-113.
- LOBÓN-CERVIÁ J. & PENCZAKT. 1984. Fish production in Jarama River, Central Spain. *Holarctic Ecology*. 7: 128-137.
- OLIVA-PATERNA, F.J., TORRALVA, M.M. & FERNANDEZ-DELGADO, C. 2002. Age, growth and reproduction of *Cobitis paludica* in a seasonal stream. *Journal of Fish Biology*. 60: 389-404.
- PERDICES, A. & DOADRIO, I. 1998. Threatened fishes of the world: *Cobitis calderoni* Bacescu, 1961 (Cobitidae). *Environmental Biology of Fishes*. 50: 148
- PETERSEN, C. 1892. Fiskenesbiologiske forhold i Holboek Fjor, 1890-1891. Beret.Landbugminist. Dan.Biol.Stn.(Fiskeriberet), 1890 (1891): 121-84
- PRZYBYLSKI, M. & VALLADOLID, M. 2000. Age and growth of the Iberian loach, *Cobitis paludica* in the Lozoya River (Madrid, Central Spain), an intermittent stream. *Folia Zoologica*. 49: 163-169.
- SÁNCHEZ-CARMONA, R., ENCINA, L., RODRÍGUEZ- RUÍZ, A. & RODRIGUEZ-SÁNCHEZ, V. 2008. Age, growth and diet of the Iberian loach, *Cobitis paludica* in two different environments. *Folia zoologica*. 57: 420-434.
- SEBER, G.A.F. & LECREN, E.D. 1967. Estimating population parameters from catches large relative to the population. *Journal of Animal Ecology*. 36: 631-643.
- SORIGUER M.C., VALLESPIN C., GÓMEZ CAMA C. & HERNANDO J.A. 2000. Age, diet, growth and reproduction of a population of *Cobitis paludica* (de Buen, 1930) in the Palancar stream (SW Europe, Spain) (Pisces: Cobitidae). *Hydrobiologia* 436:51-58.
- ZIPPIN, C. 1958. The removal method population and estimation. *Journal of Wildlife Management*. 22: 82-90.

**Tablas y Figuras**

Río	Localidad	Código
Barxas	Ponte Barxas	Bar1
Caselas	Entenza	Cas1
Rego das Udencias	Pozas da Cabana	Ude1
Deva	Mourentán	Dev1
Deva	Ponte Pintelos	Dev2
Furnia	Furnia	Fur1
Furnia	Sobrada	Fur2
Hospital	Barrio da Ponte	Hos1
Hospital	Barrio Tomada	Hos2
Louro	A Gándara	Lou1
Louro	Veigadana	Lou2
Miño	Amorín	Miñ1
Miño	Charca de Caldelas	Miñ2
Pego	Estás	Peg1
Ribadil	Ponte Ribadil	Rib1
Tamuxe	Acevedo	Tam2
Tamuxe	O Rosal	Tam1
Tea	A Ponte	Tea3
Tea	Devesa	Tea1
Tea	Freixa	Tea2
Tea	Tea	Tea4
Termes	Ponte de Vide	Ter1
Tripes	Circos	Tri2
Tripes	Tui	Tri1
Uma	Abelleira	Uma1

Tabla 1. Estaciones de muestreo estudiadas en el Baixo Miño.

Río	Localidad	Densidad (ind/m <sup>2</sup> )	Biomasa (g/m <sup>2</sup> )	Longitud media (cm)	Peso medio (g)
Furnia	Furnia	0.01	0.02	7.55 ± 0.55	2.75 ± 0.25
Hospital	Barrio da Ponte	0.04	0.12	7.44 ± 0.50	2.83 ± 0.70
Miño	Amorín	0.20	0.49	6.94 ± 0.29	2.52 ± 0.31
Miño	Charca Caldelas	0.05	0.21	8.18 ± 0.16	4.42 ± 0.26
Pego	Estás	0.12	0.56	7.83 ± 0.25	4.49 ± 0.47
Tripes	Tui	0.37	1.91	8.59 ± 0.25	5.14 ± 0.42
<b>Valor medio</b>		0.13 ± 0.05	0.55 ± 0.28	7.76 ± 0.24	3.69 ± 0.46

Tabla 2. Datos de densidad, biomasa, longitud media y peso medio (media ± error típico de la media) de *Cobitis paludica* en las seis localidades donde se capturaron ejemplares.

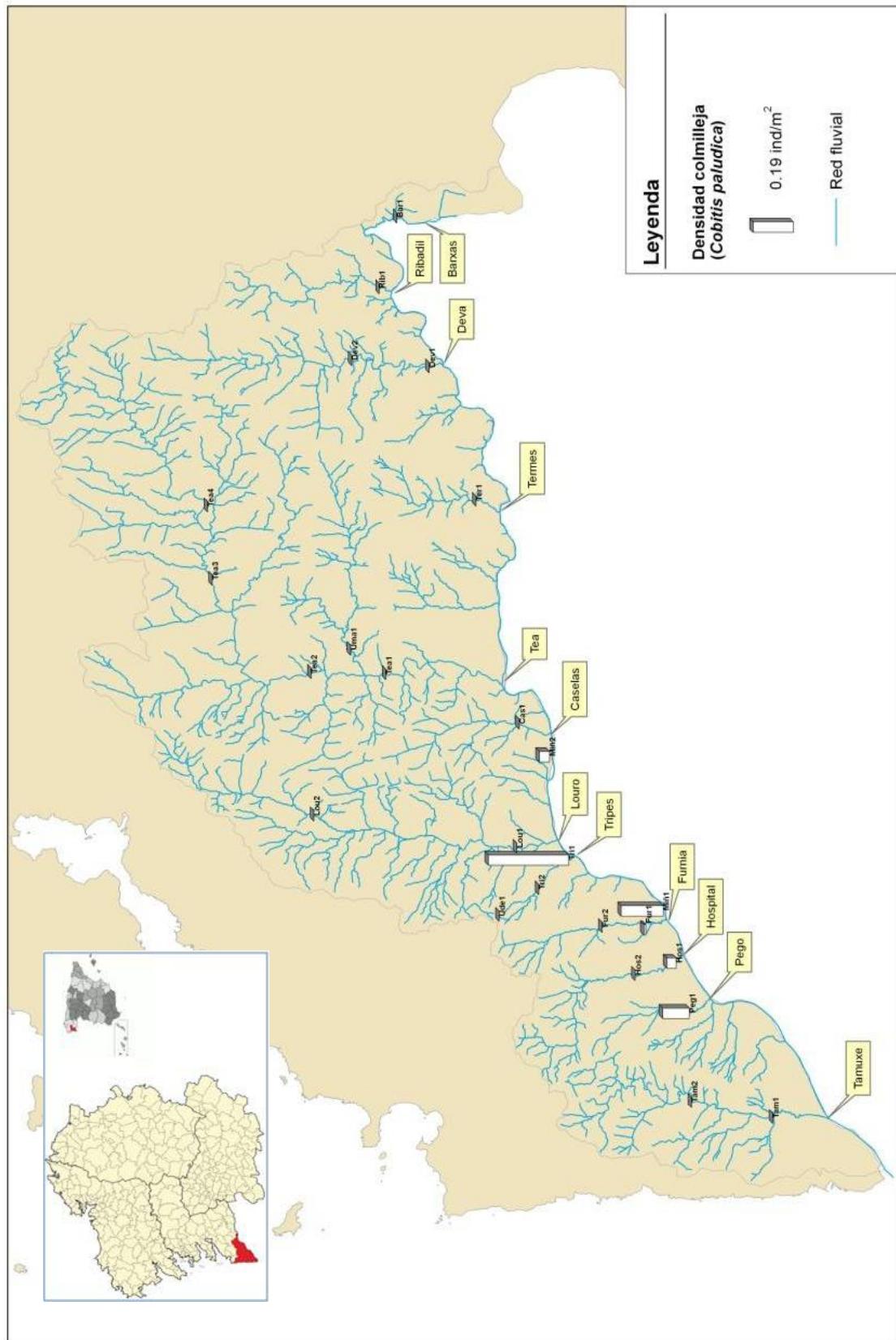


Figura 1. Mapa de estaciones prospectadas representando la densidad y biomasa de *Cobitis paludica* sobre las estaciones correspondientes.

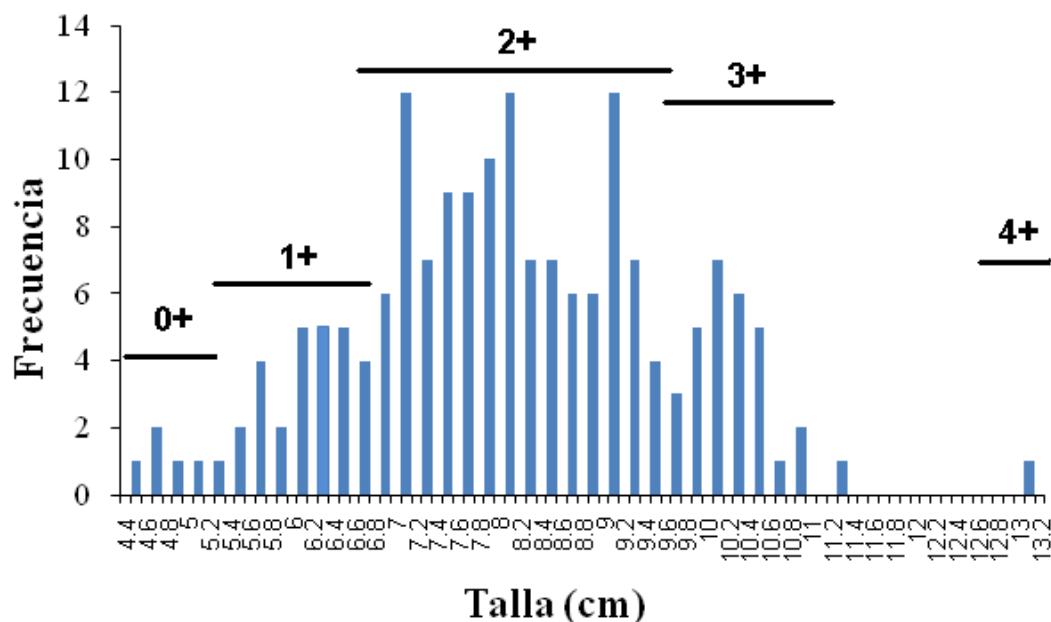


Figura 2. Estructura poblacional de *Cobitis paludica* en el Baixo Miño según el método Petersen.

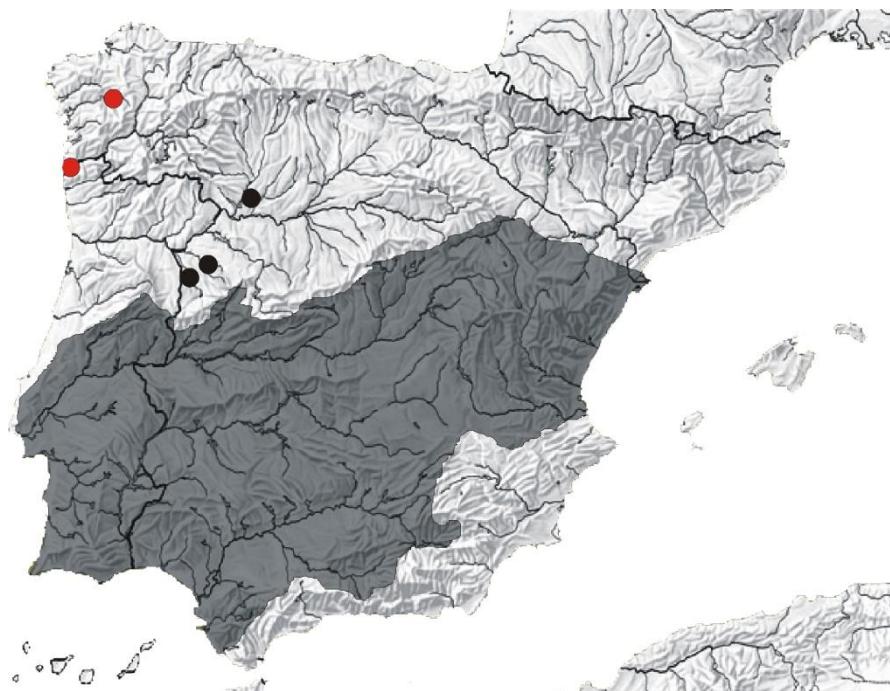


Figura 3. Mapa de distribución de *Cobitis paludica* en la Península Ibérica (modificado de DOADRIO *et al.* (1991)). Se representan las citas propias en los ríos Miño y Ulla (círculos rojos) y las presuntas translocaciones en la cuenca del Duero (círculos negros).

## **Dieta e ectoparasitas do(s) verdemã presentes no estuário do Rio Minho: *Cobitis paludica* ou *Cobitis calderoni*?**

JOÃO TEIXEIRA<sup>1,2\*</sup>, PEDRO MORAIS<sup>3,4\*</sup>, ESTER DIAS<sup>4</sup>, CARLOS ANTUNES<sup>4,5</sup>

1- Faculdade de Ciências e Tecnologia, Ed. 7, Campus de Gambelas, Universidade do Algarve, 8005-139 Faro

2- CIMAR/CCMAR - Centro de Ciências do Mar, Ed. 7, Campus de Gambelas, Universidade do Algarve, 8005-139 Faro, Portugal

3- ICCE – International Center for Coastal Ecohydrology, Palácio do Capitão Mor, Horta das Figuras, EN125, 8005-815 Faro, Portugal

4- CIMAR/CIIMAR - Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Rua dos Bragas 289, 4050-123 Porto, Portugal

5- Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelinho s/n, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal

\* a35294@ualg.pt

### **Resumo**

O verdemã *Cobitis paludica* (de Buen, 1930) é um endemismo da Península Ibérica, classificado como vulnerável pela IUCN, apresentando populações reduzidas um pouco por toda a sua área de distribuição. O estuário do rio Minho é um dos locais onde esta espécie está presente; contudo, este registo foi posto em causa, pois parece ter sido confundida com o verdemã-do-norte *Cobitis calderoni* Bacescu, 1961. *C. calderoni* também é um endemismo ibérico, rara e o estatuto de conservação é de ameaçado. Independentemente da espécie presente no estuário do Rio Minho, o certo é que a população de verdemã deste estuário parece ter um efectivo estável e localmente não ameaçado. Assim, o primeiro objectivo deste trabalho foi identificar qual o verdemã presente no estuário do Rio Minho. Outros dois objectivos foram investigar a dieta, através da análise de conteúdos estomacais, e identificar e quantificar os ectoparasitas presentes no tegumento, barbatanas e brânquias dos verdemã. Todos os espécimes identificados pertenciam à espécie *C. paludica*. A dieta foi constituída maioritariamente por detritos, larvas de insectos e gastrópodes. No que respeita à ectoparasitofauna, não foram encontrados ectoparasitas em todos os exemplares examinados. Serão necessários estudos mais aprofundados, nomeadamente relativos à dinâmica populacional, para adquirir um maior conhecimento acerca da população desta espécie no estuário do Rio Minho.

## Datos poblacionales y biométricos de la población de *Achondrostoma arcasii* (Steindachner, 1866) del Parque Natural del Monte Aloia

Couto, M. T.<sup>1,2</sup>, Vieira-Lanero, R.<sup>1</sup>, Servia, M. J.<sup>3</sup>, Barca, S.<sup>1,2</sup>, Rivas, S.<sup>1,2</sup>, Sánchez, J.<sup>1,2</sup>, Nachón, D.<sup>1,2</sup>, Silva, S.<sup>1,2</sup>, Gómez-Sande, P.<sup>1,2</sup>, Morquecho, C.<sup>1,2</sup>, Lago, L.<sup>1,2</sup> & Cobo, F.<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Estación de Hidrobiología “Encoro do Con”. Castroagudín-Cea. 36617 Vilagarcía de Arousa. Pontevedra.

<sup>2</sup>Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela.

<sup>3</sup>Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecoloxía. Facultade de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira s/n. 15008 A Coruña, España. e-mail: mteresa.couto@usc.es

### Resumen

*Achondrostoma arcasii* es una especie endémica de la Península Ibérica en regresión que en Galicia está presente principalmente en las cuencas de los ríos Miño, Sil, Miñor, Lagares, Verdugo, Umia, Ulla y Mandeo. Los muestreos realizados mediante pesca eléctrica durante el verano del 2010 en las Pozas da Cabana (nacimiento del río Udencias) situadas en el Parque Natural del Monte Aloia (municipio de Tui) muestran una ictiocenosis compuesta únicamente por esta especie, con densidades y biomassas muy elevadas (3.68 ind/m<sup>2</sup> y 7.75 g/m<sup>2</sup> respectivamente), una talla comprendida entre 2.8 y 6.7 cm, un peso comprendido entre 0.2 y 4 g, y una talla y peso medios de 5.2 cm y 1.8 g, respectivamente, observándose una estrecha relación entre la longitud furcal y el peso ( $r = 0.929$ ). Por otro lado las bermejuelas en esta estación de muestreo presentaron un crecimiento alométrico y un peso mayor del esperado ya que el índice de condición es superior a 1. Estos datos se compararon con otros obtenidos en 14 estaciones de muestreo situadas en distintos afluentes del río Miño por la margen española. Las bermejuelas de las Pozas da Cabana presentaron un tamaño y peso menores que los de las bermejuelas de cualquiera de estas 14 estaciones.

### Introducción

La bermejuela [*Achondrostoma arcasii* (Steindachner, 1866)] es un ciprínido de pequeño tamaño endémico de la Península Ibérica cuyas poblaciones, aunque en regresión, son localmente abundantes. En Galicia está presente principalmente en las cuencas de los ríos Miño, Sil, Miñor, Lagares, Verdugo, Mandeo, Umia y Ulla (HERVELLA & CABALLERO, 1999). En general, la longitud estándar de los ejemplares adultos está comprendida entre 4.7 y 10.4 cm y la mayor parte de ellos alcanzan la madurez sexual en su segundo año de vida; así las hembras se reproducen por primera vez con tamaños comprendidos entre 3.6 y 4.4 cm y los machos cuando su talla está entre 4.2 y 5 cm (DOADRIO, 2001). Los principales trabajos relacionados con su biometría se deben a LOZANO-REY (1935), VELAZ DE MEDRANO (1944), COLLARES-PEREIRA (1979), LOBÓN-CERVÍA ET AL. (1985) y ROJO & RAMOS (1987).

En este trabajo se recogen datos biométricos de longitud y peso, así como el índice de condición y la estructura de edad de una población de bermejuelas localizada en las “Pozas da Cabana”, localidad situada en el Parque Natural del Monte Aloia (Tui), en la cuenca del Baixo Miño.

### Material y Métodos

Durante los meses de junio y julio del 2010 se llevó a cabo un muestreo para valorar la población de bermejuelas en las “Pozas da Cabana”. Se trata de una serie de charcas de origen artificial situadas, de forma escalonada, en el cauce río das Udencias, cerca de su nacimiento e incluidas en el parque natural del Monte Aloia (municipio de Tui). Este río es un afluente del río Tripes que, a su vez, desemboca en el río Miño. Además, para comparar las distintas poblaciones de esta especie en el Baixo Miño, se realizaron muestreos en 14 puntos localizados en diferentes afluentes de la margen española del río Miño (Fig. 1). Los muestreos se llevaron a cabo mediante pesca eléctrica siguiendo la norma UNE-EN 14011:2003(E) (Comité Técnico AEN/TC230 “*Calidad del agua - Muestreo de peces con electricidad*”). El muestreo se realizó de manera semicuantitativa mediante la técnica de pasadas múltiples (3 pasadas) sin devolución por unidad de esfuerzo constante. Se registró la longitud furcal de cada ejemplar (cm) y su peso (g) con una precisión de 1 mm y a 0.1 g, respectivamente. Una vez contabilizados y manipulados, y tras la finalización de la pesca, los peces fueron devueltos al agua.

El cálculo de densidades se llevó a cabo mediante el método Zippin (ZIPPIN, 1958; SEBER & LECREN, 1967). De este modo se puede estimar el tamaño poblacional de la especie a partir del número de individuos capturados en cada pasada. Así, para la estima del tamaño poblacional se emplea la solución de cálculo elaborada por JUNGE & LIBOSVARSKY (1965) y modificada por LELEK (1974). A su vez, se calculó la biomasa total específica, para lo que se utilizó el modelo LESLIE & DAVIS (1939).

La estructura poblacional de la especie se obtuvo mediante el análisis de distribución de frecuencias para el parámetro longitud (gráfico de Petersen), estableciendo clases de talla y de edad (intervalo de clase para las tallas de 0.5 cm). Además se calculó el índice de condición como  $IC=100W/L^3$  (donde  $W$  es el peso en gramos y  $L$  la longitud en centímetros).

### Resultados y Discusión

Se capturaron un total de 240 ejemplares de bermejuela en las 15 estaciones de muestreo. En el caso de “Pozas da Cabana” (Ude1), la ictiocenosis estaba compuesta únicamente por la bermejuela, que presenta unos valores muy elevados de densidad y biomasa: 3.68 ind/m<sup>2</sup> y 7.75 g/m<sup>2</sup>, respectivamente (Fig. 2).

Por otro lado, las bermejuelas de Ude1 presentaron una talla comprendida entre 2.8 y 6.7 cm, un peso comprendido entre 0.2 y 4 g y una talla y peso medios ( $\pm$  error típico) de  $5.2 \pm 0.119$  cm y  $1.8 \pm 0.114$  g, respectivamente, que representan los valores más bajos entre todas las estaciones de muestreo, donde la longitud varía entre 6.90 y 10.75 cm y el peso entre 5.49 y 17.71 g (Fig. 3a, b). Estos rangos son menores que los observados en otras poblaciones como, por ejemplo, la del Júcar, donde ROJO & RAMOS (1987) citan longitudes entre 3.7 y 10.7 cm. Sin embargo, estas diferencias biométricas entre poblaciones pueden deberse simplemente a las diferentes condiciones ambientales presentes en las áreas de estudio.

En cuanto al índice de condición, “Pozas da Cabana” presenta el valor más bajo ( $1.307 \pm 0.028$ ), mientras que el más alto correspondió a Amorín (río Miño) con un índice de

$2.026 \pm 0.126$  (Fig. 3c). Estos ejemplares presentan, por tanto, un crecimiento alométrico y un peso mayor del esperado, ya que el índice de condición es superior a 1. No obstante, los valores del índice de condición calculados para Ude1 son similares a los conocidos en otras poblaciones ibéricas, como los encontrados por RINCÓN & LOBÓN-CERVIÁ (1989) en dos afluentes del río Duero con valores comprendidos entre 1.4 y 2.2, o los calculados por LOBÓN-CERVIÁ ET AL. (1985) en el embalse de Pinilla, que varían entre 1.07 y 1.10.

Las particularidades morfológicas referidas a la longitud y peso de los ejemplares de la población de Ude1 se ven reflejadas en el dendrograma de similitud de Bray-Curtis (Fig. 4) que muestra claramente la segregación de esta estación con respecto al resto.

Según el método de Petersen las tallas pueden asignarse a rangos de edad comprendidos entre 1+ y 4+; como se puede observar en las Figs. 5-15, existen diferencias entre las estaciones, aunque en algunas de ellas (Lou2, Miñ1, Tam2, y Tri1) los datos no permitieron realizar este análisis. En “Pozas da Cabana” la edad máxima encontrada fue la 3+ (Fig. 5). Estos resultados coinciden con los hallados por LOBÓN-CERVIÁ ET AL. (1985), que observaron que las hembras alcanzaban la edad 4+ y los machos la 3+, pero difieren de los observados por RINCÓN & LOBÓN-CERVIÁ (1989) que hallaron hembras de 5+ y 6+ y machos de 4+, y unos tamaños comprendidos entre 2.7 y 10.3 cm.

Lo más destacable en nuestros resultados junto con las características biométricas de la población de “Pozas da Cabana” (Ude1) son los valores tan elevados de densidad y biomasa. Lo cual confirmaría la introducción de la bermejuela en las charcas durante su creación.

### Agradecimientos

Este trabajo se realizó en los laboratorios de la Estación de Hidrobiología “Encoro do Con” de la USC en Vilagarcía de Arousa con financiación del proyecto “INTERREG IV: Valorización dos recursos naturais da bacia hidrográfica do Miño-Minho”.

### Bibliografía

- COLLARES-PEREIRA, M. J. 1979. On the systematic position of the Iberian Cyprinidae forms *arcasi* and *macrolepi datus* of the Genus *Rutilus*. *Arch. Mus. Bocage 2.º Sr. 6* (22): 361-393.
- DOADRIO, I. 2001. *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Museo Nacional de Ciencias Naturales. 364 pp.
- HERVELLA, F. & CABALLERO, P. 1999. *Inventario piscícola dos ríos galegos*. Xunta de Galicia.
- JUNGE, C.O. & LIBOSVARSKY, J. 1965. Effect of size selectivity on population estimates based on successive removals with electric fishing gear. *Zool. Listy.*, 14: 171-178.
- LELEK A. 1974. Toward a method of evaluation of fish populations in the streams based on successive fish removals. Proceedings Aviemore Symposium FAO. EIFAC/74/I/Symp-38: 2-8.
- LESLIE, P. H. & DAVIS, D. H. 1939. An attempt to determine the number of rats in given area. *J. Animal. Ecol.*, 8: 94-113.
- LOBÓN-CERVIÁ, J.; ROVIRA, P. & SORIANO, O. 1985. Contribución a la biometría y biología de la bermejuela *Rutilus arcasi* del embalse de Pinilla. *Doñana, Acta Vertebrata*, 12(1): 5-19.
- LOZANO-REY, L. (1935): Los peces fluviales de España. *Mem. R. Acad. Cien. Exact. Fis. y Nat.*, 5: 1-390.
- RINCÓN, P. A. & LOBÓN-CERVIÁ, J. 1989. Reproductive and growth strategies of the red roach, *Rutilus arcasi* in two contrasting tributaries of the River Duero, Spain. *J. Fish. Biol.*, 34(5): 687-705.
- ROJO, A. & RAMOS, P. 1987. Contribución al estudio de la bermejuela, *Rutilus arcasi* de la cuenca del Júcar (Osteichthyes: Cyprinidae) I. Morfometría. *Doñana, Acta Vertebrata*, 14: 53-66.

- SEBER, G.A.F. & LECREN, E.D. 1967. Estimating population parameters from catches large relative to the population. *J. Anim. Ecol.*, 36: 631-643.
- VELAZ DE MEDRANO, L. 1944. Contribución a la fauna ictiológica española. *Inst. For. Inv. y Exp. Biol. Aguas Cont.* año XV. Num. 30.
- ZIPPIN, C. 1958. The removal method population and estimation. *J. Wildl. Mgmt.* 22: 82-90.

### Tabla y Figuras

Río	Localidad	Estación	UTM
Hospital	Barrio da Ponte	Hos1	29T 523227 4648114
Hospital	Barrio Tomada	Hos2	29T 522505 4650632
Louro	Veigadana	Lou2	29T 531881 4670265
Furnia	Furnia	Fur1	29T 525576 4649970
Furnia	Sobrada	Fur2	29T 525328 4652650
Miño	Amorín	Miñ1	29T 566294 4648905
Miño	Charca de Caldelas	Miñ2	29T 535364 4655863
Pego	Estás	Peg1	29T 520274 4647306
Tamuxe	Acevedo	Tam2	29T 515039 4647179
Tamuxe	O Rosal	Tam1	29T 514098 4642207
Tea	A Devesa	Tea1	29T 540194 4665867
Tea	Freixa	Tea2	29T 540261 4670440
Uma	Abelleira	Uma1	29T 541622 4668019
Tripes	Tui	Tri1	29T 529282 4654682
Das Udencias	Pozas da Cabana	Ude1	29T 525980 4658943

Tabla 1. Denominación y coordenadas UTM de las estaciones de muestreo.

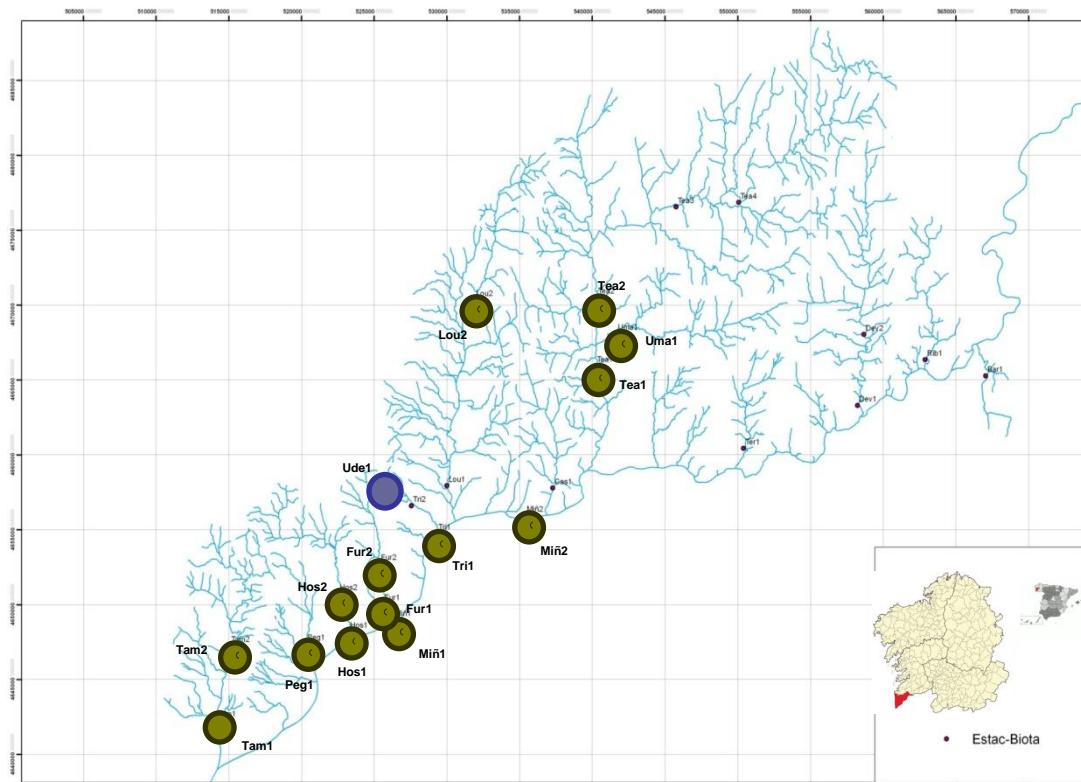
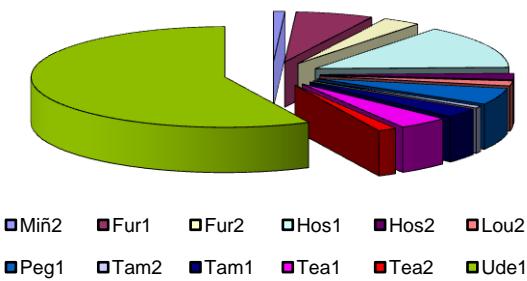


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo.

Biomasa



Densidad

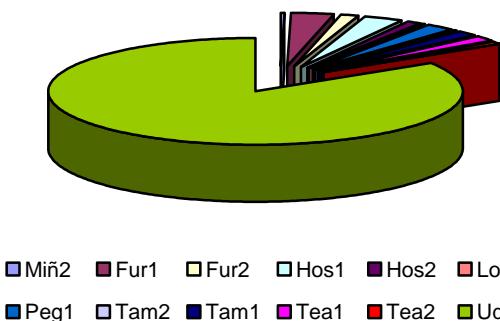
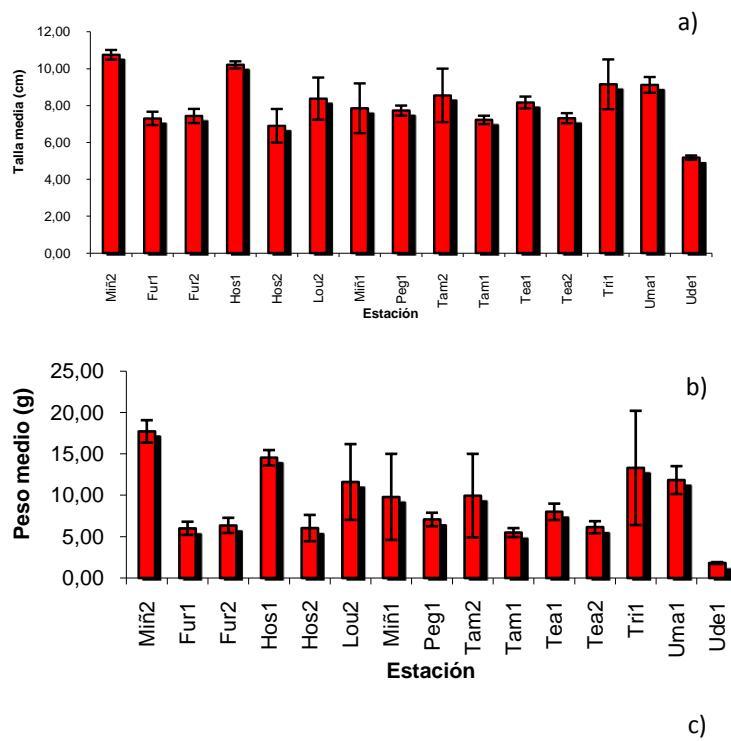


Figura 2. Gráficos porcentuales de la densidad y biomasa de bermejuelas en las distintas estaciones de muestreo (No se incluyeron los datos de aquellas estaciones donde fueron capturados menos de tres individuos de esta especie).



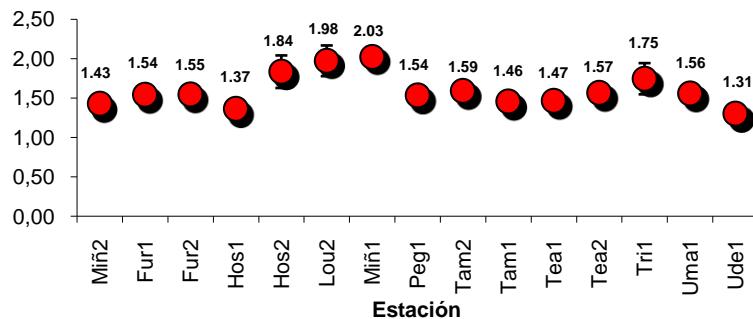


Figura 3. Gráficos de la longitud media (a), del peso medio (b) y del índice de condición (c). Las barras representan el error estándar.

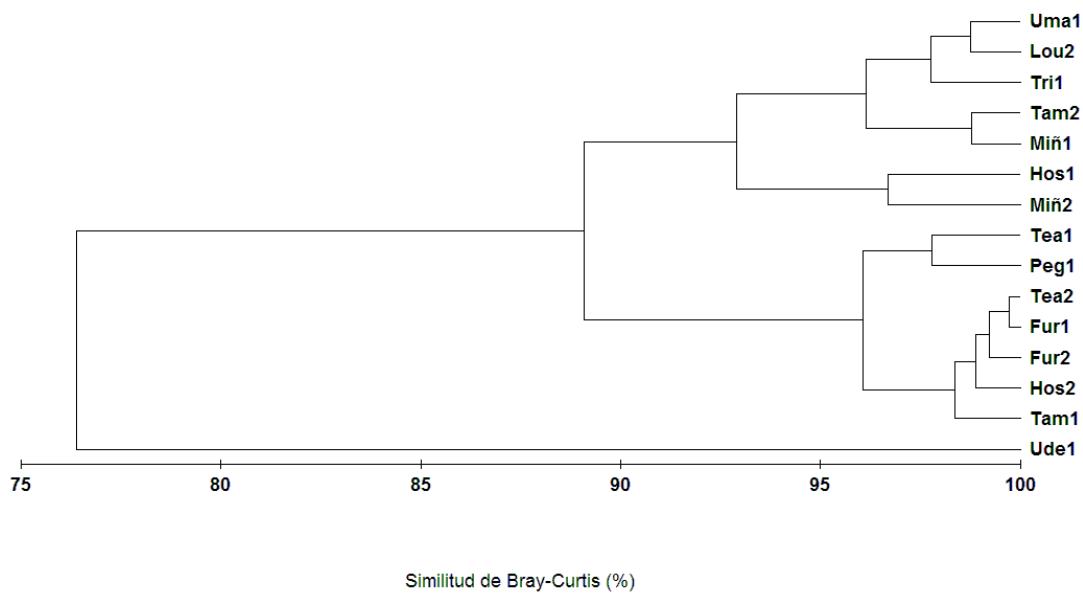


Figura 4. Dendrograma de similitud Bray-Curtis entre estaciones de muestreo en función de los datos correspondientes a la longitud y peso de las bermejuelas capturadas en cada una.

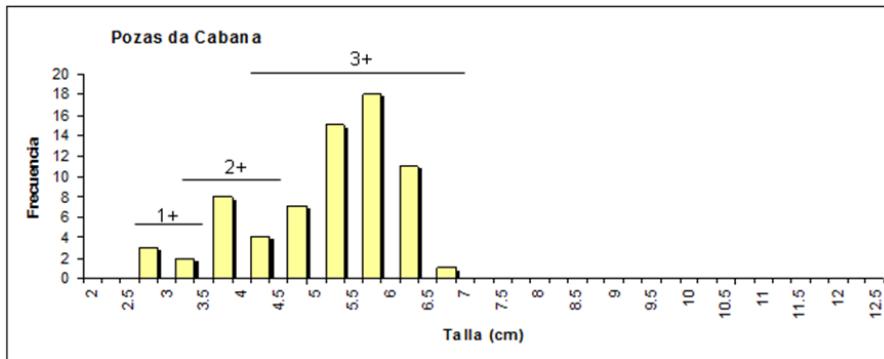


Figura 5. Estructura de edad de la población de bermejuela en Pozas da Cabana (río das Udencias).

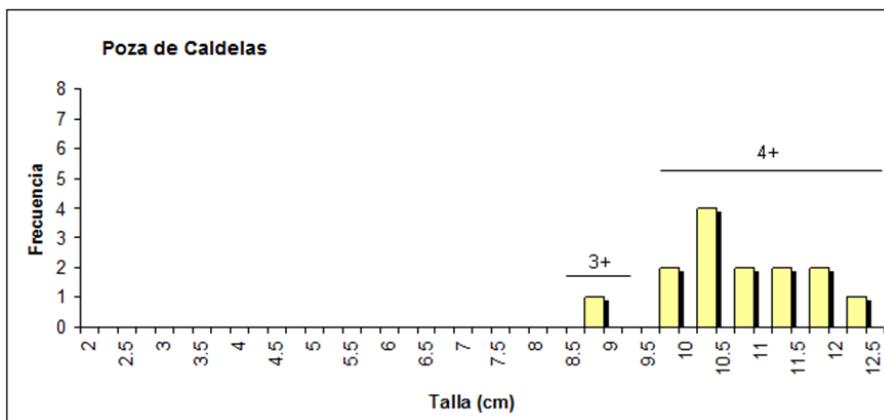


Figura 6. Estructura de edad de la población de bermejuela en la Carca de Caldelas (río Miño).

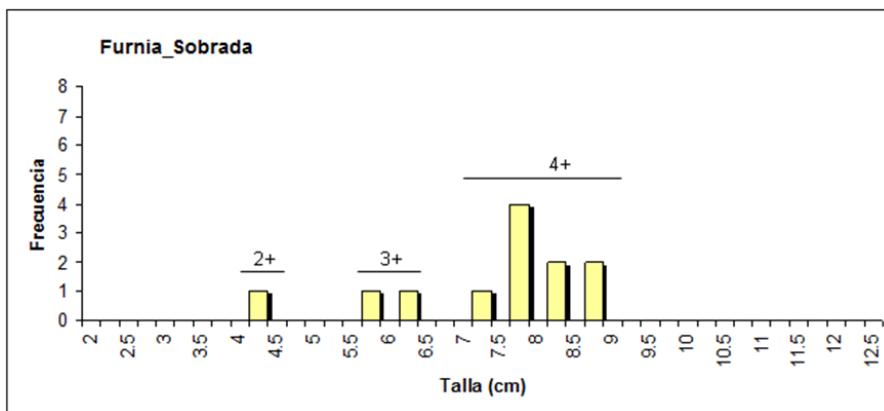


Figura 7. Estructura de edad de la población de bermejuela en Sobrada (río Furnia).

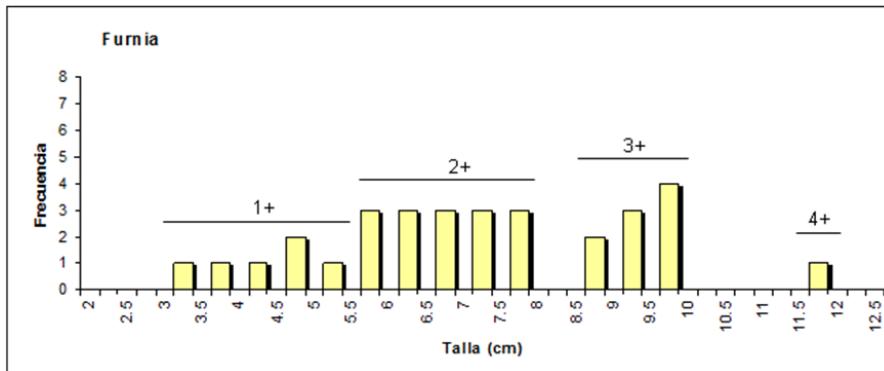


Figura 8. Estructura de edad de la población de bermejuela en Furnia (río Furnia).

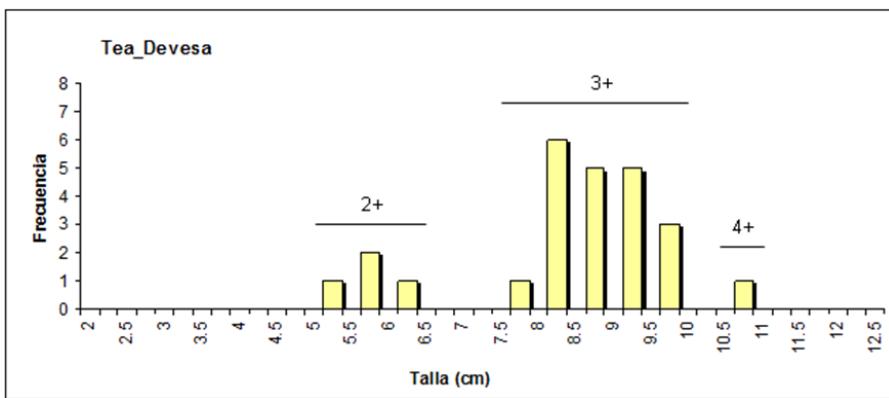


Figura 9. Estructura de edad de la población de bermejuela en Devesa (río Tea).

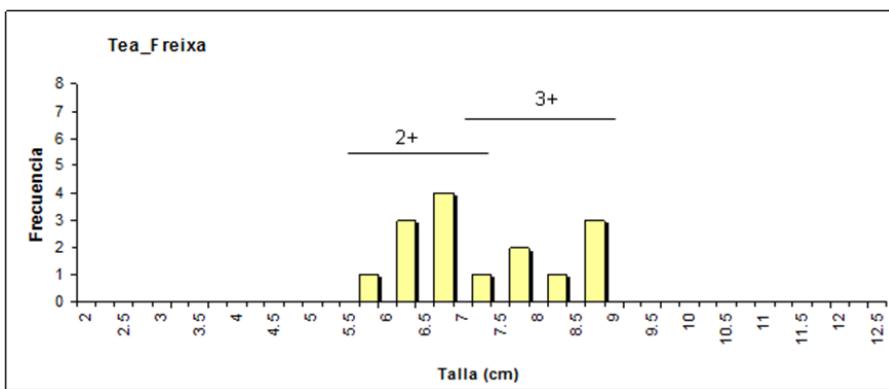


Figura 10. Estructura de edad de la población de bermejuela en A Freixa (río Tea).

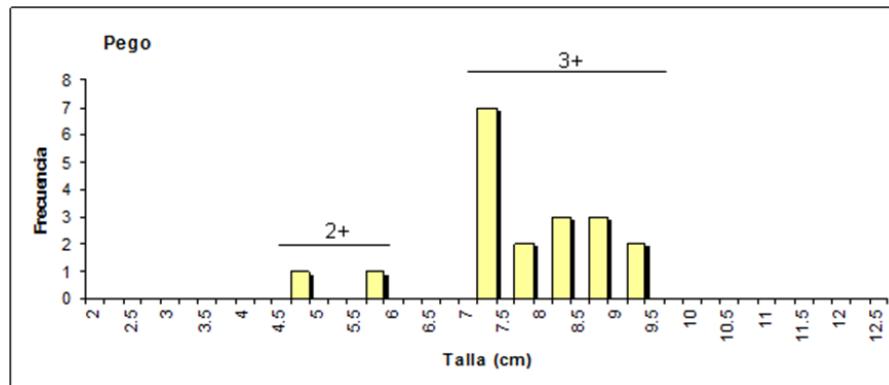


Figura 11. Estructura de edad de la población de bermejuela en Pego (río Pego).

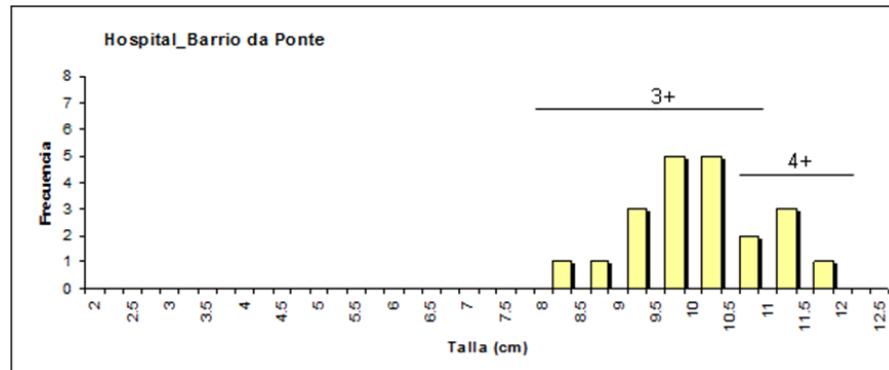


Figura 12. Estructura de edad de la población de bermejuela en Barrio da Ponte (río Hospital).

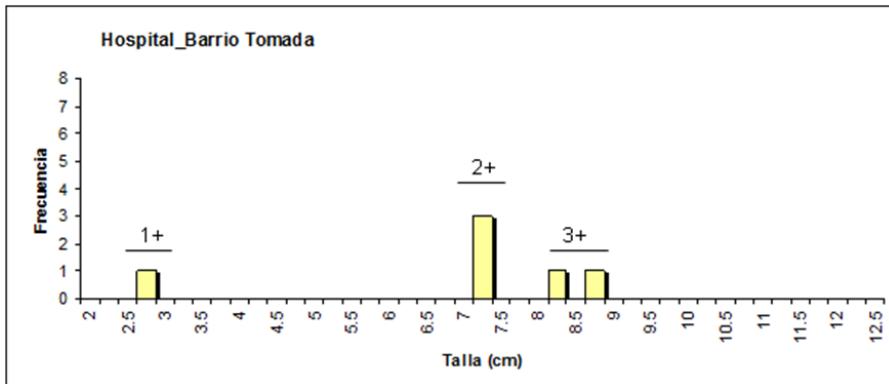


Figura 13. Estructura de edad de la población de bermejuela en Barrio Tomada (río Hospital).

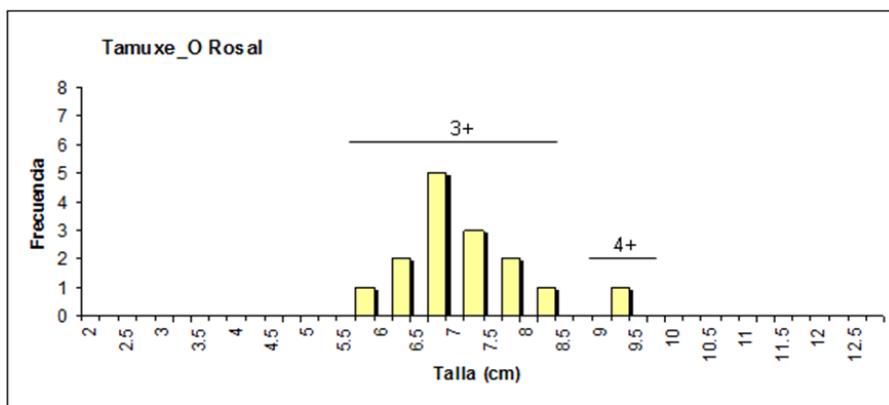


Figura 14. Estructura de edad de la población de bermejuela en O Rosal (río Tamuxé).

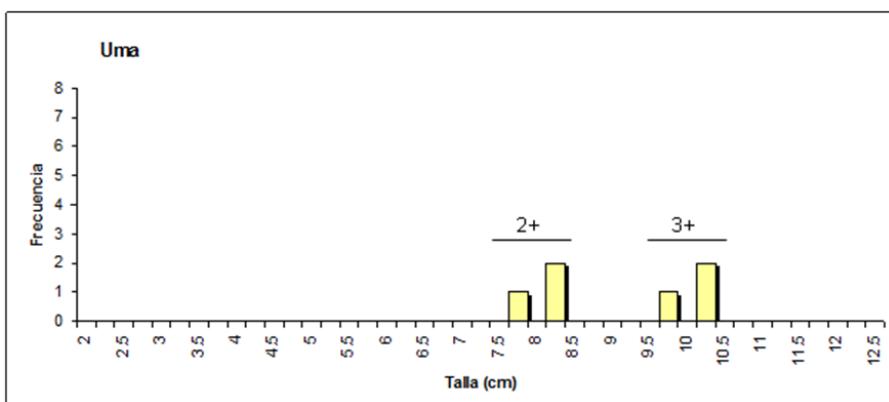


Figura 15. Estructura de edad de la población de bermejuela en Uma (río Uma).

## Datos poboacionais e biométricos da boga do Douro (*Pseudochondrostoma duriense*) e do escalo (*Squalius carolitertii*) nos afluentes da marxe española do Baixo Miño.

Morquecho, C.<sup>1,2</sup>, Vieira-Lanero, R.<sup>1</sup>, Servia, M. J.<sup>3</sup>, Barca, S.<sup>1,2</sup>, Couto, M. T.<sup>1,2</sup>, Rivas, S.<sup>1,2</sup>, Sánchez, J.<sup>1,2</sup>, Nachón, D.<sup>1,2</sup>, Silva, S.<sup>1,2</sup>, Gómez-Sande, P.<sup>1,2</sup>, Lago, L.<sup>1,2</sup> & Cobo, F.<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Estación de Hidrobiología "Encoro do Con", Universidade de Santiago de Compostela. Castroagudín s/n, 36617 Vilagarcía de Arousa, Pontevedra, España.

<sup>2</sup>Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Sur s/n, 15782 Santiago de Compostela, España.

<sup>3</sup>Departamento de Biología Animal, Biología Vexetal e Ecoloxía. Facultade de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira s/n. 15008 A Coruña, España.  
e-mail: carlos.morquecho@usc.es

### Resumo

Esta comunicación aborda o estudio dos parámetros demográficos e biométricos das poboacións de boga e escalo en 23 localidades de mostraxe agrupadas en 14 afluentes da marxe española do Baixo Miño. A presenza de boga foi constatada en 15 localidades fronte ás 8 nas que se constatou a do escalo.

A densidade de poboación da boga do Douro varía entre 0'001 ind/m<sup>2</sup> e 0'137 ind/m<sup>2</sup> segundo as localidades, mentres que a do escalo o fai entre 0'005 ind/m<sup>2</sup> e 0'158 ind/m<sup>2</sup>. A biomasa presenta valores entre 0'01 e 12'0 g/m<sup>2</sup> para a boga, e entre 0'02 e 4'78 g/m<sup>2</sup> para o escalo.

A determinación da idade mediante o método Petersen de análise das frecuencias de lonxitude permitiu discernir cinco clases de idade para as bogas e tres para os escalos.

Ademais, nesta comunicación tamén son aportados os datos biométricos (lonxitude furcal, peso e índice de condición) dun total de 232 exemplares de boga e 118 exemplares de escalo.

### Introducción

A boga do Douro, *Pseudochondrostoma duriense* (Coelho, 1985), e o escalo, *Squalius carolitertii* (Doadrio, 1987), son dúas especies endémicas da Península Ibérica pertencentes á familia *Cyprinidae*. Forman parte do grupo das 5 especies de peixes endémicas que podemos atopar entre as 20 especies de peixes citadas no Baixo Miño, polo que presentan un importante valor de conservación.

A área de distribución da boga (figura 1) abrangue do río Eo ao Taxo (LEUNDA ET AL, 2009; ELVIRA, 1995). Esta especie prefire as zonas de corrente dos tramos medios dos ríos (aínda que tamén prolifera nas augas dos encoros), onde se alimenta de vexetación e, en menor proporción, de pequenos invertebrados e detritos. É moi gregaria, especialmente durante a migración prerreprodutiva.. A nivel mundial está incluída no Anexo III do Convenio de Berna 82/72, a nivel europeo no Anexo II da Directiva de Hábitats (43/92 C.E.E) e a nivel estatal aparece como "non amenazada" no "Atlas y libro rojo de los vertebrados españoles" (DOADRIO, 2001), onde cita como ameazas as especies piscívoras e as accións que destrúen o medio natural.

A área de distribución do escalo (figura 1) corresponde a dúas poboacións moi diferenciadas: unha na bacía do Taxo e outra nas bacías do Douro e ríos de Galicia (ELVIRA, 1995). Atópase desde as zonas de alta montaña ata as zonas más baixas, alimentándose de artrópodos e alevíns doutros peixes. Cítase como "rara" no "Atlas y

libro roxo de los vertebrados españoles” (DOADARIO, 2001) e comparte as ameazas citadas para a boga.

DOADARIO (2001) estima que ambas van sufrir un declive do 20% na súa área de distribución nos próximos anos debido á introdución de especies exóticas como o peixe sol [*Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758)], o black-bass [*Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802)], ou o lucio (*Esox lucius* Linnaeus, 1758)].

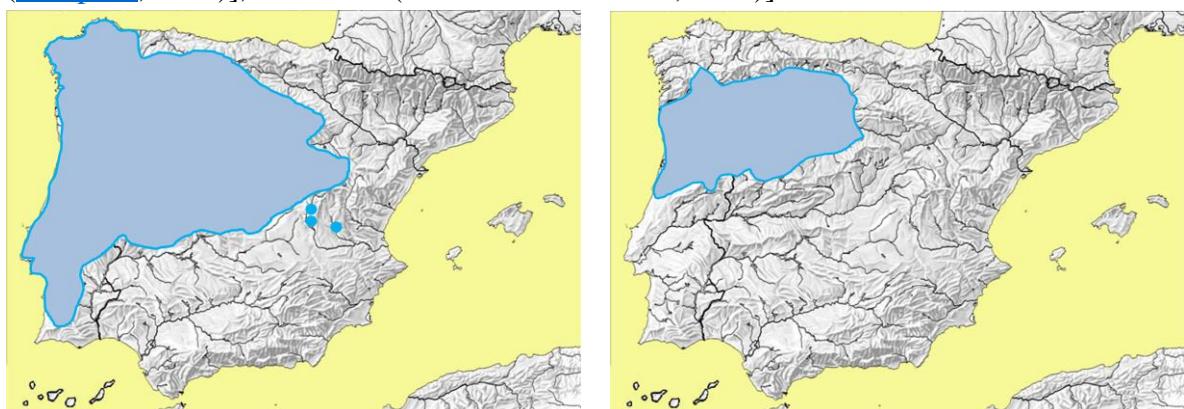


Figura 1. Mapa de distribución da boga do Douro (esquerda) e do escalo (dereita) na Península Ibérica. Modificado de Elvira, 1995.

### Material e Métodos

Os peixes foron capturados mediante pesca eléctrica seguindo a metodoloxía establecida pola norma UNE-EN 14011:2003(E) (Comité Técnico AEN/TC230 “*Calidad del agua - Muestreo de peces con electricidad*”). Realizouse unha mostraxe semicuantitativa mediante a técnica de pasadas múltiples (3 pasadas) sen reposición por unidade de esforzo constante. Consecuentemente, os datos son estatisticamente fiables e pódense considerar unha aproximación aceptable á situación real.

Antes da devolución do exemplar á auga mediuse a lonxitude furcal (cm) cunha precisión de 1 mm e o peso total (g) cunha precisión de 0'1 g. O cálculo da densidade realizouse 1 mediante o método Zippin (ZIPPIN, 1958; SEBER& LE CREN, 1967). Para estimar o tamaño poboacional empregouse a solución de cálculo elaborada por JUNGE & LIBOSVARSKY (1965) e modificada por LELEK (1974). Para o cálculo de biomasa utilizouse o modelo de LESLIE & DAVIS (1939). A estrutura poboacional das especies obtívose mediante o método Petersen (PETERSEN, 1892) de análise das frecuencias de lonxitudes, usando para a boga do Douro un intervalo de clase de 1 cm, mentres que para o escalo foi de 0'5cm.

A determinación do índice de condición realizouse mediante a formula  $IC = (100 W / L^3)$ , onde  $W$  é o peso en gramos e  $L$  é a lonxitude furcal en centímetros de cada individuo (GRANADO-LORENCIO, 2002).

Durante o mes de xullo de 2010 foron visitadas 23 localidades en diferentes afluentes do río Miño, capturándose bogas en 15 localidades (Táboa 1, Figura 2), e escalos en 8 desas 15 localidades.

Río	Localidade	Estación	UTM
Caselas	Entenza	Cas1	29T 537273 4657707
Deva	Mourentán	Dev1	29T 558230 4663221
Hospital	Barrio da Ponte	Hos1	29T 523227 4648114
Hospital	Barrio Tomada	Hos2	29T 522505 4650632
Louro	Veigadana	Lou2	29T 531881 4670265
Louro	A Gándara	Lou1	29T 529988 4657858
Miño	Charca de Caldelas	Miñ2	29T 535364 4655863
Pego	Estás	Peg1	29T 520274 4647306
Tamuxe	Acevedo	Tam2	29T 515039 4647179
Tamuxe	O Rosal	Tam1	29T 514098 4642207
Tea	A Ponte	Tea3	29T 545744 4676476
Tea	A Devesa	Tea1	29T 540194 4665867
Tea	Freixa	Tea2	29T 540261 4670440
Tea	Tea	Tea4	29T 550055 4676773
Uma	Abelleira	Uma1	29T 541622 4668019

Táboa 1. Localización xeográfica das localidades e estacións de mostraxe con presenza de boga e/ou escalo.

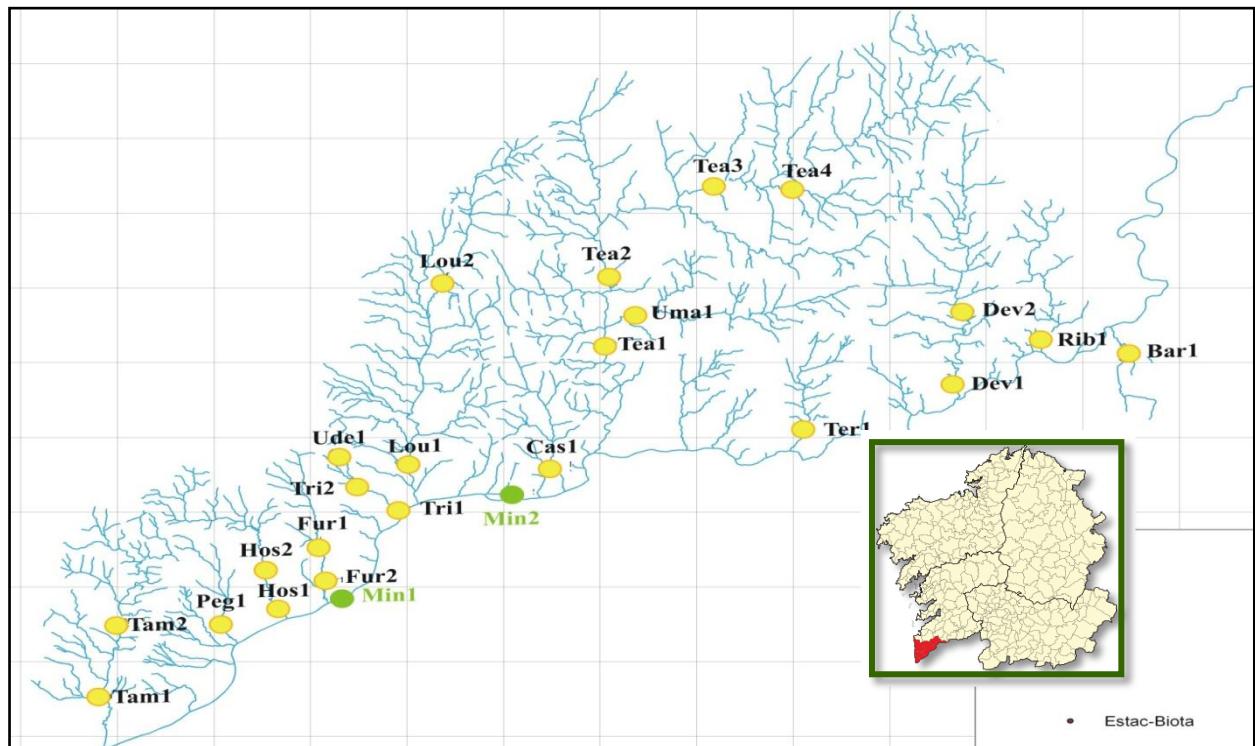


Figura 2. Situación das localidades de mostraxe na bacía do río Miño.

### Resultados e Discusión

En total, durante este estudo foron capturadas 232 bogas e 118 escalos; a lonxitude e peso medios, densidade e biomasa nas diferentes localidades preséntanse nas táboas 2 e 3. A densidade de poboación da boga do Douro na área de estudo varía entre os 0'001 ind/m<sup>2</sup> da Charca de Caldelas (río Miño) e os 0'137 ind/m<sup>2</sup> de A Gándara (río Louro). A biomasa varía, en xeral, entre os 0'01 g/m<sup>2</sup>, de A Gándara (río Louro) e os 2'08 g/m<sup>2</sup> de Devesa (río Tea); a excepción é a localidade Barrio da Tomada (río Hospital), onde se acadan valores de 12'0 g/m<sup>2</sup>.

No caso do escalo, os valores da densidade poboacional varían entre os 0'005 ind/m<sup>2</sup> de O Rosal (río Tamuxe) e os 0'158 ind/m<sup>2</sup> de Devesa (río Tea); de xeito semellante, a biomasa varía entre os 0'02 g/m<sup>2</sup> de O Rosal e os 4'78 g/m<sup>2</sup> de Devesa.

<b>Boga do Douro</b>				
Río – Localidade	Lonxitude media (cm)	Peso medio (g)	Densidade (ind/m <sup>2</sup> )	Biomasa (g/m <sup>2</sup> )
Caselas – Entenza	3'70 ± 0	0'60 ± 0	0'004	0'12
Miño - Charca de Caldelas	23'50 ± 0	144'00 ± 0	0'001	0'07
Deva – Mourentán	19'87 ± 0'35	94'33 ± 2'91	0'014	1'33
Hospital – Barrio da Ponte	20'17 ± 0'93	101'26 ± 13'51	0'015	0'69
Hospital – Barrio da Tomada	16'65 ± 0'75	46'50 ± 3'50	0'119	12'0
Louro – Veigadana	10'15 ± 1'06	18'26 ± 3'58	0'068	1'24
Louro – A Gándara	*	0'103	0'137	0'01
Pego – Estás	10'67 ± 1'07	18'39 ± 5'49	0'048	0'88
Tamuxe – Acevedo	13'25 ± 2'47	35'00 ± 16'61	0'018	0'65
Tamuxe – O Rosal	12'80 ± 0'82	22'73 ± 4'05	0'050	1'13
Tea – A Ponte	10'69 ± 1'06	25'25 ± 4'95	0'080	2'02
Tea – Devesa	9'78 ± 0'72	15'65 ± 2'77	0'133	2'08
Tea – Freixa	12'22 ± 0'94	26'43 ± 4'36	0'113	1'30
Tea – Tea	7'30 ± 0'90	5'00 ± 2'00	0'004	0'02
Uma – Abelleira	12'74 ± 2'03	32'40 ± 8'04	0'023	0'76

Táboa 2. Lonxitude e peso medios ( $\pm$  error típico), densidade e biomasa da boga (*Pseudochondrostoma duriense*) nas diferentes localidades de mostraxe. \* Na localidade de A Gándara foron capturados 76 exemplares de pequena talla, que non foron medidos nin pesados individualmente. O peso ofrecido é o peso medio obtido ao dividir o peso total entre o número de individuos.

<b>Escalo</b>				
Río - Localidade	Lonxitude media (cm)	Peso medio (g)	Densidade (ind/m <sup>2</sup> )	Biomasa (g/m <sup>2</sup> )
Hospital – Barrio da Ponte	12'00 ± 0'75	25'57 ± 4'35	0'043	1'11
Pego – Estás	6'83 ± 0'53	6'73 ± 3'14	0'016	0'11
Tamuxe – O Rosal	6'80 ± 0'00	4'30 ± 0'00	0'005	0'02
Tea - A Ponte	12'71 ± 0'56	32'65 ± 3'60	0'067	2'18
Tea – Devesa	11'65 ± 0'62	30'30 ± 4'47	0'158	4'78
Tea – Freixa	10'11 ± 0'63	19'83 ± 3'33	0'091	1'63
Tea – Tea	8'10 ± 1'38	8'75 ± 3'92	0'008	0'07

Uma – Abelleira	$15^{\circ}67 \pm 0^{\circ}35$	$63^{\circ}33 \pm 5^{\circ}24$	0'014	0'89
-----------------	--------------------------------	--------------------------------	-------	------

Táboa III. Lonxitude e peso medios ( $\pm$  error típico), densidade e biomasa do escalo (*Squalius carolitertii*) nas diferentes localidades de mostraxe.

A análise das frecuencias de lonxitudes furcais segundo o método Petersen (figura 3) mostrou a existencia de 5 clases de idade entre as bogas: clase 0+ (2 – 5 cm de lonxitude furcal), clase 1+ (5 - 11 cm), clase 2+ (11 – 22 cm), clase 3+ (22 – 26 cm). Só foi atopado un individuo da clase 4+, na localidade Charca de Caldelas (río Miño, Caldelas de Tui).

Os escalos (figura 3) distribúense en tres clases de idade: clase 0+ (4'5 - 8'5 cm), clase 1+ (8'5 - 16'5 cm), e clase 2+ (19 - 21 cm). A maioría dos exemplares capturados na localidade Freixa (río Tea) pertencían á clase 0+. Estes datos mostran unha diminución dos individuos de maior idade que podería estar relacionada co observado por Doadrio (DOADARIO, com. pers) de que a área de distribución xeral do escalo parece estar en redución.

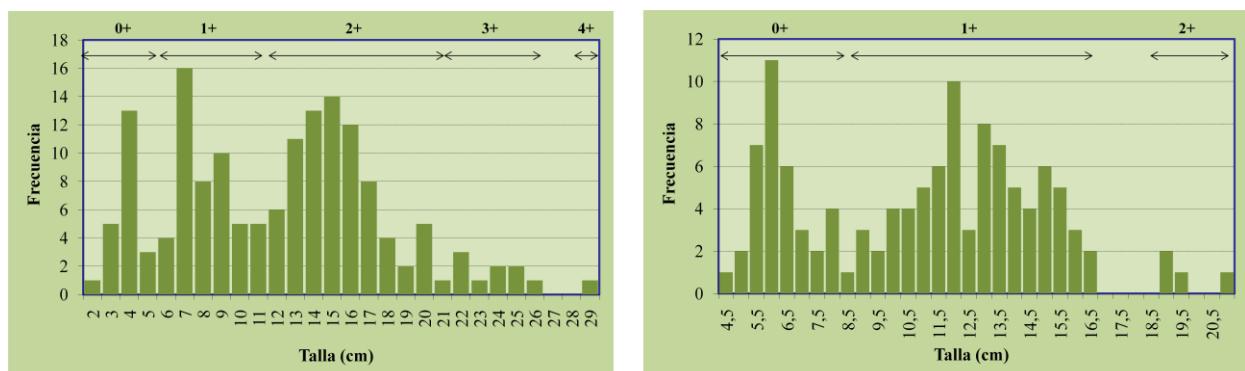


Figura 3. Estrutura da poboación da boga do Douro (esquerda) e do escalo (dereita).

Segundo o Índice de Condición, os individuos de ámbalas dúas especies presentan un bo estado, ao igual que as súas poboacións, posto que acadan valores superiores aos calculados por SILVA (2009), que obtivo valores de 0'41 para a boga do Douro e de 0'47 para o escalo. Estes datos indicarían a ausencia de presións que afecten directamente a cada unha das clases de idade.

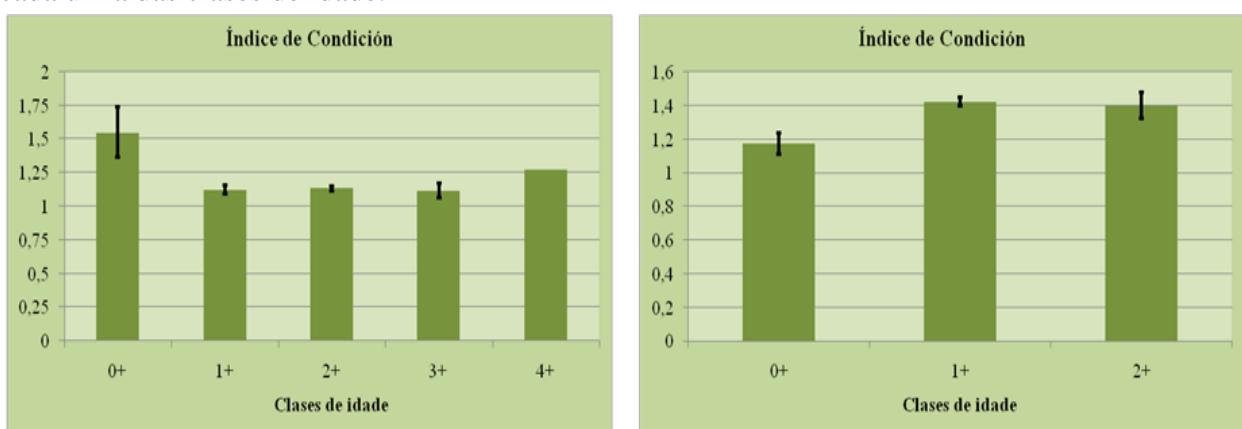


Figura 4. Índice de condición para cada clase de idade da boga do Douro (esquerda) e do escalo (dereita).

### Agradecementos

Este traballo foi realizado nas instalacións da Estación de Hidrobioloxía "Encoro do Con" da USC en Vilagarcía de Arousa con financiación do proxecto "INTERREG IV: Valorización dos recursos naturais da bacia hidrográfica do da EHEC.

### Bibliografía

- DOADRIDO I. 2001. Altas y libro rojo de los peces continentales de España. Ministerio de Medio Ambiente y Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid.
- ELVIRA, B. 1995. Conservation status of endemic freshwater fish in Spain. *Biological Conservation*. 72:129–136.
- GRANADO-LORENCIO, C. 2002. *Ecología de peces*. Sevilla. Universidad de Sevilla.
- JUNGE, C.O. & LIBOSVARSKY, J. 1965. Effect of size selectivity on population estimates based on successive removals with electric fishing gear. *Zoologické Listy*. 14: 171-178.
- LELEK, A. 1974. Toward a method of evaluation of fish populations in the streams based on successive fish removals. Proceedings Aviemore Symposium FAo. EIFAC/74/I/Symp-38: 2-8.
- LESLIE, P.H. & DAVIS, D.H. 1939. An attempt to determine the number of rats in a given area. *Journal of Animal Ecology*. 8: 94-113.
- PETERSEN, C. 1892. Fiskenesbiologiske forhold i Holboek Fjor, 1890–1891. Beret. Landbugminist. Dan. Biol. Stn. (Fiskeriberet), 1890 (1891): 121–84
- SEBER, G.A.F. & LECREN, E.D. 1967. Estimating population parameters from catches large relative to the population. *Journal of Animal Ecology*. 36: 631-643.
- SILVA ROMÃO, F. A. 2009. Critical swimming speed of two Iberian cyprinids (*Pseudochondrostoma polylepis* Steindachner, 1865) and (*Squalius carolitertii* Doadrio, 1988). *Tese de mestrado*. Universidade de Évora
- ZIPPIN, C. 1958. The removal method population and estimation. *Journal of Wildlife Management*. 22: 82-90.

## Datos poblacionales y biométricos de la trucha (*Salmo trutta*) en los afluentes de la margen española del Baixo Miño

Sánchez, J.<sup>1,2</sup>, Vieira-Lanero, R.<sup>1</sup>, Servia, M.J.<sup>3</sup>, Barca, S.<sup>1,2</sup>, CoutoO, M.T.<sup>1,2</sup>, Rivas, S.<sup>1,2</sup>, Nachón, D.<sup>1,2</sup>, Silva, S.<sup>1,2</sup>, Gómez-Sande, P.<sup>1,2</sup>, Morquecho, C.<sup>1,2</sup>, Lago, L.<sup>1,2</sup> & Cobo, F.<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Estación de Hidrobiología “Encoro do Con”, Universidade de Santiago de Compostela. Castroagudín s/n, 36617 Vilagarcía de Arousa, Pontevedra, España.

<sup>2</sup>Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Sur s/n, 15782 Santiago de Compostela, España.

<sup>3</sup>Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecoloxía. Facultade de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira s/n. 15008 A Coruña, España.  
e-mail: javier.sanchez@usc.es

### Resumen

Esta comunicación aborda el estudio de los parámetros demográficos y biométricos de las poblaciones de trucha común en 23 localidades de muestreo agrupadas en 14 afluentes de la margen española del Baixo Miño. La presencia de esta especie fue constata en todas las localidades, excepto en los ríos das Udencias (localidad de Monte Aloia) y Louro (localidad de A Gándara). Las poblaciones de trucha común se caracterizaron por presentar densidades muy bajas en las localidades de Ponte Barxas (río Barxas: 0,001 ind/m<sup>2</sup>) y O Rosal (río Tamuxe: 0,045 ind/m<sup>2</sup>) y muy altas como en las localidades de Sobrada (río Furnia: 0,353 ind/m<sup>2</sup>), Veigadana (río Louro: 0,419 ind/m<sup>2</sup>), Estás (río Pego: 0,436 ind/m<sup>2</sup>) y Tui (río Tripes: 0,413 ind/m<sup>2</sup>). En lo referente a la biomasa encontramos resultados muy semejantes, así el rango de biomassas está comprendido entre las muy bajas, como en Mourentán (río Deva: 1,05 g/m<sup>2</sup>), Barrio da Ponte (río Hospital: 1,85 g/m<sup>2</sup>) y O Rosal (río Tamuxe: 1,7 g/m<sup>2</sup>), y las altas, como en Ponte Barxas (río Barxas: 8,16 g/m<sup>2</sup>), Ponte Pintelos (río Deva: 10,18 g/m<sup>2</sup>), Veigadana (río Louro: 9,57 g/m<sup>2</sup>), Estás (río Pego: 14,99 g/m<sup>2</sup>), Ponte de Vide (río Termes: 13,22 g/m<sup>2</sup>) y Abelleira (río Uma: 9,02 g/m<sup>2</sup>).

Las poblaciones de truchas de los afluentes de la margen española del Baixo Miño están dominadas por ejemplares inmaduros, y la escasa abundancia de adultos (edad > 2+) hace pensar en una fuerte presión por pesca. Así, la proporción de juveniles (edad ≤ 1+) oscila entre el 100% en Mourentán (río Deva), Barrio Tomada (río Hospital) y Circos (río Tripes) y el 63,9 % en Devesa (río Tea).

Por otro lado, los valores medios del índice de condición varían entre  $1,1 \pm 0,37$  en el río Tamuxe (localidad de O Rosal) y  $1,28 \pm 0,02$  en el río Pego (localidad de Estás). Finalmente, en esta comunicación también se aportan los datos biométricos de longitud furcal y peso de un total de 992 ejemplares, y la estructura de edad de las poblaciones.

### Introducción

Las poblaciones de truchas se caracterizan porque sus densidades y distribuciones de edad fluctúan a escala espacio-temporal, debido a que en su regulación intervienen tanto factores abióticos como bióticos (ELLIOTT, 1994). Estas fluctuaciones en las poblaciones silvestres se pueden compensar por las bajas tasas reproductoras, el elevado crecimiento, la temprana maduración sexual y la elevada tasa de renovación que presentan los salmonídos. Son poblaciones que están siendo rejuvenecidas rápidamente, en las que sólo unos pocos ejemplares llegan a viejos (MARTÍNEZ & GARCÍA DE JALÓN, 1988; GARCÍA DE JALÓN, 1992). El objetivo de este trabajo es caracterizar poblacional y biométricamente las poblaciones de los afluentes de la margen española del Baixo Miño.

## Material y Métodos

Durante el verano de 2010 se llevó a cabo una campaña de muestreo en los afluentes de la margen española del Baixo Miño, en total se muestrearon 23 localidades agrupadas en 14 afluentes (tabla I y figura 1). En cada estación se realizó un muestreo mediante pesca eléctrica siguiendo la norma UNE-EN 14011:2003(E) (Comité Técnico AEN/TC230 “*Calidad del agua - Muestreo de peces con electricidad*”). El muestreo se realizó de manera semicuantitativa mediante la técnica de pasadas múltiples (3 pasadas) sin devolución por unidad de esfuerzo constante.

Río	Localidad	Estación	Río (cont.)	Localidad (cont.)	Estación (cont.)
Barxas	Ponte Barxas	Bar1	Pego	Estás	Peg1
Caselas	Entenza	Cas1	Ribadil	Ponte Ribadil	Rib1
das Udencias	Pozas da Cabana	Ud 1	Tamuxe	Acevedo	Tam2
Deva	Mourentán	Dev1	Tamuxe	O Rosal	Tam1
Deva	Ponte Pintelos	Dev2	Tea	Devesa	Tea1
Furnia	Furnia	Fur1	Tea	Freixa	Tea2
Furnia	Sobrada	Fur2	Tea	A Ponte	Tea3
Hospital	Barrio da Ponte	Hos1	Tea	Tea	Tea4
Hospital	Barrio Tomada	Hos2	Termes	Ponte de Vide	Ter1
Louro	A Gándara	Lou1	Tripes	Circos	Tri2
Louro	Veigadana	Lou2	Tripes	Tui	Tri1
Miño	Charca de Caldelas	Miñ2	Uma	Abelleira	Uma1

Tabla I. Designación de las localidades de muestreo.

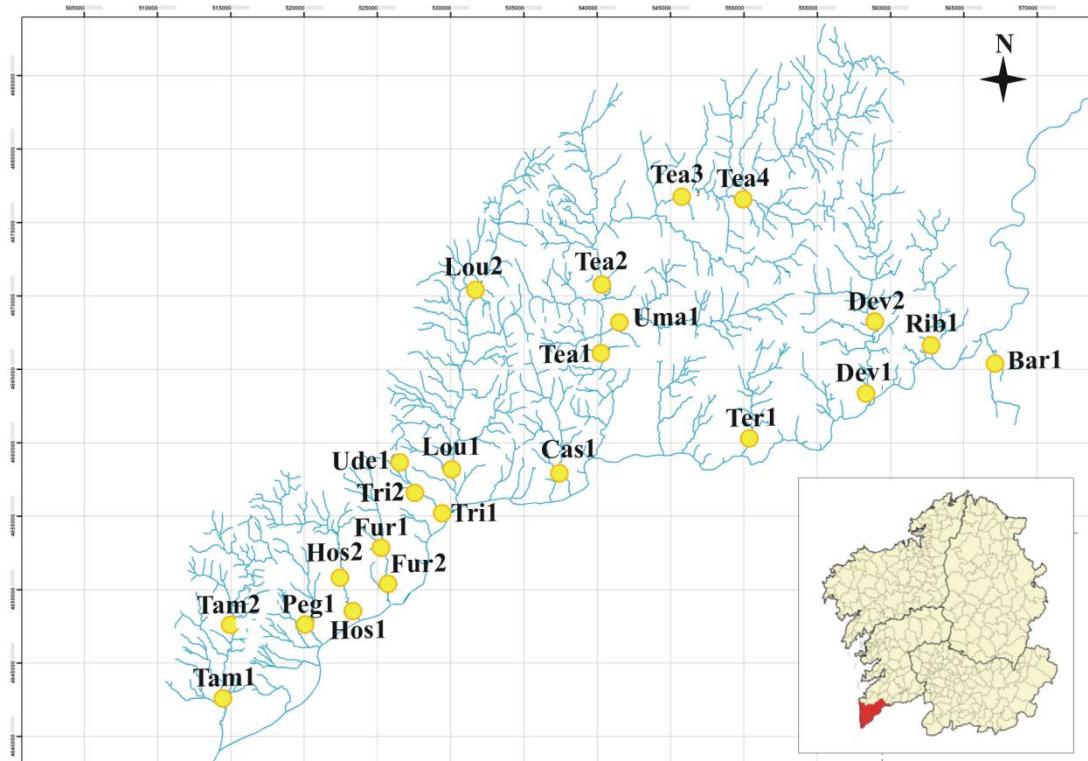


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo.

La densidad poblacional se ha estimado mediante el método de Moran-Zippin (ZIPPIN, 1958; SEBER & LE CREN, 1967). A su vez, se calculó la biomasa total específica, para lo que se empleó el modelo de LESLIE & DAVIS (1939). De cada trucha capturada se registró el peso y la longitud furcal, y se tomó una muestra de escamas. La estructura de la población se fijó en clases de talla de 1 cm y en clases de edad, ajustándola mediante escalimetría y siguiendo el análisis de cohortes por distribución de frecuencias. Además se ha calculado el índice de condición como  $IC=100W/L^3$  siendo  $W$  el peso en gramos y  $L$  la longitud en centímetros). Para analizar los resultados se empleó el paquete estadístico SPSS 16.0. Para el conjunto de la muestra se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis, con objeto de encontrar diferencias significativas en diversas variables, aceptando que esta prueba es estadísticamente significativa siempre que la probabilidad asociada resultara ser menor que 0,05.

Para facilitar la interpretación de los resultados de los valores de densidad y biomasa, y a título orientativo, se han establecido cinco categorías (tabla II) en función de los valores más frecuentemente observados en los ríos de Galicia (Datos propios sin publicar, HERVELLA & CABALLERO, 1999; COBO *et al.*, 2009a,b; SÁNCHEZ, 2009).

<b>Densidades (Nº individuos/m<sup>2</sup>)</b>		<b>Biomassas (g de peso fresco/m<sup>2</sup>)</b>	
Moi altas	> 0,35	Moi altas	> 15
Altas	0,25 – 0,35	Altas	8 – 15
Medias	0,15 – 0,25	Medias	5 – 8
Baixas	0,05 – 0,15	Baixas	2 – 5
Moi baixas	< 0,05	Moi baixas	< 2

Tabla II. Clases de biomasa y densidad de trucha en los ríos de Galicia.

### Resultados y Discusión

En total se han capturado 992 truchas, especie presente en todas las localidades excepto en Ude1 (río das Udencias) y Lou1 (río Louro). La talla media y peso medios ( $\pm$  error típico) de las truchas fue de  $11,4 \pm 0,14$  cm y  $26,9 \pm 1,07$  g, respectivamente. Las características biométricas, por clases de edad y localidad, se muestran en la tabla I. Hemos encontrado diferencias significativas entre los ríos en la longitud furcal media (Kruskal-Wallis;  $p < 0,001$ ), de manera que las truchas del río Caselas (Cas1) son las que presentaron las tallas mayores ( $14,8 \pm 1,12$  cm) y las del río Tripes (Tri1) las menores ( $7,7 \pm 0,37$  cm). En las clases de edad 0+ y 1+ la talla media es diferente entre las localidades, mientras que no existen diferencias significativas en la 2+ (véase tabla II y figura 2). En el caso del peso también existen diferencias significativas entre los ríos estudiados (Kruskal-Wallis;  $p < 0,001$ ), nuevamente el río Caselas (Cas1) presenta el valor más alto ( $52,5 \pm 8,92$  g) y Tripes (Tri1) el más bajo ( $7,8 \pm 2,77$  g). También se han observado diferencias en el peso entre localidades (véase tabla III). Por otro lado, sólo capturó un ejemplar de edad 4+ (31,2 cm y 369 g; río Uma, localidad Uma1).

	0+		1+		2+		3+	
	LF (cm)	P (g)	LF (cm)	P (g)	LF (cm)	P (g)	LF (cm)	P (g)
Bar1	4,8 ± 0,54	1,5 ± 0,47	13,3 ± 0,46	31,7 ± 2,99	24,1 ± 0,10	175,7 ± 5,40	-	-
Cas1	5,1 ± 0,21	1,7 ± 0,24	15,0 ± 0,49	42,9 ± 3,77	20,3 ± 0,87	105,8 ± 16,30	-	-
Dev1	6,2 ± 0,31	2,9 ± 0,51	13,7 ± 0,60	34,3 ± 4,89	-	-	-	-
Dev2	5,1 ± 0,30	1,7 ± 0,17	12,8 ± 0,35	29 ± 2,47	20,7 ± 0,72	114,5 ± 10,91	-	-
Fur1	4,4 ± 0,25	0,9 ± 0,22	11,3 ± 0,36	17,6 ± 1,84	18,3 ± 1,11	73,3 ± 14,19	-	-
Fur2	5,7 ± 0,21	2,3 ± 0,20	12,0 ± 0,30	20,9 ± 1,69	18,7 ± 0,61	71,5 ± 5,55	-	-
Hos1	5,3 ± 0,30	1,9 ± 0,10	12,8 ± 0,56	26,7 ± 3,73	21,3	99	-	-
Hos2	6,4 ± 0,17	3,4 ± 0,22	13,1 ± 0,40	30,9 ± 3,03	-	-	-	-
Lou2	5,8 ± 0,16	2,3 ± 0,21	12,3 ± 0,27	25,8 ± 1,77	21,0 ± 1,50	113,5 ± 23,50	-	-
Peg1	7,1 ± 0,26	4,9 ± 0,59	14,0 ± 0,28	37,7 ± 2,06	21,9 ± 0,78	126,8 ± 12,70	-	-
Rib1	5,1 ± 0,25	1,6 ± 0,22	12,3 ± 0,42	26,4 ± 2,83	18,8 ± 0,25	82 ± 6,01	-	-
Tam1	5,2	1,6	13,0 ± 0,75	26,1 ± 4,92	24	159	-	-
Tam2	6,6 ± 0,83	4,3 ± 1,49	11,8 ± 0,40	20,8 ± 2,38	19,7 ± 1,50	96 ± 18,01	-	-
Tea1	7,7 ± 0,30	5,4 ± 0,64	12,6 ± 0,42	24,2 ± 2,30	19,6 ± 0,96	86 ± 14,5	25,7	212
Tea2	8,4 ± 0,23	6,7 ± 0,65	15,5 ± 0,29	44 ± 2,37	21,3 ± 0,81	166,3 ± 42,84	-	-
Tea3	7,9 ± 0,18	6 ± 0,46	14,7 ± 0,42	40,6 ± 3,28	-	-	28,6	272
Tea4	7,5 ± 0,09	5 ± 0,22	13,9 ± 0,27	31,9 ± 1,97	19,7 ± 0,86	89 ± 14,11	26,7	205
Ter1	5,1 ± 0,12	1,5 ± 0,12	12,4 ± 0,32	25,6 ± 2,16	19,8 ± 0,55	93,5 ± 164,3	24,2 ± 0,15	164,3 ± 7,20
Tri1	7,4 ± 0,16	5 ± 0,30	-	-	21,2	118	-	-
Tri2	5,6 ± 0,14	2 ± 0,22	11,5 ± 0,47	19,1 ± 2,61	-	-	-	-
Uma1	6,7 ± 0,22	3,1 ± 0,38	14,5 ± 0,40	37,7 ± 3,22	20,4 ± 0,66	98,6 ± 7,43	26,6	188

Tabla III. Datos biométricos: longitud furcal (cm) y peso (g) ( $\pm$  error típico) Los datos se muestran por localidad. \*No hay casos válidos suficientes para realizar la prueba de Kruskal-Wallis.

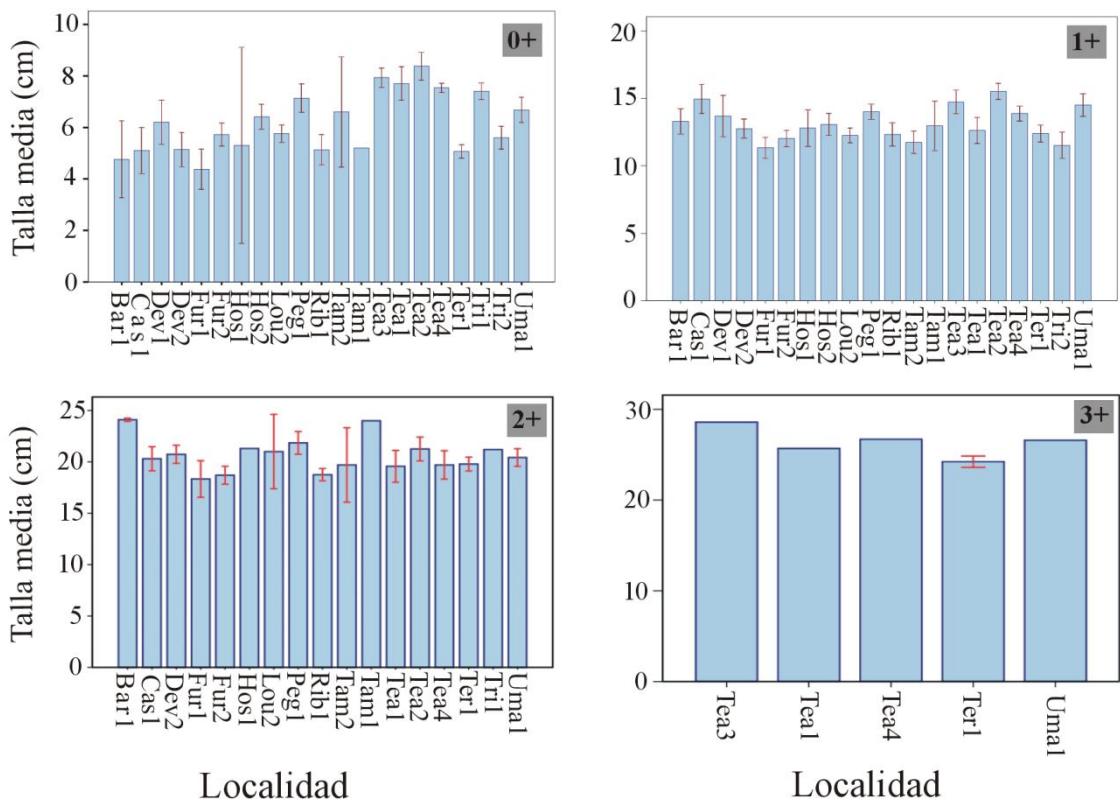


Figura 2. Diagrama de barras de la longitud furcal media (cm) por localidad de muestreo y clase de edad. Se muestran las barras de error.

Las diferencias en el índice de condición son escasas aunque significativas (Kruskal-Wallis;  $p < 0,001$ ). La estación Tam1 (río Tamuxe) presenta el valor medio más bajo ( $1,1 \pm 0,37$ ), mientras que Peg1 (río Pgo) presenta el más alto ( $1,28 \pm 0,02$ ) (Fig.3).

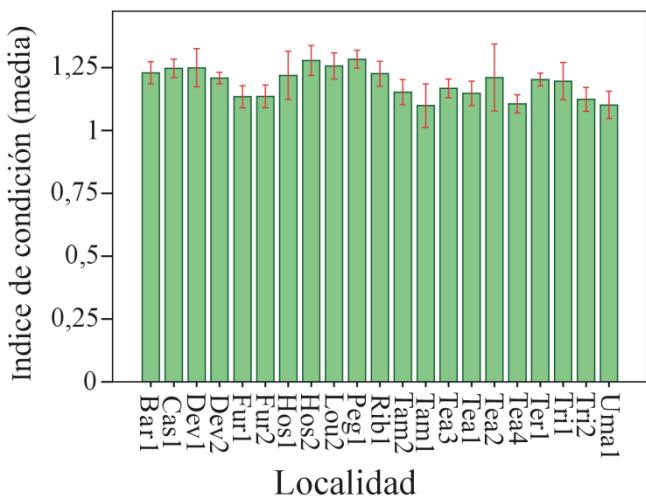


Figura 3. Diagrama de barras del índice de condición por localidad de muestreo. Se representan las barras de error.

Las poblaciones animales son entidades dinámicas en las que las variables poblacionales y biométricas fluctúan en el tiempo y en el espacio (LOBÓN-CERVIÁ, 2007). Así, las dinámicas poblacionales de trucha común en ríos gallegos muestran que la densidad de truchas oscila mucho en la escala espacio-temporal pero que, a grandes rasgos, esta comprendida entre  $0,004$  y  $0,56$  ind/ $m^2$  (HERVELLA & CABALLERO, 1999; COBO *et al.*, 2009a,b; SÁNCHEZ, 2009). Los valores de densidad de trucha obtenidos en este estudio (tabla IV) se hallan dentro del rango encontrado por estos autores, excepto en la localidad Bar1 (río Barxas) donde el valor es inferior ( $0,001$  ind/ $m^2$ ). Así, en función de las categorías establecidas en la tabla II, las poblaciones de trucha común se caracterizaron por presentar densidades entre muy bajas (Bar1 y Tam1) y muy altas (Fur2, Lou2, Peg1 y Tri1). En lo referente a la biomasa encontramos resultados muy semejantes, así el rango de biomassas está comprendido entre muy bajas (Dev1, Hos1 y Tam1) y las altas (Bar1, Dev2, Lou2, Peg1, Ter1 y Uma1).

	Juveniles (%)	Adultos (%)	Densidad (ind/m <sup>2</sup> )	Biomasa (g/m <sup>2</sup> )
Bar1	92,1	7,9	0,001	8,2
Cas1	75	25	0,09	5,2
Dev1	100	0	0,05	1,1
Dev2	86,1	13,9	0,27	10,2
Fur1	85,7	14,3	0,09	2,1
Fur2	93,6	6,4	0,35	6,2
Hos1	88,9	11,1	0,06	1,9
Hos2	100	0	0,27	7,2
Lou1	-	-	-	-
Lou2	97,8	2,2	0,42	9,6
Peg1	95	5	0,44	15,0
Rib1	95,7	4,3	0,22	5,4
Tam1	88,9	11,1	0,05	1,7
Tam2	94,2	5,8	0,17	3,7
Tea1	63,9	36,1	0,09	2,7
Tea2	89,5	10,5	0,09	4,1
Tea3	98	2	0,17	4,4
Tea4	97,5	2,5	0,31	3,7
Ter1	79,4	20,6	0,34	13,2
Tri1	97,6	2,4	0,41	3,2
Tri2	100	0	0,29	4,4
Uma1	83,3	16,7	0,20	9,0

Tabla IV. Densidad, biomasa y porcentaje de adultos por localidad.

Las poblaciones de truchas de los afluentes de la margen española del Baixo Miño están dominadas por ejemplares inmaduros, pues se observa un patrón común a todas las estaciones de muestreo en el que la clase de edad 1+ es la más abundante en la estructura poblacional, excepto en las localidades Tea3, Tea4 y Tri1, donde es la 0+ (figura 4). Además, llama la atención la escasa proporción de ejemplares 0+, cuyo porcentaje es  $\leq 15\%$  en algunas localidades de los ríos Tamuxe, Deva, Hospital, Tripes, Caselas y Barxas. Estas discrepancias probablemente se deban a diferencias espacio-temporales en el reclutamiento, ya que el reclutamiento es el mejor determinante del tamaño poblacional (MENGE, 2000; LOBÓN-CERVIÁ & RINCÓN, 2004). Por otro lado, la escasa abundancia de ejemplares adultos y de gran talla ( $> 2+$ ) puede ser debida a la fuerte presión por pesca a la que están sometidos estos ríos (tabla IV).

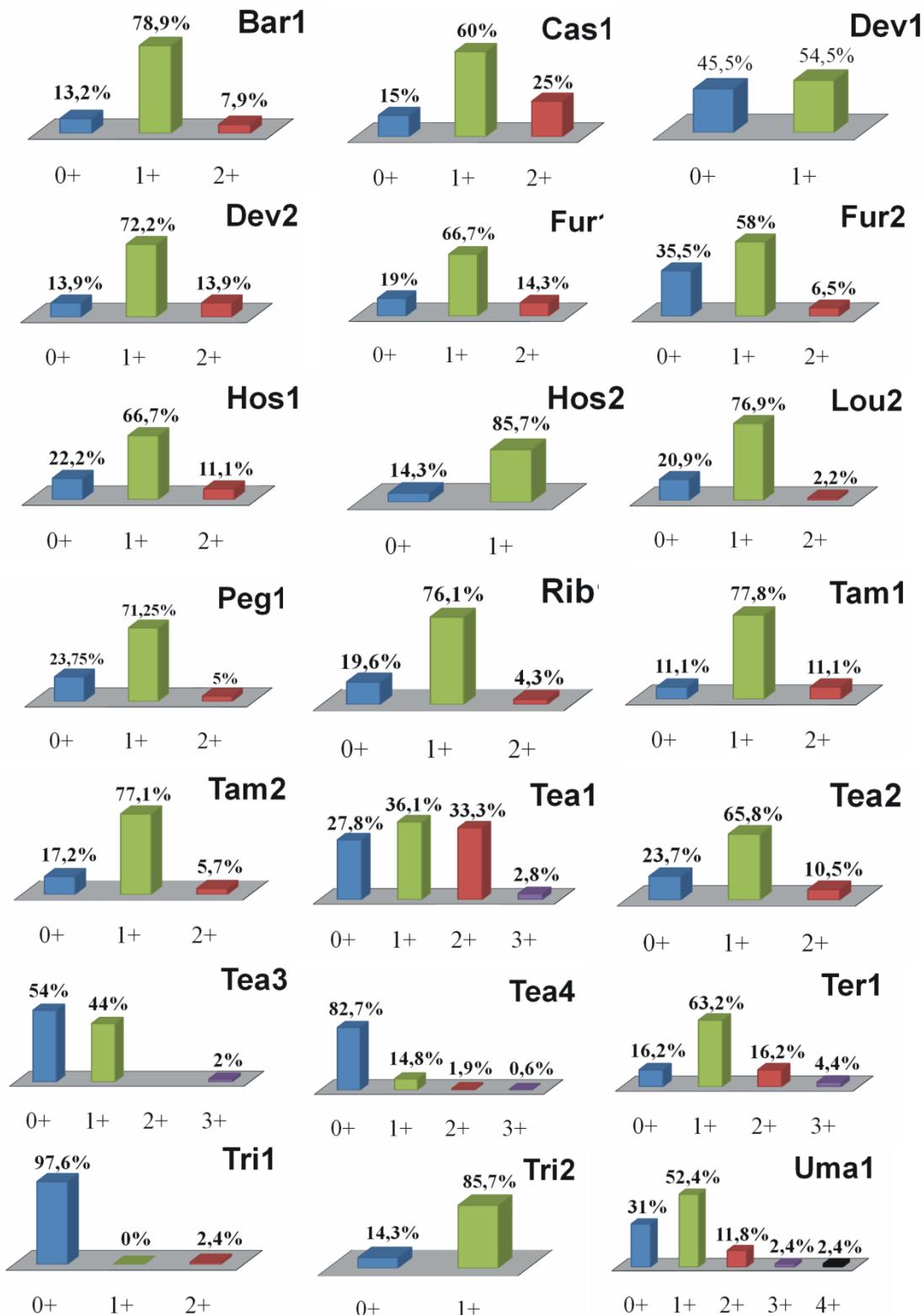


Figura 4. Estructura de edades de las poblaciones de truchas en los afluentes del Baixo Miño.

#### Agradecimientos

Este trabajo fue realizado en las instalaciones de la Estación de Hidrobiología "Encoro do Con" de la USC en Vilagarcía de Arousa con financiación del proyecto "INTERREG IV: Valorización dos recursos naturais da bacia hidrográfica do Miño-Minho".

### Bibliografía

- COBO, F., VIEIRA-LANERO, R., SÁNCHEZ, J., SERVIA, M.J., BARCA, S., COUTO, M., RIVAS, S., SILVA, S., GÓMEZ, P., NACHÓN, D., MORQUECHO, C., COBO, M.C. & LAGO L. (2009a). Determinación del estado de referencia de las aguas superficiales del proyecto de llenado de la mina de Meirama.
- COBO, F., VIEIRA-LANERO, R., SÁNCHEZ, J., SERVIA, M.J., BARCA, S., COUTO, M., RIVAS, S., SILVA, S., GÓMEZ, P., NACHÓN, D.J., MORQUECHO, C., COBO, M.C. & LAGO, L. (2009b). Estudio de la caracterización de la calidad de las aguas de los ríos Mendo y Mandeo (Indicadores Biológicos).
- ELLIOTT, J.M. (1994). *Quantitative ecology and the brown trout*, University Press, Oxford.
- GARCÍA DE JALÓN, D. (1992). Dinámica de las poblaciones piscícolas en los ríos de montaña ibéricos. *Ecología*, 6: 281-296.
- HERVELLA, F. & CABALLERO, P. (1999). Inventario piscícola de los ríos Gallegos, Xunta de Galicia.
- LESLIE, P.H. & DAVIS, D.H. (1939). An attempt to determine the number of rats in a given area. *J. Animal. Ecol.*, 8: 94-113.
- LOBÓN-CERVÍA, J. & RINCÓN, P. (2004). Environmental determinants of recruitment and their influence on the population dynamics of stream-living brown trout *Salmo trutta*. *Oikos*, 105: 641-646.
- LOBÓN-CERVÍA, J. (2007). Numerical changes in stream-resident brown trout (*Salmo trutta*): uncovering the roles of density-dependent and density-independent factors across space and time. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 64: 1429-1447.
- MARTÍNEZ, J. & GARCÍA DE JALÓN, D. (1988). Estudio de las poblaciones trucheras del río Tormes. *Ecología*, 2: 303-313.
- MENGE, B.A. (2000). Recruitment vs postrecruitment processes as determinants of barnacle population abundance. *Ecol. Monogr.*, 70: 265-288.
- PETERSEN, C. 1892. Fiskenesbiologiske forhold i Holboek Fjor, 1890–1891. Beret.Landbugminist. Dan.Biol.Stn.(Fiskeriberet), 1890 (1891): 121–84
- SÁNCHEZ, J. (2009). Biología de la alimentación de la trucha común (*Salmo trutta* Linné, 1758) en los ríos de Galicia. Tesis doctoral, Universidad de Santiago de Compostela.
- SEBER, G.A.F. & LECREN, E.D. (1967). Estimating population parameters from catches large relative to the population. *J. Anim. Ecol.*, 36: 631-643.
- ZIPPIN, C. (1958). The removal method population and estimation. *J. Wildl. Mgmt.* 22: 82-90.

## **Alterações climáticas nas zonas costeiras: Requisitos para uma avaliação de vulnerabilidade do estuário do Rio Minho**

Rute Pinto<sup>1</sup> • Joana Campos<sup>1</sup> • Filomena Cardoso Martins<sup>2</sup>

<sup>1</sup>CIMAR/CIIMAR – Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental – Universidade do Porto, Rua dos Bragas 289, 4050-123 Porto, Portugal

E-mail: [fiuza.rute@gmail.com](mailto:fiuza.rute@gmail.com)

<sup>2</sup> CESAM – Centro de Estudos do Ambiente e do Mar – Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal

### **Resumo**

As alterações climáticas representam uma expressão do impacto das acções humanas na Terra. A prevista subida do nível do mar, em resultado do aquecimento global, irá afectar as zonas costeiras de todo mundo, podendo ter efeitos extremamente prejudiciais. A zona costeira, enquanto interface entre a terra e o mar, constitui um espaço único de vital importância como cenário de acção de forças extremamente poderosas e de processos excepcionalmente complexos e diversos. Ecossistemas costeiros tais como os estuários são habitats especiais para recursos biológicos. Contudo, pelo seu elevado valor natural, representam também pontos de atracção para o desenvolvimento de actividades socioeconómicas e, em resultado, constituem áreas frágeis susceptíveis a vários tipos de ameaças. Devido aos perigos relacionados com as alterações climáticas e o nível do mar, estes ecossistemas costeiros estarão expostos a riscos crescentes. A gama de potenciais forças indutoras (estímulos) de impactos decorrentes das alterações climáticas terá significativas variações regionais, pelo que os impactos serão o resultado da interacção entre essas forças e outras de acordo com as especificidades do contexto local. Neste sentido, a implementação de acções para reduzir a vulnerabilidade às alterações climáticas depende, à partida, da construção do entendimento sobre a interacção entre as forças indutoras relacionadas com o clima com outros tipos de indutores biofísicos, socioeconómicos e legais-institucionais de cariz local, os quais contribuem para essa vulnerabilidade. Esta construção pode ser conseguida através de uma avaliação de vulnerabilidade às alterações climáticas. Neste artigo apresenta-se um “guia” de requisitos dos dados para uma “completa” avaliação de vulnerabilidade do estuário do Rio Minho, localizado na costa Noroeste de Portugal, usando uma base de dados SIG como ferramenta de apoio para recolher, armazenar, analisar e representar espacialmente indicadores de vulnerabilidade. A avaliação de vulnerabilidade deve representar o primeiro passo para a formulação de medidas de adaptação a serem integradas nos instrumentos de gestão territorial que abrangem o estuário no sentido de, pro-activamente, gerir os possíveis efeitos das alterações climáticas no estuário do rio Minho e também contribuir para a gestão integrada da zona costeira.

**Palavras-chave** Alterações Climáticas, Zona Costeira, Estuário, Vulnerabilidade, Sistema de Informação Geográfica (SIG), Gestão Integrada da Zona Costeira (GIZC)

### **Introdução**

As alterações climáticas constituem uma ameaça aos valores naturais, sociais e económicos das zonas costeiras. A vulnerabilidade às alterações climáticas representa a propensão para os sistemas naturais e humanos sofrerem danos e a sua capacidade para responder às pressões impostas como resultado dos efeitos das alterações climáticas.

O objectivo de uma avaliação de vulnerabilidade é obter informação sobre a natureza da vulnerabilidade e respectivos componentes e determinantes. Ao mesmo tempo, visa auxiliar os decisores para darem uma resposta adequada aos desafios das alterações climáticas.

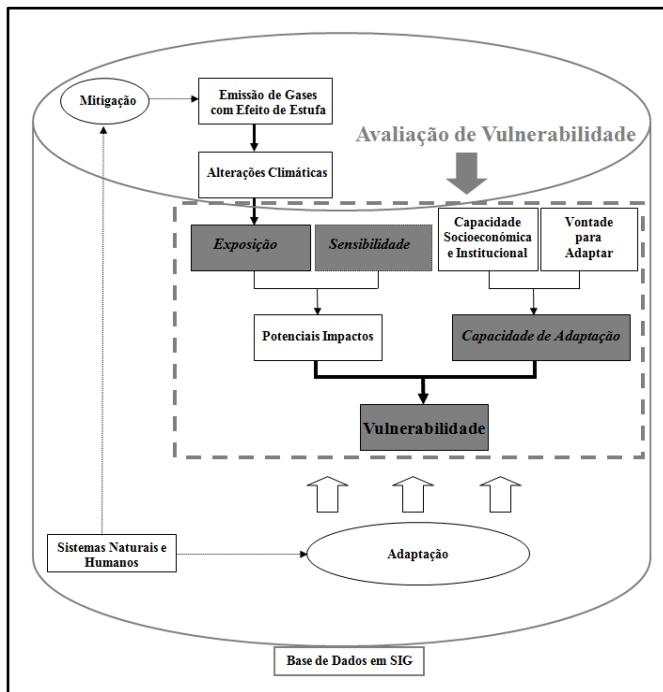
Entre os ecossistemas costeiros mais susceptíveis encontram-se os estuários pelo que, actualmente, a gestão dos estuários encontra-se focada nos efeitos das alterações climáticas (Townend, 2002) pois a compreensão e a redução da vulnerabilidade depende não só das projecções dos potenciais impactos mas também do maior conhecimento do contexto do problema, nomeadamente dos aspectos biofísicos, sociais, económicos e legais-institucionais locais.

### **Avaliação de vulnerabilidade do estuário do Rio Minho**

O Painel Intergovernamental para as Alterações Climáticas (IPCC, 2007a) definiu *vulnerabilidade* como *o grau em que um sistema é suscetível a, ou incapaz de lidar com, efeitos adversos das alterações climáticas, incluindo a variabilidade climática e os extremos*. A vulnerabilidade é uma função do carácter, magnitude e taxa de variação climática ao qual um sistema está exposto, a sua sensibilidade e a sua capacidade de adaptação.

Várias metodologias têm sido desenvolvidas para avaliações de vulnerabilidade de zonas costeiras às alterações climáticas (IPCC, 1992; Kay e Waterman, 1993; Voice et al., 2006; Harvey e Woodroffe, 2008), as quais mantêm em comum os seguintes quatro elementos: 1) *a definição da área de estudo em termos de escala espacial e temporal*; 2) *a recolha de informação biofísica, socioeconómica e legal-institucional*; 3) *a avaliação de vulnerabilidade em termos qualitativos e quantitativos*; e 4) *as opções de resposta através da formulação de estratégias de gestão*.

A melhor forma de organizar a informação para uma “completa” avaliação de vulnerabilidade, a ser utilizada por vários modelos de análise, é através de uma base de dados em Sistema de Informação Geográfica (SIG) (**Figura 1**), a qual permite recolher, armazenar, analisar e visualizar dados espaciais, de diferentes tipos, formatos e fontes, constituindo uma ferramenta essencial de apoio na avaliação de vulnerabilidade às alterações climáticas, bem como às decisões para a gestão adequada dos seus impactos.



**Figura 1** Integração dos elementos da avaliação de vulnerabilidade numa base de dados em SIG

Na **Tabela 1** apresentam-se, genericamente, os principais factores que devem ser considerados numa avaliação de vulnerabilidade às alterações climáticas do estuário do Rio Minho, nomeadamente as projecções climáticas e do nível do mar (IPCC, 2000; Parry, 2000; Christensen, 2005; Santos e Miranda, 2006; IPCC, 2007a; IPCC, 2007b), as características gerais do estuário e os potenciais impactos (Dias e Taborda, 1988; Ferreira e Dias, 1991; Alves, 1996; INAG, 2001; Sousa et al., 2005; Santos e Miranda, 2006; Andrade et al., 2007; Carneiro, 2007; Ferreira et al., 2008; ICNB, 2008; Sousa et al., 2008; CE, 2009; Coelho et al., 2009).

**Tabela 1** Principais factores indutores de alterações climáticas, características gerais e potenciais impactos a considerar numa avaliação de vulnerabilidade do estuário do Rio Minho

Factor indutor de alteração climática (estímulos climáticos)	Características gerais	Potenciais impactos
Aumento da temperatura do ar sazonal até 5 °C	- Aproximadamente 40 km de comprimento (até onde se estende a influência das marés) e largura máxima de pouco mais de 2 km  - Baixas formações rochosas	- Aumento da temperatura da água  - Aumento das tempestades – alterações na direcção e força das ondas e tempestades
Em geral, diminuição da precipitação até 50 mm no Inverno e entre 50 e 100 mm nas outras estações. No entanto, devido a aumentos no número de dias de precipitação forte (acima de 10 mm/dia), pode haver um aumento na precipitação durante o Inverno	- Preenchimento sedimentar bastante avançado  - Habitats húmidos de elevada importância ecológica (matas ripícolas, comunidades permanentes de leitos de cheia rochosos, juncais e sapais) e zona estuarina de cariz atlântico  - Habitat para inúmeras espécies migradoras de aves	- Aumento das incursões de salinidade  - Aceleração da erosão da linha de costa  - Alterações nos padrões climáticos – ocorrência de mais eventos extremos, tais como cheias, inundações e ondas de calor  - Alterações nos padrões hidrológicos – alterações na precipitação, no caudal, no escoamento e na turbidez
Subida do nível médio do mar até 1 m	- Alta produtividade, servindo como local de refúgio para a reprodução e alimentação de espécies de peixe marinhas, migradoras e de água doce  - Área da bacia hidrográfica do Rio Minho com maior densidade populacional, boas acessibilidades e diversas actividades económicas	- Cheias rápidas e inundações de zonas húmidas e terrenos em áreas baixas  - Escassez de água doce (devido a períodos prolongados e mais intensos de secas)

	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Cheias sobretudo causadas pela simultaneidade de maré alta e intenso caudal gerado nos afluentes do Rio Minho</li>   <li>- Apenas os instrumentos de gestão territorial mais recentes somente referem a necessidade de avaliar a vulnerabilidade às alterações climáticas e respectivos potenciais impactos (ainda não contemplam medidas específicas de adaptação às alterações climáticas)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Perda ou deslocamento de habitats/ecossistemas</li>   <li>- Alterações no uso do solo e no ordenamento e gestão do território</li> </ul>
--	--	---

Os tipos de dados necessários, os formatos pretendidos, os métodos de avaliação e algumas das potenciais fontes a serem considerados numa “completa” avaliação de vulnerabilidade são apresentados na **Tabela 2**. Os dados requeridos representam indicadores para avaliar a exposição, a sensibilidade e a capacidade de adaptação às alterações climáticas do estuário do Rio Minho, alguns dos quais foram já validados em outros estudos (IPCC, 1992; Alves, 1996; Tobin e Montz, 1997; Zeidler, 1997; Nicholls et al., 1999; Behnen, 2000; IPCC, 2000; Salm et al., 2000; Thumerer et al., 2000; Nicholls, 2002; Green e King, 2004; Preston, 2004; Christensen, 2005; Szlafsztein, 2005; Hinkel e Klein, 2006; Kaiser, 2006; Nicholls e Tol, 2006; Santos e Miranda, 2006; Voice et al., 2006; Wilby et al., 2006; CSO, 2007; IPCC, 2007b; Pinho et al., 2007; Schleupner, 2007; Sheaves et al., 2007; Szlafsztein e Sterr, 2007; Chatterjee et al., 2008; Harvey e Woodroffe, 2008; Kuleli et al., 2009; Özyurt e Ergín, 2009) e outros encontram-se em desenvolvimento e validação.

**Tabela 2** Tipos, formatos, métodos e potenciais fontes de dados para uma “completa” avaliação de vulnerabilidade às alterações climáticas do estuário do Rio Minho

Tipos de dados necessários		Formatos pretendidos dos dados	Métodos de avaliação de impactos	Potenciais fontes dos dados
Projecções de alterações climáticas e de subida do nível do mar	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Temperatura do ar</li> <li>- Precipitação</li> <li>- Nível do mar</li> </ul>			
Administrativos Legais	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Limites administrativos</li> <li>- Toponímia</li> </ul>			
Geográficos e Geológicos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Topografia: <ul style="list-style-type: none"> <li>- Altimetria</li> <li>- Batimetria (incluindo a topografia do fundo)</li> <li>- Relevo: declives e exposição solar</li> </ul> </li> <li>- Climatologia: <ul style="list-style-type: none"> <li>- Temperatura (séries de dados: médias diárias, mensais, anuais e sazonais)</li> <li>- Precipitação (séries de dados: médias diárias, mensais, anuais e sazonais)</li> <li>- Vento (séries de dados: médias diárias, mensais, anuais e sazonais)</li> <li>- Humidade (séries de dados)</li> <li>- Radiação (séries de dados)</li> <li>- Pressão atmosférica (séries de dados)</li> <li>- NAO (<i>North Atlantic Oscillation</i> – Oscilação do Atlântico Norte) (padrões da NAO)</li> <li>- Eventos climáticos extremos (séries históricas de dados temporais e espaciais: magnitude/intensidade, frequência, duração, extensão, tipo de danos, etc.): tempestades, ondas de calor, secas, incêndios florestais, cheias, cheias rápidas e inundações</li> </ul> </li> <li>- Hidrografia: <ul style="list-style-type: none"> <li>- Rede hidrográfica</li> <li>- Limites e áreas da bacia hidrográfica e sub-bacias</li> <li>- Limites do estuário</li> </ul> </li> <li>- Geologia: <ul style="list-style-type: none"> <li>- Tipo de formações geológicas</li> <li>- Tipo de solos (incluindo o tipo de fundo do estuário)</li> <li>- Tipo, propriedades e distribuição de sedimentos e taxas de sedimentação</li> </ul> </li> <li>- Geomorfologia: <ul style="list-style-type: none"> <li>- Características do relevo</li> <li>- Características do estuário dominado por marés: zonas supratidal, intertidal e subtidal</li> <li>- Dinâmica da zona intertidal/evolução das alterações na zona intertidal em resposta às alterações no nível do mar (séries de dados temporais e espaciais)</li> <li>- Extensão e migração das zonas húmidas (séries de dados temporais e espaciais)</li> <li>- Acreção (séries de dados temporais e espaciais) e erosão (séries de dados temporais e espaciais)</li> <li>- Dinâmica costeira/evolução das alterações da linha de costa (séries de dados temporais e espaciais)</li> </ul> </li> </ul>	<p><b>Dados vectoriais:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Pontos</li> <li>- Linhas</li> <li>- Polígonos</li> </ul> <p><b>Dados raster:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Fotografias aéreas e ortofotomapas (séries históricas – alta resolução)</li> <li>- Imagens de satélite (séries históricas – alta resolução)</li> <li>- Fotografias</li> </ul> <p><b>Dados alfanuméricos:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Tabelas</li> <li>- Textos</li> </ul>	<p>Projecções locais de estímulos climáticos: refinamento espacial (<i>downscaling</i>) para a escala regional combinada com modelação climática à mesoescala e modelação oceânica costeira</p> <p>Modelação oceano-atmosfera</p> <p>Modelação oceanica</p> <p>Modelação das ondas</p> <p>Modelação climática</p> <p>Modelação da inundaçao e do prisma de maré</p> <p>Modelação das tempestades</p> <p>Modelação da erosão</p> <p>Modelação da qualidade da água</p> <p>Modelação hidrodinâmica</p> <p>Modelação hidráulica</p> <p>Modelação hidrológica</p> <p>Modelação do caudal ambiental</p> <p>Modelação ecológica</p> <p>Modelação socioeconómica</p> <p>Modelação político-institucional</p> <p>Modelação espacial/ordenamento do território</p> <p>Outros tipos de</p>	<p>Painel Intergovernamental para as Alterações Climáticas (IPCC) – Projeções de Modelos Globais</p> <p>Universidades e Centros de Investigação – Projeções de Modelos Regionais (por exemplo, dos Projectos PRUDENCE e SIAM)</p> <p>Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (CIIMAR)</p> <p>Instituto Nacional de Estatística (INE)</p> <p>Autoridade Nacional de Protecção Civil (ANPC) – Comando Distrital de Operações de Socorro de Viana do Castelo</p> <p>Turismo de Portugal (IP)</p> <p>Instituto Geográfico Português (IGP)</p> <p>Instituto Geográfico do Exército (IGeO)</p> <p>Instituto Hidrográfico (IH)</p> <p>Instituto da Água (INAG)</p> <p>Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade (ICNB)</p> <p>Instituto Português de Arqueologia (IPA)</p>
Químicos, Físicos e Hidrológicos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Metabolismo da comunidade:</li> <li>- Oxigénio dissolvido (OD)</li> <li>- Carência biológica de oxigénio (CBO)</li> <li>- Nutrientes:</li> <li>- Fósforo total</li> <li>- Nitrogénio total</li> <li>- Salinidade:</li> <li>- Gradiente de salinidade</li> <li>- Distribuição da salinidade: horizontal, vertical, nas marés e sazonal</li> <li>- Alterações de salinidade: nível e extensão das intrusões salinas</li> <li>- Qualidade:</li> <li>- Sólidos suspensos totais (SST)</li> <li>- Conduтивidade</li> <li>- Turbidez</li> <li>- Clorofila a (Chl-a)</li> <li>- Carbono orgânico dissolvido (COD)</li> <li>- Patogénicos</li> <li>- Bioindicadores</li> <li>- Temperatura:</li> </ul>			

## V Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho

	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Temperatura da água de superfície e de fundo do rio</li> <li>- Temperatura da água de superfície e de fundo do mar</li> <li>- Variação da temperatura da água desde o ensombramento</li> <li>- <b>Química geral:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Níveis de pH</li> <li>- Pressão parcial de dióxido de carbono (PCO<sub>2</sub>)</li> <li>- Potencial de oxidação e redução</li> <li>- Tóxicos: óleo, herbicidas, pesticidas, metais pesados, compostos industriais e plásticos</li> </ul> </li> <li>- <b>Mare:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Amplitude média, velocidade e direcção das marés</li> <li>- Extensão do substrato exposto e inundado nas marés – zona intertidal</li> <li>- Nível da água com as marés</li> </ul> </li> <li>- <b>Correntes</b> (circulação oceânica junto à costa): <ul style="list-style-type: none"> <li>- Periodicidade, velocidade e direcção das correntes</li> </ul> </li> <li>- <b>Ondas:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Altura, amplitude média, velocidade e direcção das ondas</li> </ul> </li> <li>- <b>Nível do mar:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Medidas do nível do mar (séries de dados históricos)</li> </ul> </li> <li>- <b>Caudal:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Quantidade e sazonalidade dos caudais</li> <li>- Profundidade, nível e velocidade da água</li> <li>- Caudais de cheias (1 ano; 10 anos; 50 anos; 100 anos; 1000 anos)</li> </ul> </li> <li>- <b>Escoamento:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Quantidade de escoamento superficial e subterrâneo</li> </ul> </li> </ul>	modelação, etc.	Agência Portuguesa do Ambiente (APA)
			Laboratório Nacional de Energia e Geologia (LNEG)
			Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC)
			Direcção-Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano (DGOTU)
			Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte (CCDRN)
			Direcção Regional de Florestas do Norte (DRFN)
			Direcção Regional de Agricultura e Pescas do Norte (DRAPN)
			Câmara Municipal de Caminha
			Câmara Municipal de Vila Nova de Cerveira
			Aquamuseu do Rio Minho
			Câmara Municipal de Valença
			Outras fontes, etc.
<b>Biológicos</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- <b>Habitats</b> (séries de dados temporais e espaciais): <ul style="list-style-type: none"> <li>- Tipo, diversidade, distribuição, tamanho, limites, intersecção, tamanho da mancha, dinâmica, conectividade e disponibilidade</li> <li>- % de habitats costeiros chave</li> <li>- % de espécies chave</li> <li>- % de espécies nativas</li> </ul> </li> <li>- <b>Flora</b> (séries de dados temporais e espaciais): <ul style="list-style-type: none"> <li>- Tipo, distribuição, diversidade, abundância das espécies e ameaças</li> <li>- % de vegetação nativa</li> </ul> </li> <li>- <b>Fauna</b> (séries de dados temporais e espaciais): <ul style="list-style-type: none"> <li>- Tipo, distribuição, diversidade, abundância das espécies e ameaças</li> <li>- Identificação localização de viveiros</li> </ul> </li> <li>- <b>Biodiversidade</b> (séries de dados temporais e espaciais): <ul style="list-style-type: none"> <li>- Índices de biodiversidade: riqueza e diversidade</li> <li>- Tipo e distribuição de espécies invasoras</li> <li>- Migração e perda de ecossistemas</li> </ul> </li> <li>- <b>Áreas de protecção:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Áreas Protegidas</li> <li>- Rede Natura 2000:</li> <li>- Sítio de Importância Comunitária (SIC) <i>Litoral Norte</i></li> <li>- Sítio de Importância Comunitária (SIC) <i>Rio Minho</i></li> <li>- Zona de Protecção Especial (ZPE) <i>Estuário dos Rios Minho e Coura</i></li> <li>- % de espécies raras protegidas</li> <li>- % de área protegida</li> <li>- % de área ecológica intacta</li> <li>- % de área gerida</li> <li>- % de ecossistemas protegidos perdidos</li> </ul> </li> </ul>		
<b>Socioeconómicos</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Património cultural</li> <li>- Estabelecimentos humanos (Vilas e cidades)</li> <li>- Uso e cobertura do solo: <ul style="list-style-type: none"> <li>- Tipo de uso do solo</li> <li>- Tipo de cobertura do solo</li> <li>- <i>Solo em perda:</i> área de solo que pode ser perdida devido à subida do nível do mar</li> <li>- <i>Zona húmida em perda:</i> zona húmida que pode ser perdida devido à subida do nível do mar</li> </ul> </li> <li>- Infra-estruturas: <ul style="list-style-type: none"> <li>- Tipo e distribuição de infra-estruturas de: transportes, agricultura, floresta, pesca, aquacultura, turismo, desporto, náutica, recreio, hidráulicas, abastecimento e tratamento de água, protecção e defesa costeira (incluindo custos), protecção de cheias/inundações (incluindo custos), etc.</li> </ul> </li> </ul>		

## V Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho

	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Densidade de infra-estruturas</li> <li>- Fontes de poluição</li> <li>- População e actividades económicas:           <ul style="list-style-type: none"> <li>- N.º de habitantes</li> <li>- N.º de habitantes/km<sup>2</sup></li> <li>- N.º de habitantes por sexo</li> <li>- Nível de instrução da população: população por sexo e literacia, taxa de iliteracia, etc.</li> <li>- Estrutura etária da população: idade média da população, população com menos de 14 anos, população acima de 65, taxa de dependência de jovens e idosos, taxa de envelhecimento, etc.</li> <li>- N.º de habitantes/km<sup>2</sup> nas freguesias adjacentes ao estuário</li> <li>- N.º de habitantes no Domínio Público Hídrico e em áreas ameaçadas pelo mar e por cheias e inundações</li> <li>- N.º de habitantes em risco segundo o número médio anual de pessoas vítimas de inundações provocadas por tempestades (conjugação de marés altas com grandes caudais) num ano típico, incluindo a influência de estruturas de defesa marítimas</li> <li>- N.º de habitantes que vivem na zona de perigo – o número de pessoas que vivem abaixo do nível de tempestade de 100 ou 1000 anos – ou seja, a população potencialmente em risco de inundação por tempestades (conjugação de marés altas com grandes caudais), ignorando as estruturas de defesa marítimas</li> <li>- N.º de habitantes nas áreas mais vulneráveis à subida do nível do mar, abaixo do nível dos 10 m</li> <li>- Salário médio da população</li> <li>- Taxa de actividade da população</li> <li>- População por actividades económicas</li> <li>- Produto interno bruto (PIB) per capita</li> <li>- Produto interno bruto (PIB) por actividades económicas</li> <li>- Principais actividades económicas relacionadas com o estuário</li> <li>- Tipo de actividades económicas no Domínio Público Hídrico e em áreas ameaçadas pelo mar e por cheias e inundações</li> <li>- N.º de edifícios no Domínio Público Hídrico e em áreas ameaçadas pelo mar e por cheias e inundações</li> <li>- N.º de edifícios sensíveis (DL. 115/10, 22/10/10 – I Série: 4757-4764) em áreas ameaçadas pelo mar e por cheias e inundações</li> <li>- Tipo de usos dos edifícios (residencial, comercial e serviços) no Domínio Público Hídrico e em áreas ameaçadas pelo mar e por cheias e inundações</li> <li>- Tipo de usos dos edifícios sensíveis (residencial, comercial e serviços) (DL. 115/10, 22/10/10 – I Série: 4757-4764) em áreas ameaçadas pelo mar e por cheias e inundações</li> <li>- N.º de edifícios em risco segundo o número médio anual de edifícios inundados por tempestades (conjugação de marés altas com grandes caudais) num ano típico, incluindo a influência de estruturas de defesa marítimas</li> <li>- Tipo de usos dos edifícios (residencial, comercial e serviços) em risco segundo o número médio anual de edifícios inundados por tempestades (conjugação de marés altas com grandes caudais) num ano típico, incluindo a influência de estruturas de defesa marítimas</li> <li>- N.º de edifícios na zona de perigo – número de edifícios existentes abaixo do nível de tempestade (conjugação de marés altas com grandes caudais) de 100 ou 1000 anos – ou seja, os edifícios potencialmente em risco de inundação por tempestades, ignorando as estruturas de defesa marítimas</li> <li>- Tipo de usos dos edifícios (residencial, comercial e serviços) na zona de perigo – número de edifícios existentes abaixo do nível de tempestade (conjugação de marés altas com grandes caudais) de 100 ou 1000 anos – ou seja, os edifícios potencialmente em risco de inundação por tempestades, ignorando as estruturas de defesa marítimas</li> <li>- N.º de edifícios nas áreas mais vulneráveis à subida do nível do mar, abaixo do nível dos 10 m</li> <li>- Tipo de usos dos edifícios (residencial, comercial e serviços) nas áreas mais vulneráveis à subida do nível do mar, abaixo do nível dos 10 m</li> <li>- Perda de valor do capital: o valor de mercado das infra-estruturas que podem ser perdidas devido à subida do nível do mar</li> <li>- Custos de adaptação: os custos da adaptação à subida do nível do mar, com particular ênfase na protecção</li> <li>- Área no Domínio Público Hídrico (km<sup>2</sup>)</li> <li>- Área das áreas ameaçadas pelo mar e por cheias e inundações (km<sup>2</sup>)</li> <li>- Área das cheias num ano típico (km<sup>2</sup>)</li> <li>- Área da zona de perigo abaixo do nível de tempestade (conjugação de marés altas com grandes caudais) de 100 ou 1000 anos (km<sup>2</sup>)</li> <li>- Área entre 0-10 m (km<sup>2</sup>)</li> <li>- Capacidade de adaptação social:           <ul style="list-style-type: none"> <li>- Percepção do risco e sensibilização dos indivíduos, comunidades e decisores</li> <li>- Vontade dos indivíduos, comunidades e decisores para se adaptar</li> </ul> </li> </ul> </li> </ul>		
Planeamento e Gestão	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Capacidade de adaptação política e institucional:           <ul style="list-style-type: none"> <li>- Preparação das políticas, instrumentos de gestão territorial e instituições</li> <li>- Vontade das instituições para se adaptar</li> </ul> </li> <li>- Áreas de intervenção dos instrumentos de gestão territorial:           <ul style="list-style-type: none"> <li>- Plano de Ordenamento da Orla Costeira (POOC) de Caminha a Espinho: abrange uma <i>zona terrestre de protecção</i> cuja largura máxima não excede os 500 m contados da linha que limita a margem de águas do mar e uma <i>faixa marítima de protecção</i> que tem como limite máximo a batimétrica -30 (RCM. 25/99, 07/04/99 – I Série B: 1867-1889; D. 22620/09, 14/10/09 – II Série: 41546-41547)</li> <li>- Plano de Ordenamento do Estuário (POE) do Rio Minho (a ser elaborado): deve abranger o estuário e a orla estuarina, incluindo as águas de transição, seus leitos e margens e uma zona terrestre de protecção até um máximo de 500 m contados a partir da margem (DL. 129/08, 21/07/08 – I Série: 4507-4510)</li> <li>- Plano de Ordenamento do Espaço Marítimo (em elaboração): deve abranger as áreas marítimas sob soberania e jurisdição portuguesa, entre a linha de máxima preia-mar de águas vivas equinociais (limite interior) e o limite da Zona Económica Exclusiva (ZEE) (limite exterior) (D. 32277/08, 18/12/08 – II Série: 50546-50547)</li> <li>- Planos de Gestão de Regiões Hidrográficas do Norte – Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas do Minho e Lima (em elaboração): deve abranger as bacias hidrográficas dos Rios Minho, Lima, Ancora e Neiva, ribeiras da costa e espaços entre estas bacias (D. 18202/09, 06/08/09 – II Série: 31521-31522)</li> </ul> </li> </ul>		

## V Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho

<ul style="list-style-type: none"> <li>- <i>Planos de Gestão dos Riscos de Inundação (internacionais ou nacionais) (a serem elaborados): devem abranger as áreas onde existe risco potencial significativo de inundações (DL. 115/10, 22/10/10 – I Série: 4757-4764)</i></li> <li>- Plano de Bacia Hidrográfica (PBH) do Minho: abrange a bacia hidrográfica do Rio Minho localizada em Portugal (DR. 17/01, 05/12/01 – II Série B: 7816-7817)</li> <li>- Plano Sectorial da Rede Natura 2000 [RCM. 115-A/08, 21/07/08 – I Série: 4536(2)-4536(451)];</li> <li>- Sítio de Importância Comunitária (SIC) <i>Litoral Norte</i>: abrange uma área de 2540 ha (2048 ha de área terrestre e 492 ha de área marinha) (RCM. 76/00, 05/07/00 – I Série B: 2933-2944)</li> <li>- Sítio de Importância Comunitária (SIC) <i>Rio Minho</i>: abrange uma área de 4554 ha (RCM. 142/97, 28/08/97 – I Série B: 4462-4475)</li> <li>- Zona de Protecção Especial (ZPE) <i>Estuário dos Rios Minho e Coura</i>: abrange uma área de 3393 ha (3081 ha de área terrestre e 312 ha de área marinha) [DL. 384-B/99, 23/09/99 – I Série A: 6644(2)-6644(23)]</li> <li>- Plano de Ordenamento Florestal (PROF) do Alto Minho: abrange a área total dos concelhos do Alto Minho (DR. 16/07, 28/03/07 – I Série: 1783-1808)</li> <li>- Plano Regional de Ordenamento do Território (PROT) do Norte: abrange a área total da Região Norte (RCM. 29/06, 23/03/06 – I Série B: 2188-2191)</li> <li>- Planos Municipais de Ordenamento do Território (PMOT) (incluindo Plano Director Municipal, Planos de Urbanização e Planos de Pormenor) de Caminha: abrangem a área total do concelho de Caminha (RCM. 158/95, 21/11/95 – I Série B: 7422-7435)</li> <li>- Planos Municipais de Ordenamento do Território (PMOT) (incluindo Plano Director Municipal, Planos de Urbanização e Planos de Pormenor) de Vila Nova de Cerveira: abrangem a área total do concelho de Vila Nova de Cerveira (RCM: 5/95, 20/01/95 – I Série B: 332-342)</li> <li>- Planos Municipais de Ordenamento do Território (PMOT) (incluindo Plano Director Municipal, Planos de Urbanização e Planos de Pormenor) de Valença: abrangem a área total do concelho de Valença (RCM. 78/94, 07/09/94 – I Série B: 5290-5301; A. 12235/10, 18/06/10 – II Série: 33537-33556)</li> <li>- <b>Áreas de intervenção de outros instrumentos de gestão territorial (servições administrativas e restrições de utilidade pública):</b></li> <li>- <i>Dominio Público Hídrico</i>: abrange os domínio público marítimo, lacustre e fluvial e o domínio público das restantes águas. Tem uma largura de: 50 m nas margens das águas do mar, bem como a das águas navegáveis ou flutuáveis que se encontram sujeitas à jurisdição das autoridades marítimas e portuárias; 30 m nas margens das restantes águas navegáveis ou flutuáveis; e 10 m nas margens das águas não navegáveis nem flutuáveis, nomeadamente torrentes, barrancos e córregos de caudal descontínuo (L. 54/05, 15/11/05 – I Série A: 6520-6525)</li> <li>- <i>Áreas ameaçadas pelo mar, cheias e inundações – Zonas Adjacentes</i>: abrangem as áreas afectadas pelo avanço do mar e as áreas até à linha alcançada pela maior cheia, com período de retorno de 100 anos, ou à maior cheia conhecida, no caso de não existirem dados que permitam identificar a anterior, ou uma faixa de 100 m para cada lado da linha da margem do curso de água quando se desconheça o período de retorno (L. 54/05, 15/11/05 – I Série A: 6520-6525)</li> <li>- Reserva Ecológica Nacional (REN): abrange a área total dos concelhos (DL. 166/08, 22/08/08 – I Série: 5865-5884)</li> <li>- Reserva Agrícola Nacional (RAN): abrange a área total dos concelhos (DL. 73/09, 31/03/09 – I Série: 1988-2000)</li> </ul>		
---	--	--

## Conclusões

As zonas costeiras encontram-se ameaçadas pelos impactos adversos de alterações no clima e no nível do mar e estarão expostas a riscos crescentes, particularmente os seus ecossistemas mais sensíveis como os estuários.

A avaliação de vulnerabilidade destina-se a informar os decisores para o desenvolvimento de políticas e acções que reduzam os riscos associados às alterações climáticas (Füssel e Klein, 2006).

Em Portugal, os estuários estão bastante expostos à subida do nível do mar pois situam-se essencialmente em áreas baixas e com elevadas densidades populacionais, constituindo, portanto, áreas altamente sensíveis e de elevada vulnerabilidade aos efeitos das alterações climáticas. Neste contexto, uma avaliação de vulnerabilidade permitirá identificar as opções de adaptação, estimar o seu potencial para reduzir os efeitos adversos, e avaliar a capacidade da sociedade e das instituições as implementar. Esta avaliação representa um importante passo para fornecer as recomendações para decisores, os quais devem olhar para as opções de resposta disponíveis, incluindo considerações sobre a sua execução e integração nos instrumentos de gestão territorial.

Uma “completa” avaliação de vulnerabilidade do estuário do Rio Minho, suportada numa base de dados em SIG, permitirá compreender espacialmente a sua vulnerabilidade e também desenvolver medidas de adaptação, as quais devem ser integradas nos instrumentos de gestão territorial para garantir uma gestão pró-activa dos efeitos das alterações climáticas, bem como uma abordagem mais holística tendo em vista um desenvolvimento sustentável e a gestão integrada da zona costeira.

## Referências

- Alves, A. M. (1996).** *Causas e processos da dinâmica sedimentar na evolução actual do litoral do Alto Minho.* Tese de Doutoramento (Não publicado), Universidade do Minho, Braga, Portugal, 442 p.
- Andrade, C., Pires, O., Taborda, R. e Freitas, M. C. (2007).** *Projecting future changes in wave climate and coastal response in Portugal by the end of the 21st century.* Journal of Coastal Research, Special Issue (Proceedings of the 9<sup>th</sup> International Coastal Symposium, Gold Coast, Australia) 50: 263-267. ISSN: 0749.0208.
- Behnen, T. (2000).** *Der beschleunigte Meeresspiegelanstieg und seine sozioökonomischen Folgen: Eine Untersuchung der Ursachen, methodischen Ansätze und Konsequenzen unter besonderer Berücksichtigung Deutschlands (The accelerated sea level rise and its socio-economic consequences: A study of the causes, consequences and methodological approaches with particular reference to Germany).* Hannoversche Geographische Arbeiten 54, Hannover. In Schleupner, C. (2007). *Spatial assessment of sea level rise on Martinique's coastal zone and analysis of planning frameworks for adaptation.* Journal of Coastal Conservation, 11(2): 91-103. DOI: 10.1007/s11852-008-0010-2.
- CE (Comissão Europeia) (2009).** *The economics of climate change adaptation in EU coastal areas.* County Report of Portugal, Directorate-General for Maritime Affairs and Fisheries, Policy Research Corporation, Brussels, 13 p. Disponível em: <http://ec.europa.eu/>.
- Carneiro, G. (2007).** *The parallel evolution of ocean and coastal management policies in Portugal.* Marine Policy, 31(4): 421-433. DOI: 10.1016/j.marpol.2007.02.002.
- Chatterjee, A., Phillips, B. e Stroud, D. A. (2008).** *Wetland management planning: A guide for site managers.* WWF, Wetlands International, IUCN & Ramsar Convention, WWF-India, 80 p. Disponível em: [http://assets.panda.org/downloads/wetlands\\_management\\_guide\\_2008.pdf](http://assets.panda.org/downloads/wetlands_management_guide_2008.pdf).

- Christensen, J. H. (2005).** *Prediction of Regional scenarios and Uncertainties for Defining EuropeAN Climate change risks and Effects.* PRUDENCE Project Final Report, 261 p. Disponível em: <http://prudence.dmi.dk/>.
- Coelho, C., Silva, R., Veloso-Gomes, F. e Taveira-Pinto, F. (2009).** *Potential effects of climate change on Northwest Portuguese coastal zones.* International Council for the Exploration of the Sea Journal of Marine Science, 66(7): 1497-1507. DOI: 10.1093/icesjms/fsp132.
- CSO (Coastal States Organization) (2007).** *The role of coastal zones programs in adaptation to climate change.* Final Report of the CSO Climate Change Work Group, 30 p. Disponível em: <http://www.coastalstates.org>.
- Dias, J. A. e Taborda, R. (1988).** *Evolução recente do nível médio do mar em Portugal.* Anais do Instituto Hidrográfico, 9: 83-97.
- Ferreira, O. e Dias, J. A. (1991).** *Evolução recente de alguns troços do litoral entre Espinho e o Cabo Mondego.* Actas do 2º Simpósio sobre a Protecção e Valorização da Faixa Costeira do Minho ao Liz, Instituto de Hidráulica e Recursos Hídricos, Universidade do Porto, Porto, Portugal, pp. 85 - 95.
- Ferreira, O., Dias, J. A. e Taborda, R. (2008).** *Implications of sea-level rise for Continental Portugal.* Journal of Coastal Research, 24(2): 317-324. DOI: 10.2112/07A-0006.1.
- Füssel, H. M. e Klein, R. J. T. (2006).** *Climate change vulnerability assessments: an evolution of conceptual thinking.* Climatic Change, 75(3): 301–329. DOI: 10.1007/s10584-006-0329-3.
- Green, D. R. e King, S. D. (2004).** *Applying the geospatial technologies to estuary environments.* In *GIS for coastal zone management: Research monographs in GIS*, Bartlett, D. and Smith, J. (eds.), Book Chapter 18, CRC Press LLC, pp. 239-255. ISBN: 9780415319720.
- Harvey, N. e Woodroffe, C. D. (2008).** *Australian approaches to coastal vulnerability assessment.* Sustainability Science, 3(1): 67-87. DOI: 10.1007/s11625-008-0041-5.
- Hinkel, J. e Klein, R. J. T. (2006).** *Integrating Knowledge for Assessing Coastal Vulnerability to Climate Change.* In *Managing Coastal Vulnerability: An Integrated Approach*, McFadden, L., Nicholls, R. J. and Penning-Rowsell, E. C. (eds.), Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands, 20 p.
- ICNB (Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade) (2008).** *Plano sectorial da Rede Natura 2000.* Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Lisboa, Portugal. Disponível em: <http://portal.icnb.pt/ICNPortal/vPT2007/O+ICNB/Ordenamento+e+Gestão/Plano+Sectorial+da+Rede+Natura+2000/Plano+Sectorial+da+Rede+Natura+2000.htm>.
- INAG (Instituto da Água) (2001).** *Plano de bacia hidrográfica do Rio Minho: Relatório final.* Instituto da Água, Lisboa, Portugal, 521 p. Disponível em: <http://www.inag.pt/index.php?view=article&id=120>.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (1992).** *A common methodology for assessing vulnerability to sea-level rise.* In *Global Climate Change and the Rising Challenge of the Sea*, Report of the Coastal Zone Management Subgroup, Response Strategies Working Group of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Ministry of Transport, Public Works and Water Management, The Hague, The Netherlands, Appendix C, 27 p.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2000).** *Emissions scenarios (SRES): A special report of Intergovernmental Panel on Climate Change working group III.* Intergovernmental Panel on Climate Change, 27 p. ISBN: 92-9169-113-5. Disponível em: <http://www.ipcc.ch/pdf/special-reports/spm/sres-en.pdf>.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2007a).** *Climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of working group II to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, UK, 976 p. ISBN: 978 0521 88010-7. Disponível em: [http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/publications\\_and\\_data\\_reports.htm](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.htm).

- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2007b).** *Climate change 2007: Synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, 102 p. ISBN: 978 0521 88011-4. Disponível em: [http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/publications\\_and\\_data\\_reports.htm](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.htm).
- Kaiser, G. (2006).** *Risk and vulnerability analysis to coastal hazards – an approach to integrated assessment*. Ph.D. Dissertation, University of Kiel, Kiel, Germany, 253 p.
- Kay, R. C. e Waterman, P. (1993).** *Review of the applicability of the ‘common methodology for assessment of vulnerability to sea level rise’ to the Australian coastal zone*. In *Vulnerability Assessment to Sea Level Rise and Coastal Zone Management: Proceedings of the Eastern Hemisphere Workshop*, McLean, R. F. and Mimura, N. (eds.), Department of Environment Sport and Territories, Tsukuba, pp. 237-248.
- Kuleli, T., Senkal, O. e Erdem, M. (2009).** *National assessment of sea level rise using topographic and census data for Turkish coastal zone*. Environmental Monitoring and Assessment, 156(1-4): 425-434. DOI: 10.1007/s10661-008-0495-z.
- Nicholls, R. J., Hoozmans, F. M. J. e Marchand, M. (1999).** *Increasing flood risk and wetland losses due to global sea-level rise: regional and global analyses*. Global Environmental Change, 9(S1): S69-S87. DOI: 10.1016/S0959-3780(99)00019-9.
- Nicholls, R. J. (2002).** *Analysis of global impacts of sea-level rise: a case study of flooding*. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 27(32-34): 1455-1466. DOI: 10.1016/S1474-7065(02)00090-6.
- Nicholls, R. J. e Tol, R. S. J. (2006).** *Impacts and responses to sea-level rise: A global analysis of the SRES scenarios over the twenty-first century*. Philosophical Transactions of the Royal Society, A 364(1841): 1073-1095. DOI: 10.1098/rsta.2006.1754.
- Özyurt, G. e Ergin, A. (2009).** *Application of sea level rise vulnerability assessment model to selected coastal areas of Turkey*. Journal of Coastal Research, SI 56 (Proceedings of the 10<sup>th</sup> International Coastal Symposium): 248-251. ISSN: 0749-0258.
- Parry, M. L. (2000).** *Assessment of potential effects and adaptations for climate change in Europe: Summary and conclusions*. Jackson Environment Institute, University of East Anglia, Norwich, UK, 24 p.
- Pinho, L., Martins, F. e Almeida, A. (2007).** *Socio-territorial GIS as a tool to support Coastal Management*. Proceedings of the CoastGIS 07, Santander, Spain, 2, pp. 87-96.
- Preston, B. L. (2004).** *Observed winter warming of the Chesapeake Bay estuary 1949–2002: Implications for ecosystem management*. Environmental Management 34(1): 125-139. DOI: 10.1007/s00267-004-0159-x.
- Salm, R. V., Clark, J. e Siirila, E. (2000).** *Marine and coastal protected areas: a guide for planners and managers*. IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. Washington D.C., 371 p. ISBN: 2 8317 0540 1.
- Santos, F. D. e Miranda, P. (eds.) (2006).** *Alterações climáticas em Portugal: Cenários, impactos e medidas de adaptação – Projecto SIAM II*, Gradiva, Lisboa, Portugal, 506 p.
- Schleupner, C. (2007).** *Spatial assessment of sea level rise on Martinique’s coastal zone and analysis of planning frameworks for adaptation*. Journal of Coastal Conservation, 11(2): 91-103. DOI: 10.1007/s11852-008-0010-2.
- Sheaves, M., Brodie, J., Brooke, B., Dale, P., Lovelock, C., Waycott, M., Gehrke, P., Johnston e Baker, R. (2007).** *Vulnerability of coastal and estuarine habitats in the Great Barrier Reef to climate change*. In Johnson, J. E. and Marshall, P. A. (eds) *Climate change and the Great Barrier Reef a vulnerability assessment*, Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville, Australia and the Australian Greenhouse Office in the Department of the Environment and Water Resources, 818 p. ISBN: 9781876945619. Disponível em: <http://www.gbrmpa.gov.au/>.

- Sousa, R., Guilhermino, L. e Antunes, C. (2005).** *Molluscan fauna in the freshwater tidal area of the river Minho estuary, NW of Iberian Peninsula.* Annales de Limnologie – International Journal of Limnology, 41(2): 141-147. DOI: 10.1051/limn/2005009.
- Sousa, R., Dias, S. C., Guilhermino, L. e Antunes, C. (2008).** *Minho river tidal freshwater wetlands: Threats to faunal biodiversity.* Aquatic Biology, 3(3): 237-250. DOI: 10.3354/ab00077.
- Szlafsztein, C. F. (2005).** *Climate change, sea-level rise and coastal natural hazards: A GIS-based vulnerability assessment, State of Pará, Brazil,* Human Security and Climate Change – International Workshop, Oslo, 31 p. Disponível em: <http://www.gechs.org/downloads/holmen/Szlafsztein.pdf>.
- Szlafsztein, C. e Sterr, H. (2007).** *A GIS-based vulnerability assessment of coastal natural hazards, state of Pará, Brazil.* Journal of Coastal Conservation, 11(1): 53-66. DOI: 10.1007/s11852-007-0003-6.
- Thumerer, T., Jones, A. P. e Brown, D. (2000).** *A GIS based coastal management system for climate change associated flood risk assessment on the East coast of England.* International Journal of Geographical Information Science, 14(3): 265-281. DOI: 10.1080/136588100240840.
- Tobin, G. A. e Montz, B. E. (1997).** *Natural hazards: explanation and integration.* Guilford Publishing: New York, New York, 388 p. ISBN: 1-57230-061-2.
- Townend, I. (2002).** *Marine science for strategic planning and management: The requirement for estuaries.* Marine Policy, 26(3): 209-219. DOI: [10.1016/S0308-597X\(02\)00003-9](https://doi.org/10.1016/S0308-597X(02)00003-9).
- Voice, M., Harvey, N. e Walsh, K. (2006).** *Vulnerability to climate change of Australia's coastal zone: analysis of gaps in methods, data and system thresholds.* Report to the Australian Greenhouse Office, Canberra, Australia, 120 p. Disponível em: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.116.4503&rep=rep1&type=pdf>.
- Wilby, R. L., Orr, H., Hedger, G. M., Forrow, D. e Blackmore, M. (2006).** *Risks posed by climate change to the delivery of Water Framework Directive objectives in the UK.* Environment International, 32(8): 1043-1055. DOI: 10.1016/j.envint.2006.06.017.
- Zeidler, R. (1997).** *Climate change vulnerability and response strategies for the coastal zone of Poland.* Climate Change, 36(1-2): 151-173. DOI: 10.1023/A:1005394909182.

## Caracterização da comunidade de macroinvertebrados Bentónicos num afluente do rio Minho

A.R. Carvalho<sup>1\*</sup>, A. Roleira<sup>1</sup>, A.C. Braga<sup>1</sup>, M.J. Araújo<sup>1</sup>, C. Ramos<sup>2</sup>, C. Antunes<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>CIIMAR – Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental. Rua dos Bragas, 289. 4050-123 PORTO

<sup>2</sup>Aquamuseu do Rio Minho. Parque do Castelinho. 4920-290 VILA NOVA DE CERVEIRA

\*Correio electrónico: anarita.carvalho31@gmail.com

### Introdução

#### MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

- Potencial indicador da qualidade da água.
- Vantagens: ampla distribuição, mobilidade limitada, ciclo de vida relativamente longo, diferentes sensibilidades à poluição.
- Presença/Ausência permite inferir acerca da qualidade da água.

#### ÍNDICES BIÓTICOS

- BMWP' - índice ajustado à Península Ibérica, atribui uma pontuação única para as famílias de macroinvertebrados bentónicos, representando a tolerância da família à poluição da água. Pontuação diminui com o aumento da tolerância à poluição.
- ASPT - pontuação média por taxon. Valores altos reflectem a existência de maior número de espécies sensíveis à contaminação aquática.

#### OBJECTIVO DO TRABALHO

- Análise da comunidade de macroinvertebrados como contributo para a caracterização ecológica do ribeiro de Campos.

### Metodologia

#### LOCAL DE ESTUDO

- Ribeiro de Campos (Vila Nova de Cerveira) – bacia hidrográfica do Rio Minho
- Área sub-bacia: 1278,3 ha
- Percurso final inserido na zona industrial VNC
- 3 estações de amostragem

#### AMOSTRAGEM E TRATAMENTO DAS AMOSTRAS BIOLÓGICAS

- 6 réplicas em cada estação, recorrendo a rede de Surber<sup>[2]</sup>. Amostras fixadas em formol 4%.
- Triagem dos organismos e conservação em álcool a 70%.
- Identificação e contagem dos organismos<sup>[2,3,4]</sup>.

#### ANÁLISE DOS DADOS

- Cálculo da Riqueza específica e Índice de diversidade de Shannon-Weaver.
- Análise da estrutura trófica<sup>[1]</sup>.
- Cálculo dos Índices Bióticos BMWP' e ASPT .

## Resultados

Registou-se um total de 1065 indivíduos, correspondendo mais de 70% deste valor a organismos encontrados na estação 3. Este foi também o local de amostragem onde se verificou um maior valor da riqueza específica e do índice de diversidade. Em termos de regime trófico, recolheram-se principalmente organismos colectores. Na estação 1, estes organismos representaram cerca de 94% do total. Na estação 2, representam 77%, registando-se um aumento da percentagem de predadores (13%). Na estação 3, os colectores foram igualmente o grupo mais representado (50%), seguido de omnívoros (20%), filtradores (13%), predadores (9%) e trituradores (7%). O valor do índice biológico BMWP' foi menor na estação 1 e mais elevado na estação 3. O menor valor do ASPT verificou-se na estação 1, tendo sido semelhante nas estações 2 e 3.

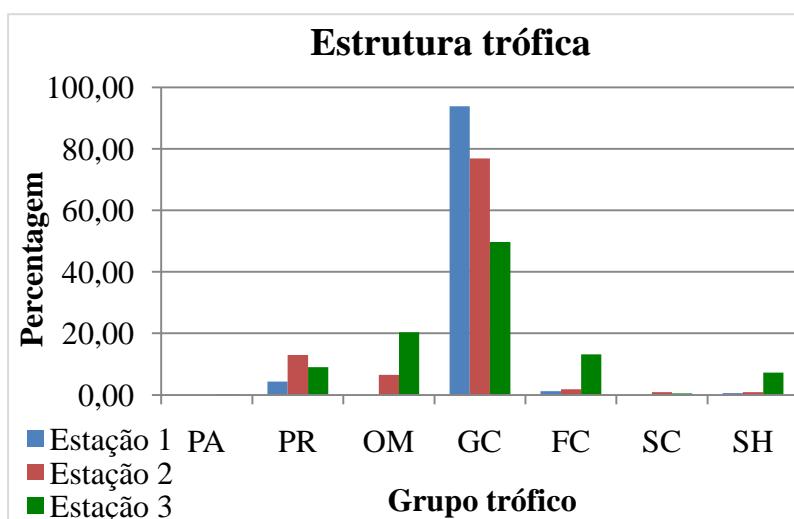


Figura 1 - Gráfico representativo da estrutura trófica da comunidade de macroinvertebrados, nas três estações de amostragem. Legenda: PA – parasitas; PR – predadores; OM – omnívoros; GC – colectores; FC – filtradores; SC – raspadores; SH – trituradores.

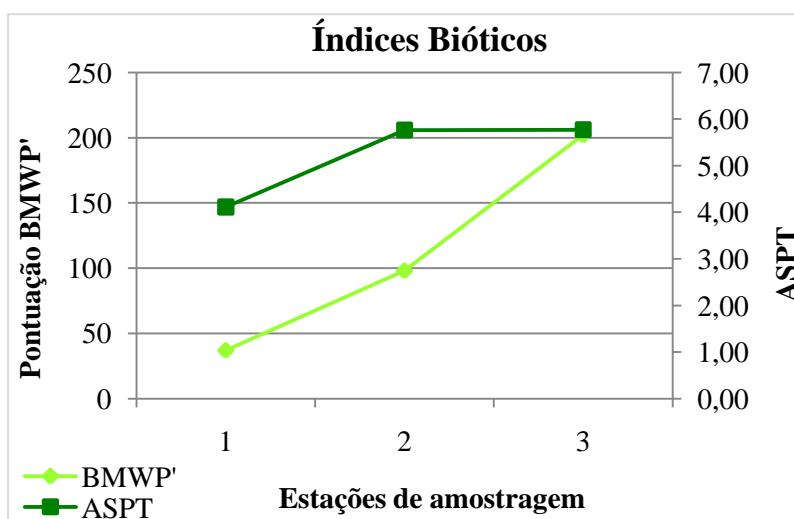


Figura 2 - Gráfico dos índices bióticos BMWP' e ASPT nas três estações de amostragem.

## Discussão/Conclusões

### ESTRUTURA TRÓFICA

Segundo Vannote *et al.* (1980), nas linhas de água de maior ordem existem maioritariamente organismos colectores, que filtram ou recolhem a matéria orgânica particulada fina que o rio recebe dos processos de decomposição dos detritos de folhada e madeira que ocorrem a montante. É de salientar também a presença de predadores nestas zonas<sup>[5]</sup>. Neste estudo, as estações estão localizadas num curso de água com o mesmo nº de ordem (ordem 4 segundo classificação de Strahler), verificando-se uma diminuição de montante para jusante, dos colectores, que pode ser devida a pressões do meio. Em linhas de água de menor ordem, os trituradores, os colectores e os raspadores assumem maior importância, dado que são responsáveis pela decomposição dos detritos e utilizam a matéria orgânica particulada grosseira<sup>[5]</sup>. Essa tendência começa a ser visível na estação 3, estação localizada mais a montante.

### QUALIDADE ECOLÓGICA DA ÁGUA

O valor do índice biótico calculado para o ponto de amostragem mais a montante (estação 3) indica que se tratam de águas muito limpas, correspondente à Classe I, verificando-se também valores altos de riqueza (35) e diversidade (3,685). Para a estação 2, os resultados revelam que se tratam de águas de Classe II (alguns efeitos de contaminação evidentes); os valores de riqueza (17) e diversidade (2,886) foram menores do que na estação 3. O valor do índice biótico na estação 1, indica que se tratam de águas contaminadas (Classe III), com valores baixos de riqueza (9) e diversidade de macroinvertebrados (1.369). O valor elevado do ASPT nas estações 2 e 3 demonstra a presença de espécies sensíveis à contaminação, o que reflecte também que a contaminação aquática nestas zonas pode não ser muito relevante. Assim, verifica-se uma diminuição da qualidade da água de montante para jusante, factor que provavelmente deve estar associado às pressões humanas geradas pelos núcleos populacionais e industriais, que se concentram principalmente no percurso final do ribeiro.

### Bibliografia

- [1] Barbour, MT, Gerritsen, J, Snyder, BD & Stribling, JB. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water. Washington, D.C.
- [2] Campaioli, S, Ghetti, PF, Minelli, A & Ruffo, S. 1994. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Provincia Autonoma di Trento, Trento, Vol. I.
- [3] Campaioli, S, Ghetti, PF, Minelli, A & Ruffo, S. 1999. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Provincia Autonoma di Trento, Trento, Vol. II.
- [4] Tachet, H, Richoux, P, Bournaud, M & Usseglio-Polatera, P. 2006. *Invertébrés d'eau douce – systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions. Paris.
- [5] Vannote, RL, Minshall, GW, Cummins, KW, Sedell, JR & Cushing, CE. 1980. *The river continuum concept*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37:130-137.

## Diferenças estruturais na carapaça do caranguejo-verde *Carcinus maenas* (Decapoda: Portunidae) em dois locais próximos do baixo estuário do Minho

Souza, A.T.<sup>1,2,\*</sup>, Ilarri, M.I.<sup>1,2</sup>, Campos, J.<sup>1</sup>, Marques, J.C.<sup>3</sup> & Martins, I.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> CIMAR/CIIMAR – Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Universidade do Porto, Rua dos Bragas 289, 4050-123, Portugal

<sup>2</sup> ICBAS, Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar – Universidade do Porto - Lg. Prof. Abel Salazar, 2, 4099-003 Porto, Portugal

<sup>3</sup> IMAR – CMA, Institute of Marine Research - Centre for Sea and Environment, Department of Life Sciences, University of Coimbra, Apartado 3046, 3001-401 Coimbra, Portugal

\*Autor para correspondência: allantsouza@gmail.com

### Resumo

Os crustáceos são conhecidos pelos seus exoesqueletos duros e calcificados que sustentam o corpo, fornecendo resistência às cargas mecânicas e dessecção, bem como proteção às condições ambientais adversas. Em contraste, o crescimento só pode ocorrer periodicamente através da muda ou ecdise do exoesqueleto. Este processo é desencadeado por diversos fatores ambientais, como temperatura da água, salinidade, ciclo de maré, fotoperíodo, disponibilidade de alimentos e características populacionais. Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo comparar a estrutura da carapaça do caranguejo-verde *Carcinus maenas* em dois locais próximos (2 km de distância) no estuário do Minho, que apresentam parâmetros físico-químicos e condições ambientais diferentes (temperatura, pH, densidade de caranguejos e proporção sexual). Caranguejos no período de intermuda tiveram seus sexos (macho, fêmea ou jovem) e morfotipos de cor (verde ou vermelho) identificados. A largura da carapaça (LC) e comprimento própodo (CP) de ambas as garras foram medidos. Posteriormente, as carapaças foram secas ao ar e pesadas. Considerando as relações entre os parâmetros da carapaça como variáveis e, portanto, corrigidos para o tamanho dos indivíduos de ambos os locais de amostragem apresentaram diferenças significativas (teste t, p<0,01). A análise SIMPER revelou que o LC/peso e proporções espessura/LC explicou todas as dissimilaridades encontradas entre os locais. Em geral, a carapaça dos machos foi proporcionalmente mais espessa na estação 2 (teste t, p<0,01), enquanto que as carapaças das fêmeas foram proporcionalmente mais espessas na estação 1 (teste t, p<0,001). Uma carapaça espessa pode ser vantajosa quando os indivíduos competem por comida ou parceiros sexuais. Nós hipotetizamos que, uma vez que na estação 2, a densidade de indivíduos foi duas vezes maior do que na estação 1, é provável que os encontros agonísticos são mais frequentes, favorecendo assim uma espessa carapaça.

União Europeia  
FEDER

Investimos no seu futuro

